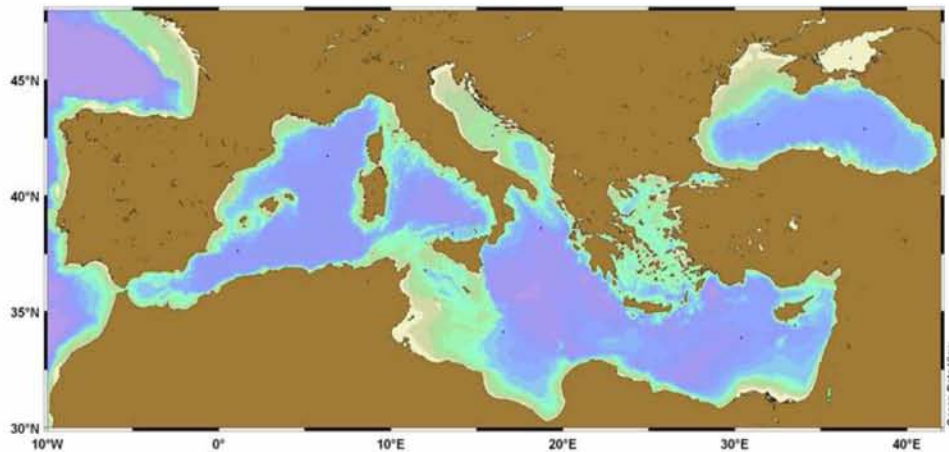


ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ ΚΑ ΥΔΑΤΙΝΟΥ
ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΠΡΟΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των μεσογειακών
αποθεμάτων»**



Ανδρομάχη Ντινούλη

ΒΟΛΟΣ 2012

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

- 1. Αθανάσιος Τσίκληρας,** Λέκτορας, Θαλάσσια Βιολογία - Αλιευτικά Αποθέματα, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Επιβλέπων.***
- 2. Χρήστος Νεοφύτου,** Καθηγητής, Ιχθυολογία - Υδροβιολογία, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος.***
- 3. Άρης Ψιλοβίκος,** Επίκουρος Καθηγητής, Αειφορική Διαχείριση Υδατικών Πόρων, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος.***

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Με την ολοκλήρωση της προπτυχιακής διπλωματικής μου εργασίας θα ήθελα να ευχαριστήσω όλους όσους συνέβαλλαν στο να την φέρω σε πέρας. Ιδιαίτερα, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου, κ. Αθανάσιο Τσίκληρα για την καθοδήγηση, την υποστήριξη και τη βοήθεια του, κατά τη διάρκεια διεκπεραίωσης της παρούσας προπτυχιακής εργασίας. Τον ευχαριστώ για τις γνώσεις που μου παρείχε, αλλά και για το ενδιαφέρον και τη συμπαράστασή του, τόσο κατά τη συγγραφή της, όσο και καθ' όλο το διάστημα της συνεργασίας μας.

Θα ήθελα επίσης να ευχαριστήσω τα μέλη της εξεταστικής επιτροπής, τον Καθηγητή κ. Χρήστο Νεοφύτου και τον Επίκουρο Καθηγητή κ. Άρη Ψιλοβίκο, του Τμήματος Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, για τη συμμετοχή τους στην εξεταστική επιτροπή και τις χρήσιμες υποδείξεις και διορθώσεις τους.

Ακόμη, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Καθηγητή του Τμήματος Βιολογίας Α.Π.Θ. κ. Κωνσταντίνο Ι. Στεργίου και τον Καθηγητή του Fisheries Centre, University of British Columbia του Καναδά κ. Daniel Pauly, για τις χρήσιμες υποδείξεις τους στην προσέγγιση της μεθοδολογίας.

Τέλος, ευχαριστώ τους γονείς μου για τη συνεχή συμπαράσταση και την κατανόηση που έδειξαν καθ' όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Οι χρονοσειρές αλιευτικής παραγωγής προσφέρουν χρήσιμη πληροφορία με μικρό κόστος και έχουν χρησιμοποιηθεί για την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς και το οικοσύστημα και για τη διερεύνηση των πρότυπων εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων. Κρίνονται δε ιδιαίτερα χρήσιμες σε περιοχές με περιορισμένα βιολογικά και αλιευτικά δεδομένα ή με σποραδική συλλογή τους.

Στην παρούσα εργασία εκτιμήθηκε η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας με βάση τα τελευταία διαθέσιμα δεδομένα, και συγκρίθηκαν τα αποτελέσματα με άλλες περιοχές όπου έχει εφαρμοστεί παρόμοια προσέγγιση. Στις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας η ετήσια αλιευτική παραγωγή (με εξαίρεση τα απορριπτόμενα και τα παράνομα αλιεύματα καθώς και αυτά που δεν αναφέρονται ή προέρχονται από αθλητική ή ψυχαγωγική αλιεία), καταγράφεται από το 1970. Τα αποθέματα των δέκα αλιευτικών υποπεριοχών κατατάχθηκαν σε τέσσερις κατηγορίες (αναπτυσσόμενα, πλήρως εκμεταλλευμένα, υπεραλιευμένα, εξαντλημένα) με την μέθοδο της καμπύλης παραγωγής που βασίζεται στην παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με το έτος της διαχρονικά μέγιστης αλιευτικής παραγωγής. Η μέθοδος αυτή χρησιμοποιείται για πρώτη φορά στις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας.

Σύμφωνα με την ανάλυση της αλιευτικής παραγωγής των αποθεμάτων της Μεσογείου, βρέθηκε ότι σε όλες τις αλιευτικές υποπεριοχές το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων ξεπερνούσε το 50%. Ωστόσο, ο βαθμός εκμετάλλευσης ήταν διαφορετικός ανάλογα με την περιοχή. Οι υποπεριοχές 1.2, 3.1, 4.1 και 4.2 ήταν αυτές που δέχονται την υψηλότερη αλιευτική εκμετάλλευση,

αφού το αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων ξεπερνούσε το 75%. Στον αντίποδα, οι περιοχές 2.1 και 1.1 ήταν αυτές με το μικρότερο αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων, ενώ τα περισσότερα αναπτυσσόμενα αποθέματα παρατηρήθηκαν στις περιοχές 2.1 και 4.3. Το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων ήταν χαμηλό και σχετικά σταθερό μεταξύ των τριών υποπεριοχών (4.1, 4.2 και 4.3) της Μαύρης Θάλασσας, υψηλότερο και σχετικά σταθερό στην Ανατολική και Κεντρική Μεσόγειο, ενώ παρουσίαζε αυξομειώσεις μεταξύ των υποπεριοχών της Δυτικής Μεσογείου (1.1, 1.2 και 1.3).

Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας έχει αυξηθεί σε σχέση με την αμέσως προηγούμενη εκτίμηση για την περιοχή που αναφέρει ότι το 74% των αποθεμάτων είναι πλήρως εκμεταλλευμένα ή υπεραλιευμένα, χωρίς ωστόσο να γίνεται αναφορά στα εξαντλημένα. Η κατάσταση στις υπόλοιπες περιοχές του κόσμου είναι μάλλον χειρότερη αφού το 1999, το 50% των αποθεμάτων στη Βόρεια Θάλασσα και το ΒΑ Ατλαντικό ήταν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα. Πιο πρόσφατη ανάλυση έδειξε ότι, παγκοσμίως, τα αναπτυσσόμενα αποθέματα μειώνονται συνεχώς σε αντίθεση με τα υπεραλιευμένα και τα εξαντλημένα των οποίων το ποσοστό αυξάνει.

Η παρούσα μεθοδολογία έχει το πλεονέκτημα ότι εντοπίζει άμεσα την τάση υπεραλίευσης ενός αποθέματος, αλλά θα πρέπει να συμπληρωθεί με βιολογικά και αλιευτικά δεδομένα για κάθε απόθεμα προκειμένου να βελτιωθεί η αξιοπιστία του αποτελέσματος.

Λέξεις-κλειδιά: αλιευτική παραγωγή, εκμετάλλευση, Μεσόγειος Θάλασσα, Μαύρη Θάλασσα.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	1
1.1. Η εξέλιξη της αλιείας.....	1
1.2. Παγκόσμια αλιεία.....	3
1.3. Μεσογειακή αλιεία.....	5
1.4. Υπεραλίευση.....	6
1.5. Δείκτες αξιολόγησης της αλιευτικής κατάστασης.....	8
1.6. Αλιευτική διαχείριση.....	10
1.7. Σκοπός.....	13
2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	14
2.1. Περιοχή έρευνας.....	14
2.1.1. Μεσόγειος Θάλασσα.....	14
2.1.2. Μαύρη Θάλασσα.....	16
2.2. Καταγραφή της παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής.....	19
2.3. Βάση δεδομένων του FAO.....	19
2.4. Βάση δεδομένων της GFCM.....	21
2.5. Κατηγορίες εκμετάλλευσης.....	25
2.6. Επεξεργασία δεδομένων.....	27
3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ.....	29
3.1. Συνολική εκτίμηση της κατάστασης των μεσογειακών αποθεμάτων (περιοχή FAO 37).....	29
3.2. Εκτίμηση των αποθεμάτων ανά περιοχή και υποπεριοχή.....	33
3.2.1. Δυτική Μεσόγειος.....	33
3.2.2. Κεντρική Μεσόγειος.....	38

3.2.3. Ανατολική Μεσόγειος.....	42
3.2.4. Μαύρη Θάλασσα.....	46
4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	52
5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ-ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ.....	62
5.1. Συμπεράσματα.....	62
5.2. Προτάσεις.....	63
6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	67
6.1. Ελληνική βιβλιογραφία.....	67
6.2. Ξένη βιβλιογραφία.....	67
6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία.....	76
7. ABSTRACT.....	77

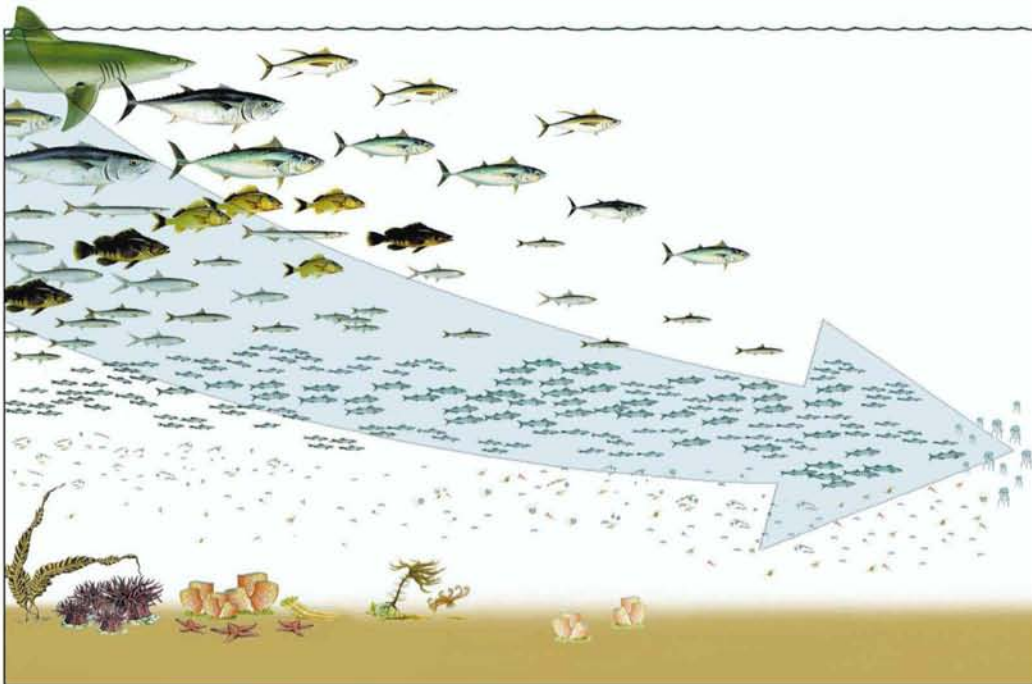
1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1. Η εξέλιξη της αλιείας

Αλιεία είναι η σύλληψη της υδρόβιας άγριας φύσης (Pauly et al. 2002) και είναι τόσο παλιά όσο η ανθρωπότητα. Στους αρχαίους χρόνους, οι άνθρωποι αλίευαν μόνο για την κάλυψη των βασικών τους αναγκών, ενώ μετέπειτα και για εμπορικούς σκοπούς (Leonart et al. 1998). Η διαδικασία της αλιείας έγινε βιομηχανοποιημένη τον 20^ο αιώνα, κατά τη διάρκεια του Α' Παγκοσμίου πολέμου, οπότε χρησιμοποιήθηκαν τα πρώτα πετρελαιοκίνητα σκάφη. Στη συνέχεια, μετά το Β' Παγκόσμιο πόλεμο, προστέθηκαν στην εκβιομηχάνιση της αλιείας καινούργιες τεχνολογίες (ραντάρ και ηλεκτρονικά συστήματα για τον εντοπισμό των αποθεμάτων), οι οποίες εφαρμόστηκαν στον εκσυγχρονισμό των αλιευτικών σκαφών και των αλιευτικών εργαλείων (Pauly et al. 2002). Το αποτέλεσμα της τεχνολογικής βελτίωσης, οδήγησε στην επέκταση της αλιείας σε όλα τα βάθη και τα γεωγραφικά πλάτη (Anticamara et al. 2011).

Ομοίως και σήμερα, η αλιεία είναι σημαντική τόσο στον οικονομικό όσο και στον κοινωνικό τομέα καθώς αποτελεί το 20% της ζωικής πρωτεΐνης που καταναλώνει ο άνθρωπος (Sumaila et al. 2007), αλλά είναι και μια σημαντική πηγή απασχόλησης (Allan et al. 2005), παρέχοντας εργασία (άμεσα ή έμμεσα) σε περίπου 200 εκατομμύρια ανθρώπους (Botsford et al. 1997). Η παγκοσμιοποίηση και η συνεχώς αυξανόμενη ζήτηση των αλιευτικών προϊόντων, συμβάλλουν στην αύξηση της παγκόσμιας αλιευτικής προσπάθειας (Anticamara et al. 2011). Συνεπώς, τόσο οι αναπτυσσόμενες όσο και οι αναπτυγμένες χώρες, θέτουν μεγάλη προτεραιότητα στην αλιεία (Allan et al. 2005).

Με την πάροδο των χρόνων, η βιομηχανική αλιεία έχει αναπτυχθεί γρηγορότερα από οποιαδήποτε άλλη βιομηχανική δραστηριότητα και η αποτελεσματικότητά της, η προσαρμοστικότητά της και το εύρος δράσης της, έχουν αυξηθεί εντυπωσιακά (Caddy & Cochrane 2001). Το αποτέλεσμα της τεχνολογικής προόδου των αλιευτικών εργαλείων είναι η αύξηση της ικανότητας σύλληψης των ψαριών, η όχληση του θαλάσσιου οικοσυστήματος, αλλά και η μετακίνηση του αλιευτικού στόλου από τα χαμηλότερα προς τα υψηλότερα τροφικά επίπεδα προκαλώντας έτσι τη μείωση (ή ακόμη και την εξαφάνιση) των κορυφαίων θηρευτών από τα θαλάσσια οικοσυστήματα (Εικ. 1) (Dayton et al. 2002).



Εικόνα 1. Η μείωση του μεγέθους των οργανισμών στα θαλάσσια οικοσυστήματα (Pauly & Maclean 2003).

Το 1884 ο Thomas Huxley's ισχυρίστηκε ότι όλα τα θαλάσσια αποθέματα είναι ανεξάντλητα (Botsford et al. 1997). Πολλοί όμως ήταν αντίθετοι με αυτή την

άποψη και υποστήριζαν ότι είναι λάθος να υποθέτουμε πως ο ωκεανός είναι μια ανεξάντλητη πηγή αποθεμάτων (Caddy & Cochrane 2001). Αυτό αποδείχθηκε και με το πέρασμα των χρόνων, καθώς η αλιεία έχει μειώσει τη συνολική βιομάζα των αποθεμάτων, λόγω της υπερβολικής εκμετάλλευσης (Srinivasan et al. 2010). Οι τωρινοί ρυθμοί εκμετάλλευσης είναι περίπου 60%, ενώ θα έπρεπε να κυμαίνονται μεταξύ 20 με 25%, ώστε το οικοσύστημα να βρίσκεται σε κατάσταση ισορροπίας και να ανανεώνεται (Rosenberg 2003).

Εντούτοις, η υπερβολική αλιευτική προσπάθεια ή ένα ακατάλληλο σχέδιο διαχείρισης μπορεί να δημιουργήσουν δραματικά (Leonart & Recasens 1994) και αμετάκλητα προβλήματα στο οικοσύστημα (Dayton et al. 2002) και στην παροχή τροφίμων (Coll et al. 2008). Ωστόσο, για να αποφευχθεί μια τέτοια κατάσταση, θα πρέπει να γίνει καλύτερη διαχείριση τόσο των δεδομένων και των αποθεμάτων όσο και του θαλάσσιου οικοσυστήματος στο οποίο βασίζεται η αλιεία (Botsford et al. 1997).

1.2. Παγκόσμια αλιεία

Η παγκόσμια αλιευτική παραγωγή το 1948 ήταν 18 εκατομμύρια τόνοι (Caddy & Cochrane 2001) και στις αρχές της δεκαετίας του 1950 ήταν περίπου 19 εκατομμύρια τόνοι (García & De Leiva Moreno 2003), αντιπροσωπεύοντας το 86% της συνολικής παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής (Csirke 2005). Κατά τη δεκαετία του 1960 και του 1970 η παραγωγή αυξήθηκε σταθερά, κατά μέσο όρο 6% το χρόνο (Alveson & Dunlop 1998, Watson & Pauly 2001, Somma 2003). Οι θαλάσσιες συλλήψεις συνέχισαν να αυξάνονται και στις αρχές του 1980 η αλιευτική παραγωγή ήταν περίπου 80 εκατομμύρια τόνοι (García & De Leiva Moreno 2003) και στις αρχές της δεκαετίας του 1990, σταθεροποιήθηκαν μεταξύ 80 και 85 εκατομμύρια τόνων (Alveson & Dunlop

1998). Κατά τη δεκαετία του 1990, το ετήσιο ποσοστό αύξησης των θαλάσσιων συλλήψεων παρέμεινε αμετάβλητο, κάτι που δείχνει ότι κατά μέσο όρο οι παγκόσμιοι ωκεανοί έφτασαν στη μέγιστη παραγωγή τους (Garcia & De Leiva Moreno 2003). Οι συνολικές συλλήψεις όλων των ειδών μειώθηκαν σημαντικά έως το 1994, μάλιστα οι Grainger & Garcia (1996) ανέφεραν ότι τα παγκόσμια αποθέματα σε διάρκεια εννέα χρόνων (1985-1994), μειώθηκαν κατά έξι εκατομμύρια τόνους (Grainger & Garcia 1996). Κατόπιν, η παγκόσμια αλιευτική παραγωγή από το 1996 έως το 2000 κυμάνθηκε στους 86 εκατομμύρια τόνους, με κάποιες μικρές διακυμάνσεις (Caddy & Cochrane 2001, Brown et al. 2006) και έπειτα μειώθηκε σε 79,5 εκατομμύρια τόνους το 2008 (FAO 2010).

Σε μια ανάλυση που πραγματοποιήθηκε, για τα παγκόσμια αποθέματα, βρέθηκε ότι έχει εξαλειφθεί περισσότερο από το 90% των μεγάλων σε μέγεθος ψαριών (Myers & Worm 2003). Το ανησυχητικό συμπέρασμα στο οποίο κατέληξαν, ήταν ότι η παρούσα κατάσταση είναι δύσκολο να αναστραφεί λόγω της παγκόσμιας μείωσης των αποθεμάτων (Myers & Worm 2003). Αυτό βέβαια το συμπέρασμα αμφισβητήθηκε μετά από μια πιο πρόσφατη έρευνα, στην οποία αν και παρατηρήθηκε μια μείωση 32% της συνολικής βιομάζας των περισσότερων αποθεμάτων, δόθηκε η ελπίδα αναδόμησης των αποθεμάτων και των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, ακόμη και αν τα ποσοστά εκμετάλλευσης συνεχίσουν να μειώνονται σημαντικά (Worm et al. 2009).

Συνεπώς, οι πόροι της παγκόσμιας αλιείας βρίσκονται κάτω από τεράστια πίεση (Anticamara et al. 2011). Περίπου το 25% της παγκόσμιας αλιείας είναι μειωμένο (Grafton et al. 2007) και πάνω από τα μισά παγκόσμια αποθέματα θεωρούνται υπεραλιευμένα ή ακόμη και υπό κατάρρευση. Για παράδειγμα, τα έτη 1951-1988, 690 παγκόσμιες ενασχολήσεις (métier) ήταν πλήρως εκμεταλλευμένες και από αυτές οι 152

κατέρρευσαν (Froese & Pauly 2003). Εντούτοις, η κατάσταση έγινε πιο έντονη από το 1970 και έπειτα, έως το 2010, καθώς η παγκόσμια αλιευτική προσπάθεια αυξήθηκε (Anticamara et al. 2011).

1.3. Μεσογειακή αλιεία

Η Μεσόγειος είναι ένα από τα πιο παλιά και πιο εντατικά εκμεταλλευμένα θαλάσσια οικοσυστήματα. Πολλοί από τους πόρους της είχαν κηρυχτεί από το παρελθόν πλήρως εκμεταλλευμένοι ή εξαντλημένοι για πολλές δεκαετίες (Abella et al. 2002). Η Μεσογειακή αλιεία μπορεί να χωριστεί στις εξής κατηγορίες: στην παράκτια ή μικρής κλίμακας αλιεία, η οποία περιλαμβάνει τη χρήση παραδοσιακών εργαλείων και την απουσία τεχνολογικών μέσων, στη μέση αλιεία που ασκείται από τις μηχανότρατες και τα γρι-γρι εντός των χωρικών υδάτων της Μεσογείου και στην υπερπόντια αλιεία ή αλιεία μεγάλης κλίμακας, η οποία ασκείται με μηχανότρατες τεχνολογικά εξοπλισμένες έξω από τα όρια της Μεσογείου (Jacquet & Pauly 2008). Οι παραπάνω κατηγορίες αλιείας έχουν ως στόχο τα παραβενθικά (demersal), τα μικρά και μεγάλα πελαγικά (pelagic) είδη (Paraconstantinou & Farrugio 2000), τα οποία αποτελούν το 50% των συνολικών μεσογειακών συλλήψεων (Garcia et al. 2005).

Η αλιευτική παραγωγή ψαριών (συλλήψεις ή εκφορτώσεις) στη Μεσόγειο έχει αυξηθεί από τη δεκαετία του 1970 έως σήμερα κατά 50% περίπου (Paraconstantinou & Farrugio 2000, Relini 2003). Η συνολική αλιευτική παραγωγή στη Μεσόγειο αυξήθηκε πάνω από 700 χιλιάδες τόνους τη δεκαετία του 1950. Τη δεκαετία του 1960 ξεπέρασε τους 900 χιλιάδες τόνους και τη δεκαετία του 1970 έφτασε τους 1,2 εκατομμύρια τόνους (Gonzalez-Laxe 2008). Η αλιευτική παραγωγή τη δεκαετία του 1980 αυξήθηκε κατά πολύ συγκριτικά με την προηγούμενη δεκαετία, αγγίζοντας τους 1,8 εκατομμύρια

τόνους, μάλιστα η αύξηση από το 1977 έως το 1989 ήταν 42,6% (Farrugio et al. 1993, Paraconstantinou & Farrugio 2000). Από τη δεκαετία του 1990 η συνολική αλιευτική παραγωγή άρχισε να μειώνεται, με μικρές διακυμάνσεις. Για παράδειγμα, το επίπεδο μείωσης από το 1988 έως το 1991 ήταν 30% (Relini 2003). Το 1992 οι συνολικές θαλάσσιες συλλήψεις για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα έφτασαν τους 1,5 εκατομμύρια τόνους, αντιπροσωπεύοντας το 1,8% των παγκόσμιων συλλήψεων (83 εκατομμύρια τόνοι) (Lleonart & Recasens 1994, Collet 2006), ενώ το 1993 οι αναφερθείσες εκφορτώσεις στη Μεσόγειο αυξήθηκαν καθώς αντιπροσώπευαν το 2% της παγκόσμιας θαλάσσιας αλιείας και το 25% των συνολικών ευρωπαϊκών εκφορτώσεων (Lleonart et al. 1998). Συνεπώς, από το 1990 έως το 1995 οι συνολικές συλλήψεις κυμαίνονταν από 1,5 έως 1,8 εκατομμύρια τόνους, ενώ από το 2000 και έπειτα μειώθηκαν στους 1,4 εκατομμύρια τόνους με ελάχιστες αυξομειώσεις (Relini 2003), παρουσιάζοντας ένα μέγιστο ποσοστό συλλήψεων το 2002 με 1,5 εκατομμύρια τόνους (Collet 2006, Gonzalez-Laxe 2008).

1.4. Υπεραλίευση

Τα αλιευτικά αποθέματα άρχισαν να δέχονται πιέσεις και να υπεραλιεύονται από τη στιγμή που ο άνθρωπος άρχισε να ψαρεύει (Lleonart et al. 1998). Ως όρος, η υπεραλίευση χρησιμοποιήθηκε για πρώτη φορά το 1854 (Cleghorn 1854) και η πρώτη επιστημονική δημοσίευση η οποία αναφέρθηκε σε μείωση της αφθονίας των ψαριών κατά 33%, εξαιτίας της υπερβολικής αλιείας, ήταν για το διάστημα 1885-1895 (Garstang 1900). Τα σημάδια της υπερβολικής εκμετάλλευσης ήταν ανιχνεύσιμα από το 1950. Το 1960 παρατηρήθηκε μεγάλη αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας και από το 1970 και έπειτα εμφανίστηκαν οι πρώτες καταρρεύσεις των αποθεμάτων (Coll et al.

2008), καθώς από το 1970 έως το 1989 η συνολική αλιευτική προσπάθεια αυξήθηκε κατά 332% (Srinivasan et al. 2010). Όμως, η περίοδος από το τελευταίο μισό του 20^{ου} αιώνα και έπειτα χαρακτηρίζεται ως η κρισιμότερη περίοδος της αλιείας, στην ανθρώπινη ιστορία (Srinivasan et al. 2010).

Η υπεραλίευση ή υπερεκμετάλλευση ορίζεται ως η υπερβολική εκμετάλλευση ενός ανανεώσιμου πόρου, έτσι ώστε να τίθεται σε κίνδυνο εξάντλησης ή η παραγωγή του να είναι χαμηλότερη από εκείνη που θα προέκυπτε σε συνθήκες μικρότερης εκμετάλλευσης (Leonart 1999). Επίσης, η υπεραλίευση μπορεί να οριστεί ως η εντατική αλιεία ενός αποθέματος, η οποία οδηγεί σε μείωση των συλλήψεων ανά μονάδα προσπάθειας και σε μείωση του μεγέθους των ατόμων που συλλαμβάνονται (Allan et al. 2005).

Ο Beverton (1963) διατύπωσε έναν ορισμό ο οποίος σχετίζεται με το ρυθμό εκμετάλλευσης. Έτσι, ένα απόθεμα χαρακτηρίζεται ως υπεραλιευμένο, όταν οι θάνατοι εξαιτίας της αλιείας (αλιευτική θνησιμότητα, F) είναι περισσότεροι από τον αριθμό των θανάτων που προκαλούνται από φυσικά αίτια (φυσική θνησιμότητα, M) (Beverton 1963). Ακόμη, υπεραλίευση παρατηρείται όταν τα αλιευτικά εργαλεία αλιεύουν από τον ωκεανό περισσότερη βιομάζα, από ότι μπορεί η αύξηση και η αναπαραγωγή των οργανισμών αυτών να αντέξει, για να διασφαλίσει την ανανέωση τους (Rosenberg 2003, Froese & Pauly 2003).

Το φαινόμενο της υπεραλίευσης θεωρείται ως η χειρότερη ανθρώπινη παρέμβαση στο υδάτινο οικοσύστημα και προηγείται της ρύπανσης, του ευτροφισμού, της καταστροφής σημαντικών βιοτόπων, των ασθενειών και της εισόδου ξενικών ειδών (Froese & Pauly 2003). Οι Leonart et al. (1998) δίνουν δυο διαφορετικούς ορισμούς της υπεραλίευσης. Ο πρώτος είναι η αυξητική υπεραλίευση, κατά την οποία, λόγω της

επέκτασης της αλιείας κατά τις εποχές του έτους, τα άτομα δεν αυξάνουν αρκετά σε μέγεθος πριν αλιευθούν και συλλαμβάνονται πριν ακόμη φτάσουν στην πρώτη γεννητική τους ωρίμαση. Ο δεύτερος ορίζεται ως νεοσυλλεκτική υπεραλίευση, η οποία βασίζεται στη σχέση βιομάζας αποθέματος και νεοσυλλογής. Με τη δραστική μείωση της αναπαραγόμενης βιομάζας επηρεάζεται η προκύπτουσα νεοσυλλογή και μπορεί να προκληθεί κατάρρευση του αποθέματος (Leonart et al. 1998). Επιπλέον, η οικοσυστημική υπεραλίευση παρατηρείται όταν αλλάζει η ισορροπία του οικοσυστήματος εξαιτίας της αλιείας, είτε με τη μείωση των ειδών στόχων ή μη-στόχων δημιουργώντας προβλήματα στους θαλάσσιους πληθυσμούς και στις κοινότητές τους, είτε τροποποιώντας τη δομή και τη λειτουργία των θαλάσσιων οικοσυστημάτων, κυρίως από τη χρήση συρόμενων εργαλείων (Coll et al. 2008).

Ένας σαφέστερος ορισμός, ο οποίος περιλαμβάνει αριθμητικά κριτήρια και όρια, σχετίζεται με τη διακύμανση της αλιευτικής παραγωγής και με το έτος της μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Έτσι ένα απόθεμα, ανάλογα με την εκμετάλλευση που υφίσταται, χαρακτηρίζεται υπεραλιευμένο όταν τα έτη που ακολουθούν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του είναι από 10 έως 50% της μέγιστης τιμής (Froese & Pauly 2003, Sumaila et al. 2007).

1.5. Δείκτες αξιολόγησης της αλιευτικής κατάστασης

Η αξιολόγηση των αποθεμάτων περιλαμβάνει τη μελέτη της δομής, της δυναμικής και της εκμετάλλευσης των πληθυσμών και την αντίδρασή τους στην αλιευτική πίεση (Caddy 2009).

Από το παρελθόν, χρησιμοποιούνται πολλοί δείκτες αξιολόγησης των αποθεμάτων. Ορισμένοι δείκτες που έχουν χρησιμοποιηθεί είναι οι τροφοδυναμικοί

δείκτες, οι οποίοι χρησιμοποιούνται στην αλιευτική έρευνα με σκοπό την αξιολόγηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ των διαφορετικών ζωντανών οργανισμών ενός οικοσυστήματος και των δομικών αλλαγών που πραγματοποιούνται στο οικοσύστημα, ως αποτέλεσμα της εκμετάλλευσης (Cury et al. 2005).

Τα παραπάνω κριτήρια πληρούνται και από τους 46 δείκτες που έχουν χρησιμοποιηθεί ευρέως, όμως οι έξι από αυτούς είναι ιδιαίτερα εύχρηστοι και αποτυπώνουν ξεκάθαρα πρότυπα και τάσεις στο επίπεδο του οικοσυστήματος. Οι έξι δείκτες είναι οι εξής: αναλογία συλλήψεων ή βιομάζας, πρωτογενής παραγωγή που απαιτείται για να υποστηριχτεί η αλιεία (Primary production required, PPR) (Pauly & Christensen 1995, Coll et al. 2008), αναλογία παραγωγής ή κατανάλωσης και θνησιμότητα εξαιτίας της θήρευσης (Jarre et al. 1991), διακύμανση του τροφικού επιπέδου των αλιευμάτων για την αξιολόγηση της τροφικής θέσης των θαλάσσιων οργανισμών που αφαιρούνται από το οικοσύστημα (Pauly et al. 1998, Coll et al. 2008), δείκτης αλιευτικής ισορροπίας (Fishing in balance index, FiB) για τον έλεγχο των αποθεμάτων στα διαφορετικά τροφικά επίπεδα ώστε να διαπιστωθεί εάν είναι οικολογικά ισορροπημένα με την πάροδο του χρόνου (Pauly et al. 2000, Coll et al. 2008) και μικτή τροφική επίδραση (Cury et al. 2005).

Επίσης, έχουν χρησιμοποιηθεί και άλλοι δείκτες για τη διαχείριση των αλιευτικών αποθεμάτων. Ένας από αυτούς είναι ο δείκτης σύλληψης ανά μονάδα προσπάθειας (Catch Per Unit of Effort, CPUE), ο οποίος βασίζεται στην εκτίμηση της σχετικής αφθονίας των αποθεμάτων ανά περιοχή ή ανά αλιευτικό εργαλείο (Abella et al. 2002). Η αναλογία της βιομάζας των βενθοπελαγικών προς τα πελαγικά αλιευόμενα ψάρια, είναι ένας δείκτης ο οποίος χρησιμοποιείται για τον έλεγχο της κατάστασης των αλιευτικών αποθεμάτων, της αλιευτικής παραγωγής και της επίδρασης της αλιείας στα

αποθέματα (Tsikliras & Stergiou 2007). Ακόμη ένας ευρέως χρησιμοποιούμενος δείκτης, είναι η ανάλυση των ομάδων μήκους ο οποίος απαιτεί τη γνώση του μεγέθους σύλληψης, της επιλεκτικότητας των εργαλείων και τις εκτιμήσεις των βιολογικών παραμέτρων (Caddy et al. 2009). Τέλος, ο θαλάσσιος τροφικός δείκτης (Marine Trophic Index, MTI), ο οποίος αποτελεί παραλλαγή του τροφικού επιπέδου, χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της βιοποικιλότητας και την επίδραση της αλιείας στους οργανισμούς υψηλού τροφικού επιπέδου (Pauly & Watson 2005).

Παρ' όλες τις προσπάθειες για την αξιολόγηση των αποθεμάτων, η κύρια αιτία των προηγούμενων καταρρεύσεων ήταν η έλλειψη ελέγχου και ακριβούς εκτίμησης της αλιευτικής προσπάθειας (Mullon et al. 2005). Αυτό έχει συμβεί, γιατί κανένας δείκτης δεν μπορεί να περιγράψει όλες τις πτυχές της δυναμικής ενός οικοσυστήματος (Cury & Christensen 2005). Επίσης, υπάρχει σοβαρή έλλειψη πληροφοριών για διάφορες πτυχές της αλιείας και των ειδών (Abella et al. 2002), δε λαμβάνεται υπόψη η μεταβλητότητα των στοιχείων και απαιτείται κατάλληλα εκπαιδευμένο επιστημονικό προσωπικό για τις δειγματοληψίες και για τις παρατηρήσεις, το οποίο είναι ασύμφορο (Cury & Christensen 2005). Σφάλματα προκύπτουν και κατά τον υπολογισμό του μέσου μήκους σύλληψης, αλλά και λόγω του γεγονότος ότι ένα μεγάλο μέρος της αλιείας περιλαμβάνει τη μικρής κλίμακας αλιεία, την ψυχαγωγική αλιεία, την παράνομη αλιεία (Allan et al. 2005), τα απορριπτόμενα (Pauly et al. 2003) και τα μη καταγεγραμμένα αποθέματα (Pitcher et al. 2002), τα οποία δε λαμβάνονται υπόψη στις αξιολογήσεις.

1.6. Αλιευτική διαχείριση

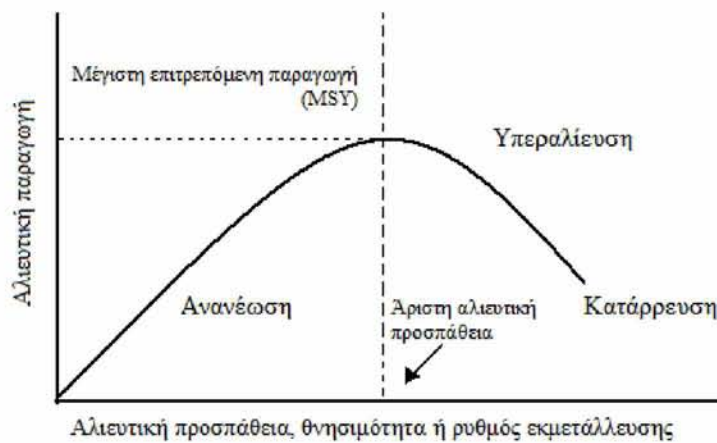
Η ιστορία της αλιευτικής διαχείρισης ξεκίνησε από τον 14^ο αιώνα, στη Δανία όπου αναπτύχθηκαν κανονισμοί οι οποίοι αφορούσαν το άνοιγμα ματιού και την

αλιευτική περίοδο για τη ρέγκα (*Clupea harengus*) (Caddy & Cochrane 2001). Κατά τη διάρκεια των επόμενων αιώνων εφαρμόστηκαν διάφοροι κανονισμοί αλιείας έως το 1982 που αναγγέλθηκε η αρχή μιας νέας εποχής στη διαχείριση της παγκόσμιας αλιείας, σύμφωνα με την οποία κάθε εμπορικά πολύτιμο απόθεμα θα πρέπει να χρησιμοποιείται στο βέλτιστο επίπεδο του, ώστε να είναι δυνατή η βιώσιμη εκμετάλλευση του (Lauck et al. 1998).

Η κατάρρευση σημαντικών αποθεμάτων ψαριών, τονίζει την ανάγκη για την ανάπτυξη και τη χρησιμοποίηση στρατηγικών που θα ελαχιστοποιήσουν τον κίνδυνο κάτω από ένα ανεπιθύμητο κατώτατο όριο (Briand 1999). Από την αρχή της αλιευτικής διαχείρισης και για πολλές δεκαετίες η διαχείριση των αλιευτικών αποθεμάτων βασιζόταν στη μονοειδική προσέγγιση, δηλαδή στην εκτίμηση της αφθονίας ή της βιομάζας του κάθε αποθέματος ξεχωριστά ανά περιοχή ή ανά αλιευτικό εργαλείο (Σχ. 1) (Pauly et al. 2002, Caddy 2009). Κατόπιν, εφαρμόστηκε η πολυειδική προσέγγιση στη διαχείριση, ώστε να συμπεριλαμβάνονται όλα τα είδη που αλιεύονται (Botsford et al. 1997, Caddy 2009). Ωστόσο, για μια επιτυχής διαχείριση θα πρέπει να αξιολογείται συνολικά η επίδραση της αλιείας στο οικοσύστημα και όχι μόνο σε συγκεκριμένα αποθέματα. Τα οικολογικά μοντέλα, είναι πολύ σημαντικά εργαλεία στη διαχείριση καθώς εξετάζουν τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των ειδών, τις ανθρωπογενείς επιδράσεις αλλά και τις επιδράσεις της αλιείας στο οικοσύστημα (Hart & Reynolds 2002, Jennings 2007).

Ακόμη ένα πρόβλημα που δημιουργείται στην προσπάθεια της αλιευτικής διαχείρισης είναι η πολυπλοκότητα του οικοσυστήματος, η οποία είναι δύσκολο να κατανοηθεί πλήρως, αλλά και οι επιστημονικές πληροφορίες είναι λιγοστές και συχνά εσφαλμένες. Συνεπώς, αυτοί οι παράγοντες αυξάνουν το ποσοστό της αβεβαιότητας

(Leonart 1999, Caddy & Cochrane 2001). Γι' αυτό εφαρμόζεται η προληπτική προσέγγιση, η οποία έχει ως βασική αρχή την ενσωμάτωση της αβεβαιότητας στις διαχειριστικές μεθόδους (Briand 1999). Η προληπτική διαχείριση έχει ως στόχο τη διατήρηση των αποθεμάτων με βάση την πρόληψη και όχι την καταστολή (Leonart 1999), θέτοντας βραχυπρόθεσμους στόχους και προτείνοντας τη συνολική επιτρεπόμενη ποσότητα αλίευσης για το επόμενο έτος (Caddy 2009).



Σχήμα 1. Μονοειδικό μοντέλο αλιευτικής προσπάθειας, σύμφωνα με το οποίο προσδιορίζεται η βέλτιστη αλιευτική προσπάθεια ώστε να επιτευχθεί η μέγιστη επιτρεπόμενη παραγωγή (MSY) (Τροποποιημένο από: Beverton & Holt 1957).

Ανάλογα με την περιοχή, το είδος και τα χαρακτηριστικά της αλιείας έχουν εφαρμοστεί πολλά διαχειριστικά και ρυθμιστικά μέτρα, τα οποία εντάσσονται στις διαχειριστικές προσεγγίσεις (Papaconstantinou & Farrugio 2000). Συνεπώς, η διαχείριση της αλιευτικής κατάστασης για την επαναδόμηση των αποθεμάτων γίνεται με διάφορες μεθόδους. Κάποια από τα διαχειριστικά μέτρα είναι το ελάχιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης (ΕΚ 1967/2006), ώστε να διασφαλίζεται με τον ελάχιστο τρόπο η αντικατάσταση του ατόμου από τους απογόνους του (Froese &

Binochlan 2000, Stergiou et al. 2009) και το μέγιστο επιτρεπόμενο μέγεθος αλίευσης το οποίο σχετίζεται με την προστασία του αναπαραγωγικού δυναμικού των μεγάλων σε μέγεθος ατόμων (Leonart 1999, Birkeland & Dayton 2005, Conover et al. 2009). Επίσης, είναι η δημιουργία προστατευόμενων περιοχών (Gell & Roberts 2003), οι εποχικές, χωρικές και χρονικές απαγορεύσεις (Leonart 1999), οι τροποποιήσεις αλιευτικών εργαλείων (όπως περιορισμοί στο άνοιγμα των ματιών) (Beddington et al. 2007) και πολλά άλλα.

Ωστόσο, αν και η κατάσταση της παγκόσμιας αλιείας είναι σοβαρή, ο άνθρωπος μπορεί να ελέγξει και να διαχειριστεί την παρούσα αλιευτική κατάσταση (Caddy & Cochrane 2001). Για να επιτευχθεί αυτό, απαιτείται μια πραγματική προσέγγιση της υπάρχουσας κατάστασης εκμετάλλευσης των αποθεμάτων με βάση την καλύτερη και πιο πρόσφατη εκτίμηση, ώστε να αποφευχθούν οι δυσμενείς συνέπειες και να χαρακτηριστεί η αλιεία βιώσιμη.

1.7. Σκοπός

Σκοπός της διπλωματικής εργασίας είναι να αξιολογηθεί η εκμετάλλευση των θαλάσσιων αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας, με βάση τα επίσημα δεδομένα της αλιευτικής παραγωγής όπως αυτά καταγράφονται από το διεθνή Οργανισμό Τροφίμων και Γεωργίας (Food and Agricultural Organization, FAO). Επίσης, να εκτιμηθεί η κατάσταση των αποθεμάτων ανά περιοχή (Δυτική, Κεντρική, Ανατολική Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα) και ανά αλιευτική υποπεριοχή και να εντοπιστούν τα υπεραλιευμένα και τα εξαντλημένα αποθέματα σε κάθε περιοχή. Τέλος, να συγκριθούν τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας με άλλες περιοχές, στις οποίες έχει εφαρμοστεί παρόμοια προσέγγιση.

2. ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1. Περιοχή έρευνας

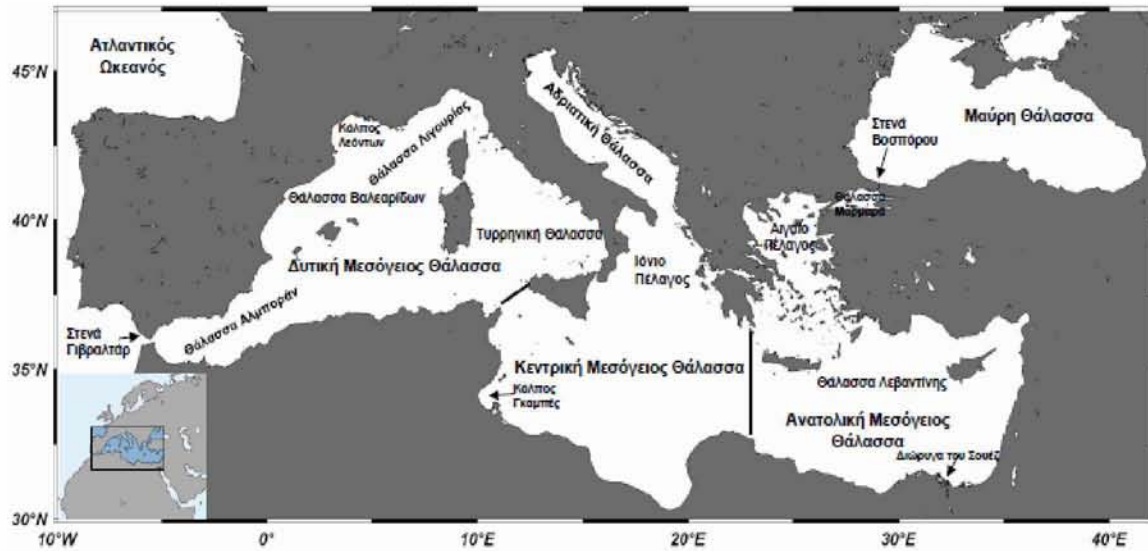
2.1.1. Μεσόγειος Θάλασσα

Η Μεσόγειος Θάλασσα βρίσκεται μεταξύ της Νοτιοδυτικής Ευρώπης, της Βόρειας Αφρικής και της Ασίας. Περιβάλλεται από 19 χώρες εκ των οποίων η Γαλλία, η Ελλάδα, η Ισπανία και η Ιταλία καταλαμβάνουν το 1/3 της Μεσογειακής ακτής (Lleonart et al. 1998). Η συνολική έκταση της Μεσογείου είναι 2.528.398 km² (Lleonart et al. 1998, Relini 2003) και αποτελεί το 0.8% της συνολικής παγκόσμιας θαλάσσιας επιφάνειας (Garcia et al. 2005). Έχει ακτογραμμή μήκους 3.700 km, μέγιστο πλάτος πάνω από 970 km και μέσο βάθος περίπου 2.800 m (Lleonart et al. 1998).

Η Μεσόγειος συνδέεται με τον Ατλαντικό Ωκεανό μέσω του στενού του Γιβραλτάρ, με τον Ινδικό Ωκεανό μέσω της διώρυγας του Σουέζ και της Ερυθράς Θάλασσας, με τη Μαύρη Θάλασσα μέσω των στενών του Βοσπόρου και των Δαρδανελίων και χωρίζεται από το κανάλι της Σικελίας σε δυο διαφορετικές λεκάνες, στην ανατολική και τη δυτική, οι οποίες παρουσιάζουν μεγάλη ετερογένεια (Lleonart et al. 1998, Turley 1999). Επιπλέον, η Μεσόγειος χαρακτηρίζεται ως μια ημίκλειστη θαλάσσια περιοχή με στενή ηπειρωτική υφαλοκρηπίδα (Lleonart & Recasens 1994). Εξαιρέση αποτελούν η Αδριατική Θάλασσα, ο Κόλπος του Γκαμπές, το νότιο τμήμα της Σικελίας και ο Κόλπος των Λεόντων (Εικ. 2) (Lloret et al. 2000, Relini 2003, Garcia et al. 2005).

Επίσης, χαρακτηρίζεται ως μια λεκάνη εξάτμισης, καθώς οι απώλειες νερού λόγω της εξάτμισης είναι μεγαλύτερες από τις απορροές της βροχής και των ποταμών και από το νερό που εισέρχεται από τον Ατλαντικό Ωκεανό, τη Μαύρη Θάλασσα και

από τη Διώρυγα του Σουέζ (Leonart & Recasens 1994, Turley 1999). Οι εισροές από τους ποταμούς είναι $45.000 \text{ m}^3/\text{sec}$, ενώ οι απώλειες από την εξάτμιση είναι $115.000 \text{ m}^3/\text{sec}$ (Leonart & Recasens 1994, Relini 2003).



Εικόνα 2. Χάρτης της Μεσογείου Θάλασσας.

Επιπρόσθετα, θεωρείται oligοτροφική θάλασσα, ιδιαίτερα η Ανατολική Μεσόγειος, σε σχέση με τους ωκεανούς (Azon 1991), λόγω της χαμηλής εισροής θρεπτικών συστατικών (Lloret et al. 2000). Τα θρεπτικά προέρχονται κυρίως από δύο πηγές: από τον Ατλαντικό Ωκεανό και από τους ποταμούς που εκβάλλουν στη λεκάνη της Μεσογείου (Relini 2003). Συνεπώς, τα πιο υψηλά επίπεδα παραγωγικότητας εμφανίζονται κατά μήκος των ακτών, κοντά στις πόλεις και στις εκβολές ποταμών, ενώ τα χαμηλότερα επίπεδα εμφανίζονται στη Νοτιοανατολική Μεσόγειο (Azon 1991).

Τα κύρια βιολογικά χαρακτηριστικά γνωρίσματα της Μεσογείου είναι η μεγάλη αφθονία και ποικιλομορφία των ειδών και η απουσία μεγάλων μονοειδικών

αποθεμάτων (Lleonart et al. 1998, Lloret et al. 2000). Ακόμη ένα χαρακτηριστικό είναι το υψηλό ποσοστό ξενικών ειδών, τα οποία εισέρχονται στη λεκάνη της Μεσογείου από τη Διώρυγα του Σουέζ και από το στενό του Γιβραλτάρ, μερικά από τα οποία χρησιμοποιούνται από την αλιεία (Relini 2003).

Στην περιοχή της Μεσογείου είναι καθιερωμένη από πολύ παλιά η αλιευτική δραστηριότητα (Relini 2003). Οι πέντε κύριες κατηγορίες ειδών που αλιεύονται στη Μεσόγειο είναι τα μικρά και τα μεγάλα πελαγικά ψάρια, τα βενθικά ψάρια, τα δίθυρα μαλάκια, και τα υπόλοιπα ασπόνδυλα είδη όπως τα σφουγγάρια και τα κοράλλια. Ένα μεγάλο μέρος των συλλήψεων, στη Μεσόγειο Θάλασσα, αποτελείται από είδη της οικογένειας Clupeidae, όπως η σαρδέλα (*Sardina pilhardus*) και η φρίσσα (*Sardinella aurita*) και από είδη της οικογένειας Engraulidae, όπως ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*) (Aquarone et al. 2008).

2.1.2 Μαύρη Θάλασσα

Η Μαύρη Θάλασσα βρίσκεται ανάμεσα στη Νοτιοανατολική Ευρώπη και τη Μικρά Ασία. Οι χώρες οι οποίες την περιβάλλουν είναι η Τουρκία, η Βουλγαρία, η Ρουμανία, η Ουκρανία, η Ρωσία και η Γεωργία (Εικ. 3) (Zaitsev & Mamaev 1997). Η έκταση της Μαύρης Θάλασσας είναι 423.000 km², ενώ αν συμπεριληφθεί και η Αζοφική Θάλασσα, η συνολική έκταση της είναι περίπου 462.000 km² (Zaitsev & Mamaev 1997, Lleonart et al. 1998). Αν και το βορειοδυτικό τμήμα της είναι ρηχό, το μέσο βάθος της ξεπερνά τα 2.200 m (Mee & Jettic 2009).

Η Μαύρη Θάλασσα, είναι σχεδόν απομονωμένη από τις υπόλοιπες θάλασσες και ωκεανούς (Zaitsev & Mamaev 1997). Συνδέεται μόνο με τη Μεσόγειο Θάλασσα, μέσω των στενών του Βοσπόρου και των Δαρδανελίων (Llope et al. 2011) και στα

βόρεια με την Αζοφική Θάλασσα μέσω του πορθμού του Κέρχ (Heileman et al. 2008). Η εισροή νερού από τη Μεσόγειο μέσω του Βοσπόρου, είναι περίπου 200 km³ το χρόνο, ενώ η εκροή είναι δυο φορές μεγαλύτερη (Heileman et al. 2008).



Εικόνα 3. Χάρτης της Μαύρης Θάλασσας (<http://>).

Η ολική εισροή των ποταμών, στη Μαύρη Θάλασσα, είναι περίπου 350 km³ το χρόνο (Heileman et al. 2008). Ωστόσο, το μεγαλύτερο μέρος της εισροής προέρχεται από τα τέσσερα μεγαλύτερα ποτάμια που είναι ο Δούναβης, ο Δνείπερος, ο Ντον και ο Δνεϊστερος (Zaitsev & Mamaev 1997), με το Δούναβη να προμηθεύει περίπου το 70% του γλυκού νερού που εισέρχεται στη Μαύρη Θάλασσα (Llope et al. 2011).

Το αποτέλεσμα των αυξημένων ποτάμιων εισροών, είναι η αύξηση των θρεπτικών συστατικών. Για το λόγο αυτό, το οικοσύστημα της Μαύρης Θάλασσας αναφέρεται ως ευτροφικό (Daskalov 2002, Shapiro et al. 2010). Ακόμη ένα επακόλουθο των αυξημένων ποτάμιων εισροών είναι η χαμηλή αλατότητα των νερών, η οποία είναι μισή από αυτή της Μεσογείου (Mee & Jeftic 2009). Στην επιφάνεια των νερών, η αλατότητα κυμαίνεται από 17 έως 18 psu, ενώ σε βάθη μεγαλύτερα των 2.000 m ποικίλει από 22 έως 24 psu (Zaitsev & Mamaev 1997).

Ακόμη ένα χαρακτηριστικό της Μαύρης Θάλασσας είναι η ισχυρή στρωματοποίηση των νερών, η οποία σε συνδυασμό με το μεγάλο βάθος της θάλασσας εμποδίζουν την κάθετη ανάμιξη τους. Το αποτέλεσμα είναι να προκαλείται μόνιμη ανοξία του 90% του όγκου της θάλασσας (Daskalov & Prodnov 1998). Για το λόγο αυτό, η Μαύρη Θάλασσα χαρακτηρίζεται ως η μεγαλύτερη παγκόσμια ανοξική λεκάνη (Mee & Jeftic 2009). Το ανοξικό στρώμα που βρίσκεται στα μεγάλα βάθη, παραμένει απομονωμένο από το επιφανειακό στρώμα της θάλασσας, το οποίο είναι οξυγονωμένο λόγω της ατμόσφαιρας και των ποτάμιων εισροών (Llope et al. 2011).

Επιπλέον, η Μαύρη Θάλασσα θεωρείται ιδιαίτερα παραγωγικό οικοσύστημα γι' αυτό η αφθονία, η συνολική βιομάζα των οργανισμών και η παραγωγικότητα της, είναι υψηλότερες από της Μεσογείου (Mee & Jeftic 2009). Οι βιολογικά πλούσιες περιοχές εμφανίζονται στα επιφανειακά στρώματα, σε βάθη έως 50 m, ενώ οι βιολογικά φτωχές περιοχές περιλαμβάνουν τις βαθιές περιοχές, σε βάθη μεγαλύτερα των 100 m (Zaitsev & Mamaev 1997).

Όπως και στη Μεσόγειο έτσι και στη Μαύρη Θάλασσα, η αλιευτική δραστηριότητα άρχισε από την αρχαιότητα (Llope et al. 2011). Τα σημαντικότερα είδη που αλιεύονται στη Μαύρη Θάλασσα είναι τα είδη της οικογένειας Clupeidae, όπως η

παπαλίνα (*Sprattus sprattus*), είδη της οικογένειας Engraulidae, όπως ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*), και είδη της οικογένειας Carangidae, όπως το ασπροσαύριδο (*Trachurus mediterraneus*) (Garcia et al. 2005).

2.2. Καταγραφή της παγκόσμιας αλιευτικής παραγωγής

Για την εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης, έχουν χρησιμοποιηθεί κατά καιρούς διάφορες κλασικές μέθοδοι (Caddy 2009) που απαιτούν πολλά δεδομένα με υψηλή αβεβαιότητα (Hilborn & Walters 1992). Σε αντίθεση, η αλιευτική παραγωγή που καταγράφεται είτε ως συλλήψεις (η βιομάζα που αφαιρείται από το οικοσύστημα) είτε ως εκφορτώσεις (το ποσοστό της συνολικής βιομάζας που φτάνει στο λιμάνι και καταγράφεται), προσφέρει χρήσιμη πληροφορία με μικρό κόστος, χρησιμοποιείται τόσο για την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς όσο και στο οικοσύστημα (Cury et al. 2005), είναι ιδιαίτερα χρήσιμη για περιοχές με περιορισμένα δεδομένα ή με σποραδική συλλογή (Pilling et al. 2008) και έχει χρησιμοποιηθεί για τη διερεύνηση των προτύπων εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (Froese & Pauly 2003, Sumaila et al. 2007)¹. Οι εκφορτώσεις, καταγράφονται από τις τοπικές αρχές κάθε χώρας, οι οποίες κατόπιν αναφέρουν την ετήσια αλιευτική παραγωγή τους στο διεθνή Οργανισμό Τροφίμων και Γεωργίας (FAO).

2.3. Βάση δεδομένων του FAO

Ο FAO, ο οποίος ιδρύθηκε το 1945, είναι ο μοναδικός διακυβερνητικός οργανισμός, που έχει αναλάβει σε παγκόσμιο επίπεδο τη συλλογή, την επεξεργασία,

¹ Στην παρούσα ανάλυση οι έννοιες συλλήψεις και εκφορτώσεις θα θεωρηθούν συνώνυμες.

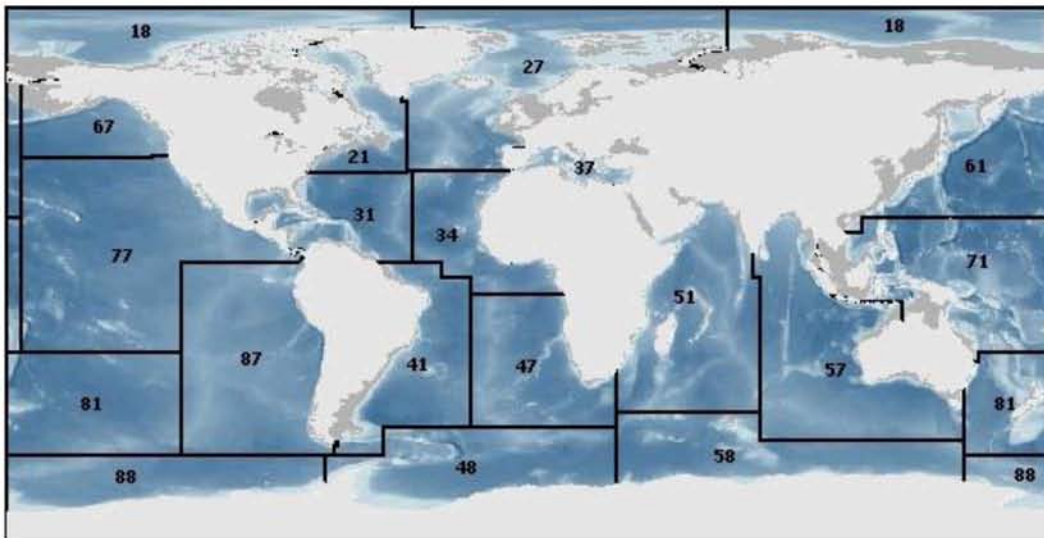
την ανάλυση και τη δημοσίευση των δεδομένων και των πληροφοριών της αλιευτικής παραγωγής κάθε χώρας ανά είδος ή ομάδα ειδών. Από το 1950 και για κάθε χρόνο, ο FAO καταγράφει την παγκόσμια αλιευτική παραγωγή και δημοσιοποιεί, σε ηλεκτρονική βάση δεδομένων, τις ετήσιες εκφορτώσεις των ψαριών, των καρκινοειδών, των μαλακίων και άλλων υδρόβιων φυτικών και ζωικών οργανισμών που αλιεύονται ή καλλιεργούνται, ανά χώρα και ανά περιοχή (οικοσύστημα, περιοχή FAO, ήπειρο ή ωκεανό). Η συλλογή των δεδομένων παρέχεται από τις περιφερειακές διοικητικές οργανώσεις αλιείας των κρατών μελών του FAO. Συνεπώς, η συγκέντρωση επακριβών και έγκυρων δεδομένων σε μια τυποποιημένη μορφή διευκολύνει την παρακολούθηση της κατάστασης, κάτι που είναι απαραίτητο για την υποστήριξη της ανάπτυξης της παγκόσμιας αλιείας και της βιώσιμης χρήσης των πόρων (FAO 2007).

Επιπλέον, ο FAO από την ίδρυση του έχει αναπτύξει στατιστικές βάσεις δεδομένων οι οποίες είναι προσιτές στο κοινό. Τα δεδομένα που καταγράφονται από το FAO είναι διαθέσιμα στην ιστοσελίδα του οργανισμού (www.fao.org), αλλά και μέσω της FishBase (www.fishbase.gr) από το πρόγραμμα FishStat Plus. Τα στοιχεία που συγκεντρώνονται από το FAO, επαληθεύονται και από άλλες πηγές ώστε να είναι έγκυρα και αξιόπιστα. Συνεπώς, οι πηγές λάθους είναι ελάχιστες και δεν είναι σημαντικές ώστε να διαστρεβλώσουν τις κύριες τάσεις ανάπτυξης, εάν βέβαια ασκείται πάντα η οφειλόμενη προσοχή κατά τη χρήση των στοιχείων.

Το πρόγραμμα FishStat Plus είναι το μοναδικό πρόγραμμα το οποίο παρέχει ένα συνολικό και δημόσια προσιτό σύνολο δεδομένων, των αναφερόμενων εκφορτώσεων αλιείας. Οι πληροφορίες, στο πρόγραμμα αυτό, παρέχονται σύμφωνα με τα συμφωνημένα, σε διεθνές επίπεδο, πρωτόκολλα του διεθνούς συντονισμού ομάδων εργασίας των στατιστικών στοιχείων της αλιείας (Coordinating Working Party of

Fishery Statistics, CWP). Ο μηχανισμός CWP συντονίζει τα στατιστικά προγράμματα αλιείας των περιφερειακών οργανισμών αλιείας αλλά και άλλων διακυβερνητικών οργανώσεων, τόσο για την περιγραφή του επιπέδου ανάπτυξης της εθνικής αλιείας, όσο και για το σχεδιασμό των συμπερασμάτων για την κατάσταση των πόρων μιας χώρας ([http₂](#)).

Επίσης, ο FAO έχει χωρίσει και έχει αριθμήσει τις παγκόσμιες θάλασσες σε αλιευτικές περιοχές, ώστε να είναι δυνατή η καλύτερη διαχείριση τόσο των δεδομένων όσο και των αποθεμάτων. Έτσι, η Μεσόγειος και η Μαύρη Θάλασσα συναποτελούν την αλιευτική περιοχή FAO 37 (Εικ. 4).



Εικόνα 4. Αλιευτικές περιοχές FAO ([http₇](#)).

2.4. Βάση δεδομένων της GFCM

Η Γενική Αλιευτική Επιτροπή για τη Μεσόγειο (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) δημιουργήθηκε το 1949, με πρωτοβουλία

του FAO και τέθηκε σε ισχύ το 1952. Βασικός στόχος της είναι να προωθήσει την ανάπτυξη, τη συντήρηση, την καλύτερη διαχείριση καθώς επίσης και τη βιώσιμη ανάπτυξη των θαλάσσιων πόρων στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα (Leonart et al. 1998, [http₃](#)). Αυτό το πετυχαίνει, με το να συμβάλλει στο συντονισμό των προσπάθειών των κυβερνήσεων ώστε να διαχειρίζονται αποτελεσματικά την αλιεία σε περιφερειακό επίπεδο, σύμφωνα με τον κώδικα δεοντολογίας για την αλιεία ([http₃](#)). Συνεπώς, η GFCM έχοντας ένα συμβουλευτικό ρόλο, εξουσιοδοτείται να διατυπώσει και να συστήσει τα καλύτερα διαχειριστικά μέτρα, συμπεριλαμβανομένου του κανονισμού των μεθόδων αλιείας, των αλιευτικών εργαλείων και του ελάχιστου μεγέθους σύλληψης των ατόμων συγκεκριμένων ειδών (Leonart et al. 1998).

Στη βάση δεδομένων της GFCM, καταγράφονται οι ετήσιες παραγωγές ανά είδος, χώρα ή περιοχή και αναφέρονται στοιχεία ειδών και στατιστικά στοιχεία από τις ετήσιες συλλήψεις (αποκλείοντας την παραγωγή από τις θαλάσσιες υδατοκαλλιέργειες), που εκφράζονται ως ζωντανό βάρος ισοδύναμο των εκφορτώσεων, για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα από το έτος 1970 έως το 2005 ([http₄](#)). Στη συνέχεια, τα στοιχεία αυτά χρησιμοποιούνται ως βάση για την ετήσια αξιολόγηση του FAO (Pinnegar et al. 2003).

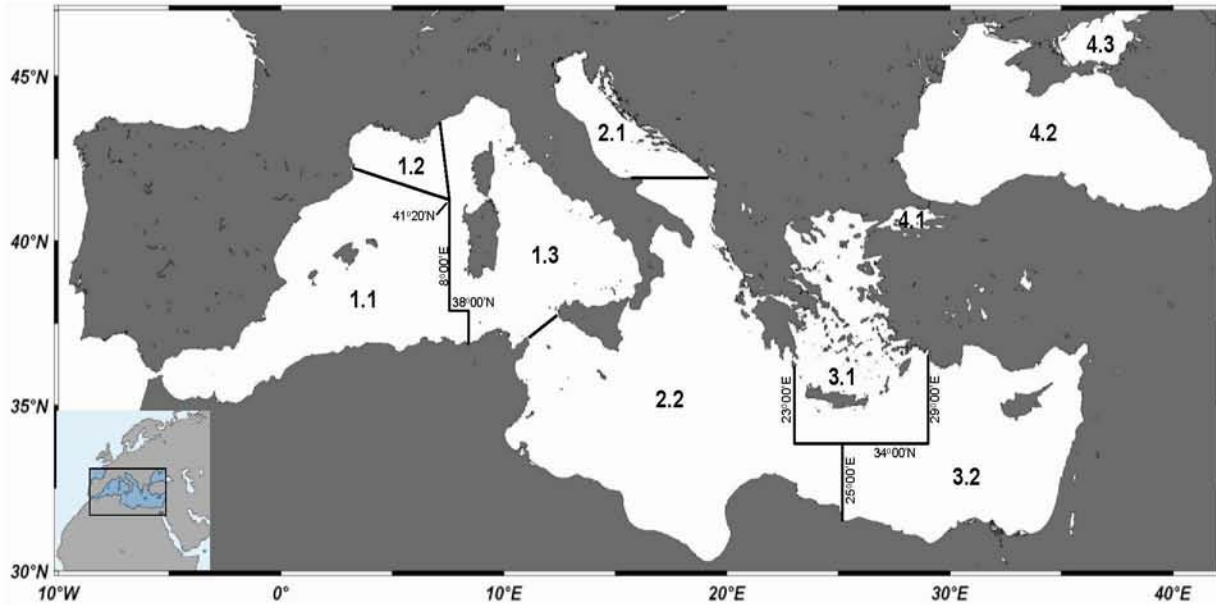
Η GFCM αναφέρει τις παραγωγές κάθε χώρας ή περιοχής με παρόμοιο τρόπο με αυτόν του FAO, χωρίς όμως να περιλαμβάνει την παραγωγή των καλλιεργούμενων ειδών, των θαλάσσιων θηλαστικών και των φυκών. Επιπλέον, αρκετές χώρες παρουσιάζουν τις συλλήψεις τους σε μεγάλες ομάδες ειδών. Στις περιπτώσεις αυτές, τα στοιχεία σύλληψης των ειδών που παρουσιάζονται από μεμονωμένα είδη είναι δυνατό να υποτιμηθούν. Επομένως, κατά την εξέταση των στατιστικών στοιχείων, για τα συγκεκριμένα είδη, πρέπει να σημειωθεί ότι ένα άγνωστο ποσοστό των συλλήψεων,

ίσως έχει αναφερθεί μαζί με το γένος, την οικογένεια ή ακόμα και κατά προσέγγιση, καθώς αυτά που αλιεύονται δεν προσδιορίζονται. Συνεπώς, τα σύνολα στοιχείων των ειδών, συχνά υποτιμούν τις πραγματικές συλλήψεις σε επίπεδο είδους (<http3>).

Επιπρόσθετα, για στατιστικούς λόγους η Μεσόγειος και η Μαύρη Θάλασσα, οι οποίες συναποτελούν την περιοχή FAO 37 (Εικ. 2), έχουν χωριστεί από τη GFCM σε 4 περιοχές (37.1: Δυτική, 37.2: Κεντρική, 37.3: Ανατολική και 37.4: Μαύρη Θάλασσα), οι οποίες έχουν υποδιαιρεθεί σε 10 μικρότερες αλιευτικές υποπεριοχές (Εικ. 5). Οι επτά από τις δέκα υποπεριοχές ανήκουν στη Μεσόγειο. Στη Δυτική Μεσόγειο (37.1), ανήκουν οι υποπεριοχές 1.1 (Βαlearίδες), 1.2 (Κόλπος Λεόντων) και 1.3 (Σαρδηνία), στην Κεντρική περιοχή (37.2) συμπεριλαμβάνονται οι υποπεριοχές 2.1 (Αδριατική) και 2.2 (Ιόνιο) και η Ανατολική (37.3) αποτελείται από τις υποπεριοχές 3.1 (Αιγαίο) και 3.2 (Λεβαντίνη). Οι υπόλοιπες τρεις υποπεριοχές, 4.1 (Μαρμαράς), 4.2 (κυρίως Μαύρη Θάλασσα) και 4.3 (Αζοφική), ανήκουν στην περιοχή της Μαύρης Θάλασσας (37.4) (<http5>).

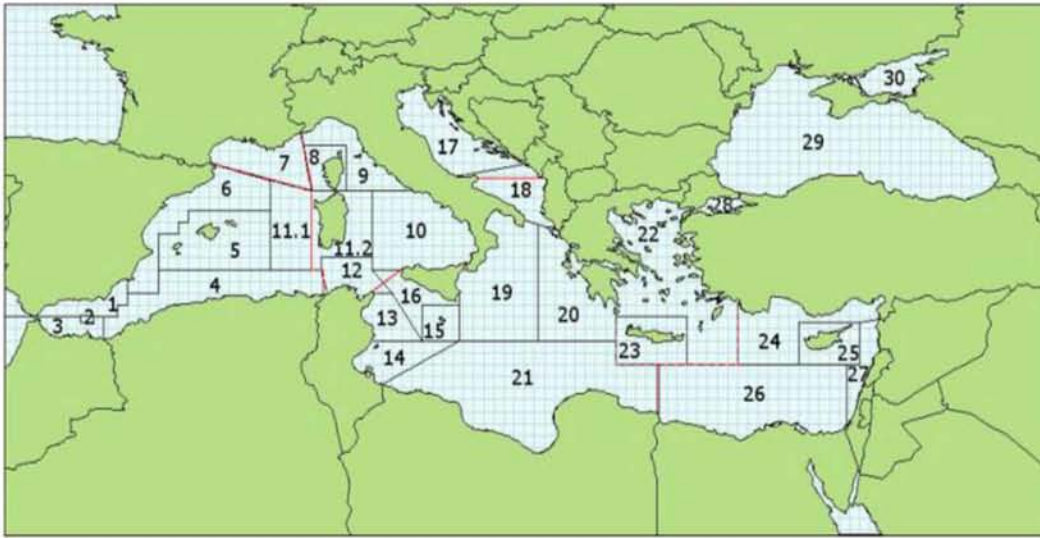
Οι συλλήψεις τονοειδών (*Thunnus* spp.) δεν κατανέμονται σύμφωνα με τα στατιστικά τμήματα της GFCM, καθώς τα τονοειδή είναι ισχυρά μεταναστευτικά είδη, αλλά ομαδοποιούνται στην περιοχή 37.0. Επίσης, η περιοχή 37.9 ονομάζεται ως "άγνωστη", καθώς περιλαμβάνει όλα τα αλιεύματα για τα οποία δεν υπάρχουν στοιχεία ως προς την περιοχή αλιείας τους ([www.gfcm.org](http6)). Συνεπώς, για τους παραπάνω λόγους, οι κατηγορίες 37.0 και 37.9 εξαιρέθηκαν από την παρούσα ανάλυση (<http6>).

Επιπλέον, η περιοχή FAO 37 έχει υποδιαιρεθεί, από τη GFCM, σε 30 μικρότερες γεωγραφικές υποπεριοχές (Geographical Sub-Areas, GSAs), για την παροχή ενός αναλυτικότερου πλαισίου το οποίο συμβάλλει στη λεπτομερή αξιολόγηση της αλιείας αλλά και στην ομοιόμορφη κατανομή των διοικητικών περιοχών (Εικ. 6)



Εικόνα 5. Χάρτης της Μεσόγειου και της Μαύρης Θάλασσας και οι δέκα αλιευτικές υποπεριοχές (1.1: Βαlearίδες, 1.2: Κόλπος Λεόντων, 1.3: Σαρδηνία, 2.1: Αδριατική, 2.2: Ιόνιο, 3.1: Αιγαίο, 3.2: Λεβαντίνη, 4.1: Μαρμαράς, 4.2: Κυρίως Μαύρη Θάλασσα, 4.3: Αζοφική) (Tsikliras et al. 2010).

Συνεπώς, στη δυτική αλιευτική περιοχή (37.1) ανήκουν οι γεωγραφικές υποπεριοχές 1 έως 12, με την υποπεριοχή 11 να χωρίζεται σε δυο τμήματα (11.1: Δυτική Σαρδηνία και 11.2: Ανατολική Σαρδηνία). Επίσης, σε δυο τμήματα χωρίζεται και η γεωγραφική υποπεριοχή 18, η οποία ανήκει στην κεντρική αλιευτική περιοχή (37.3) και σε αυτή συμπεριλαμβάνονται οι γεωγραφικές υποπεριοχές 17 έως 21. Η ανατολική αλιευτική περιοχή (37.4) συμπεριλαμβάνει τις υποπεριοχές 22 έως 27, ενώ στην περιοχή της Μαύρης Θάλασσας (37.4) ανήκουν οι υποπεριοχές 28 έως 30. Ωστόσο, δεν υπάρχει ακόμα καμία διαθέσιμη βάση δεδομένων των ειδών που συλλαμβάνονται σε αυτές τις μικρότερες υποπεριοχές της Μεσογείου (<http://>).



Εικόνα 6. Οι τριάντα γεωγραφικές υποπεριοχές της Μεσόγειου και της Μαύρης Θάλασσας (1: Βόρεια του Αλμποράν, 2: Αλμποράν, 3: Νότια του Αλμποράν, 4: Αλγερία, 5: Βαlearίδες, 6: Βόρεια Ισπανία, 7: Κόλπος Λεόντων, 8: Κορσική, 9: Λιγουρία και Βόρεια Τυρρηνική Θάλασσα, 10: Νότια Τυρρηνική Θάλασσα, 11: Σαρδηνία, 12: Βόρεια Τυνησία, 13: Νότια Αδριατική, 14: Κόλπος Γκαμπές, 15: Μάλτα, 16: Νότια Σικελία, 17: Βόρεια Αδριατική, 18: Νότια Αδριατική, 19: Δυτικό Ιόνιο, 20: Ανατολικό Ιόνιο, 21: Νότιο Ιόνιο, 22: Αιγαίο, 23: Κρήτη, 24: Βόρεια Λεβαντίνη, 25: Κύπρος, 26: Νότια Λεβαντίνη, 27: Λεβαντίνη, 28: Μαρμαράς, 29: Μαύρη Θάλασσα, 30: Αζοφική) (<http://>).

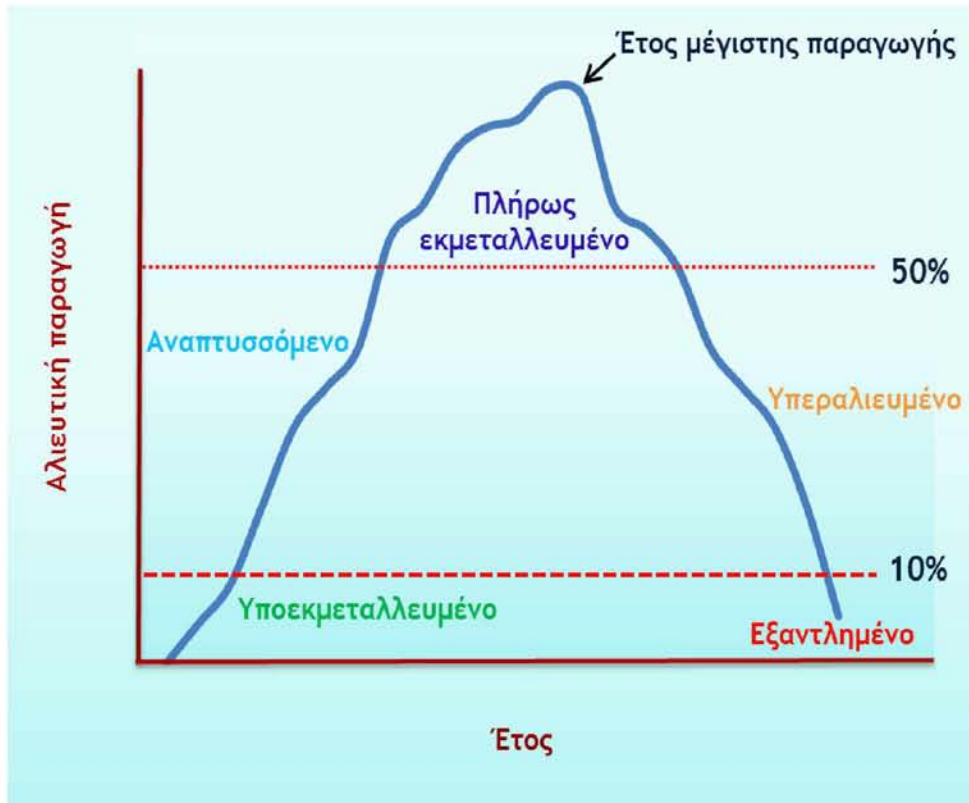
2.5. Κατηγορίες εκμετάλλευσης

Οι κατηγορίες εκμετάλλευσης ενός αποθέματος μπορούν να περιγραφούν σε έξι κατηγορίες. **Υποεκμεταλλευμένο**, όταν οι συλλήψεις ενός αποθέματος είναι χαμηλές και η αλιευτική προσπάθεια ελάχιστη. **Αναπτυσσόμενο**, όταν παρατηρείται γρήγορη αύξηση των συλλήψεων και αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας. **Πλήρως εκμεταλλευμένο**, όταν οι συλλήψεις είναι μέγιστες και η αλιευτική προσπάθεια είναι σταθερή ή αυξανόμενη. **Υπεραλιευμένο**, όταν οι συλλήψεις ενός αποθέματος μειώνονται ως αποτέλεσμα της απότομης αύξησης της αλιευτικής προσπάθειας. **Εξαντλημένο**, όταν παρατηρείται μεγάλη μείωση της αλιευτικής προσπάθειας και

συνεπώς και των συλλήψεων, έχοντας ως άμεσο αποτέλεσμα την αστοχία της νεοσυλλογής και την οικονομική κατάρρευση. Βέβαια, εάν η διαχείριση είναι αποτελεσματική επέρχεται η αποκατάσταση των αποθεμάτων (υπό **ανάκαμψη** αποθέματα), η οποία είναι μια νέα φάση ανάπτυξης (Larkin & Willimovsky 1973, Csirke & Sharp 1984, Grainger & Garcia 1996, Garcia 2011).

Για την αξιολόγηση της κατάστασης των αποθεμάτων, στην παρούσα ανάλυση, τα αποθέματα των δέκα αλιευτικών υποπεριοχών, κατατάχθηκαν σε τέσσερις κατηγορίες εκμετάλλευσης (Σχ. 2), με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με το έτος της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής. Οι τέσσερις κατηγορίες εκμετάλλευσης είναι τα **αναπτυσσόμενα**, τα **πλήρως εκμεταλλευμένα**, τα **υπεραλιευμένα** και τα **εξαντλημένα** αποθέματα (ή υπό κατάρρευση) (Froese & Pauly 2003). Επίσης, πρέπει να αναφερθεί ότι στην κατηγορία των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων συμπεριλήφθηκαν και τα υποεκμεταλλευμένα.

Η κατηγοριοποίηση βασίζεται στη σχέση μεταξύ της παραγωγής (C_Y) ενός έτους (Y_C) και του έτους ($Y_{C_{max}}$) της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (C_{max}). Έτσι, ένα απόθεμα χαρακτηρίζεται **υποεκμεταλλευμένο** όταν θα ισχύει $Y_C < Y_{C_{max}}$ και $C_Y < 0.1C_{max}$, **αναπτυσσόμενο** όταν $Y_C < Y_{C_{max}}$ και $0.1C_{max} < C_Y < 0.5C_{max}$, **πλήρως εκμεταλλευμένο** όταν $C_Y > 0.5C_{max}$, **υπεραλιευμένο** όταν $Y_C > Y_{C_{max}}$ και $0.1C_{max} < C_Y < 0.5C_{max}$, και **εξαντλημένο** όταν $Y_C > Y_{C_{max}}$ και $C_Y < 0.1C_{max}$ (Froese & Pauly 2003). Η μέθοδος αυτή έχει χρησιμοποιηθεί εκτενώς για την εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των αποθεμάτων, τόσο σε παγκόσμιο επίπεδο όσο και τοπικά, ανά οικοσύστημα (Worm et al. 2006, Pauly 2008, Zeller et al. 2008, Froese & Kesner-Reyes 2009, Tsikliras et al. 2010).



Σχήμα 2. Διακύμανση της παραγωγής ενός υποθετικού αποθέματος και τα στάδια εκμετάλλευσής του όπως προκύπτουν σε σχέση με την ιστορικά μέγιστη παραγωγή του (Τροποποιημένο από: Froese & Pauly 2003).

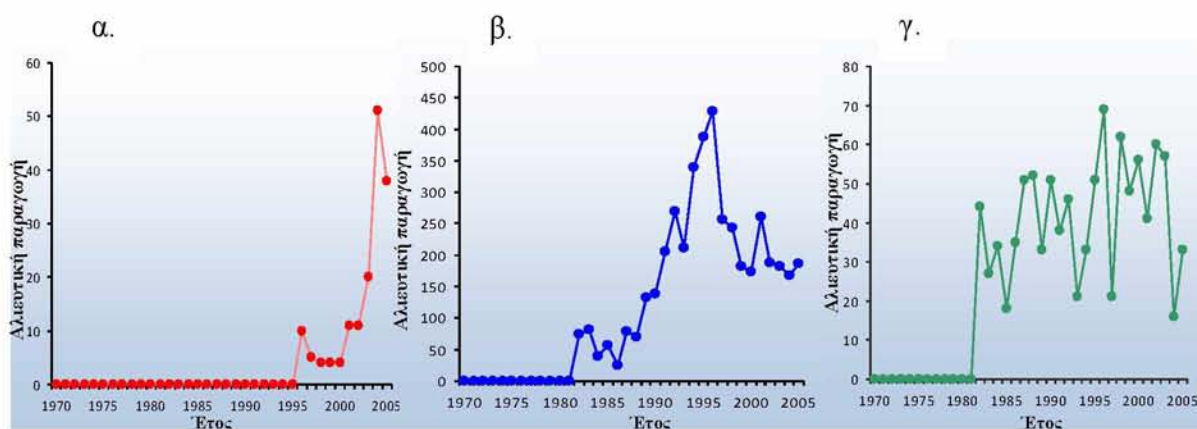
2.6. Επεξεργασία δεδομένων

Η μέθοδος, η οποία εφαρμόστηκε για την αξιολόγηση των αποθεμάτων στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα, χρησιμοποιήθηκε για πρώτη φορά ανά αλιευτική υποπεριοχή. Επιπλέον, για την εξέταση της κατάστασης των αποθεμάτων χρησιμοποιήθηκαν τα πιο πρόσφατα διαθέσιμα στοιχεία. Τα δεδομένα των χρονοσειρών αλιευτικής παραγωγής που χρησιμοποιήθηκαν, λήφθηκαν από το πρόγραμμα FishStat Plus (από τη βάση δεδομένων GFCM Capture production 1970-2005). Συνολικά αναλύθηκαν 1346 αποθέματα, αφού εξαιρέθηκαν τα απορριπτόμενα, τα παράνομα, τα

μη καταγεγραμμένα αλιεύματα, όπως επίσης και τα δεδομένα που προέρχονται από την αθλητική και την ψυχαγωγική αλιεία.

Στη συνέχεια, ακολούθησε, για το 2005, η ταξινόμηση της κατάστασης των αλιευμάτων στις κατηγορίες εκμετάλλευσης που αναφέρθηκαν προηγουμένως (αναπτυσσόμενα, πλήρως εκμεταλλευμένα, υπεραλιευμένα, εξαντλημένα), σύμφωνα με τα κριτήρια του Σχήματος 2. Για παράδειγμα, όταν η αλιευτική παραγωγή παρουσίαζε συνεχή αύξηση, τότε το απόθεμα χαρακτηριζόταν ως αναπτυσσόμενο (Σχ. 3α). Όταν η παραγωγή αρχικά αυξάνονταν αλλά μετά μειώνονταν, το απόθεμα αρχικά χαρακτηριζόταν ως αναπτυσσόμενο, κατόπιν ως πλήρως εκμεταλλευμένο και τέλος ως υπεραλιευμένο (Σχ. 3β). Ενώ, όταν η παραγωγή εμφάνιζε έντονες διακυμάνσεις, το απόθεμα χαρακτηριζόταν αρχικά ως πλήρως εκμεταλλευμένο και κατόπιν ως υπεραλιευμένο (Σχ. 3γ).

Τέλος, πρέπει να αναφερθεί ότι, στην παρούσα ανάλυση τα αποθέματα που ήταν σε αύξουσα πορεία το 2005 (τελευταίο έτος της χρονοσειράς) θεωρήθηκαν αναπτυσσόμενα ανεξαρτήτως ποσοστού (Pauly, προσωπική επικοινωνία).

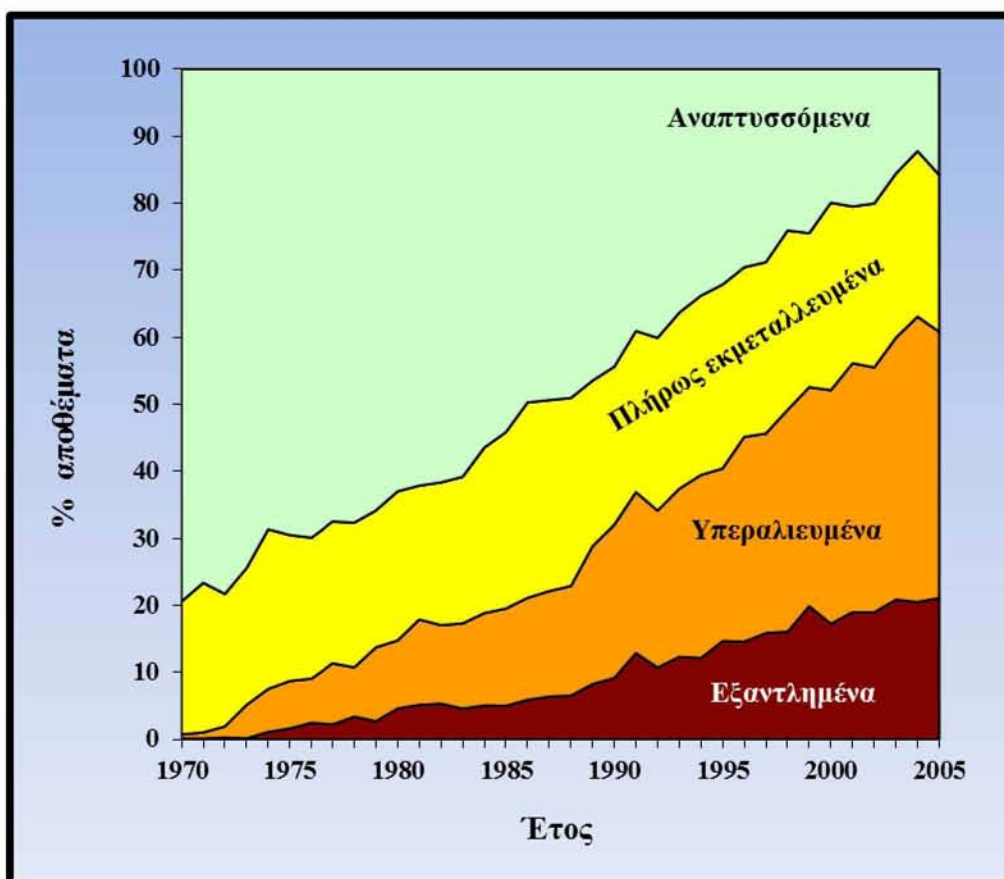


Σχήμα 3. Ενδεικτικές καμπύλες αλιευτικής παραγωγής.

3. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1. Συνολική εκτίμηση της κατάστασης των μεσογειακών αποθεμάτων (περιοχή FAO 37)

Κατά τη δεκαετία του 1970, τα περισσότερα αποθέματα στη Μεσόγειο ήταν κατά ένα μεγάλο μέρος ανεπαρκώς αξιοποιημένα και το μεγαλύτερο ποσοστό της μεσογειακής αλιείας ήταν αναπτυσσόμενο (80%). Μόνο ένα μικρό ποσοστό των αποθεμάτων ήταν πλήρως εκμεταλλευμένο (19,5%), ενώ ένα ελάχιστο ποσοστό ήταν υπεραλιευμένο (0,4%) και ακόμη λιγότερα αποθέματα ήταν εξαντλημένα (0,1%) (Σχ.4).



Σχήμα 4. Η αλιευτική κατάσταση των μεσογειακών θαλάσσιων αποθεμάτων (περιοχή FAO 37), για την περίοδο 1970-2005.

Ωστόσο, κατά τη διάρκεια των τελευταίων 20 ετών παρατηρήθηκε μια μεγάλη αύξηση στο ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων. Το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξήθηκε εντυπωσιακά από 10% το 1975, σε 20% το 1980, 25% το 1985, 35% το 1990, 45% το 1995, 55% το 2000 και 65% το 2005. Αντίθετα, το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων μειώθηκε σταδιακά από 80% το 1970 σε 10% το 2005. Επιπλέον, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων παρέμεινε σχεδόν αμετάβλητο από το 1970 έως το 2005, παρουσιάζοντας ελάχιστες διακυμάνσεις ($\mu.ο._{1970-2005} = 23,8 \pm 3,61 \%$) (Πιν. 1).

Πίνακας 1. Η μεταβολή του αθροιστικού ποσοστού των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων, αλλά και των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων, ανά πενταετία (1970-2005).

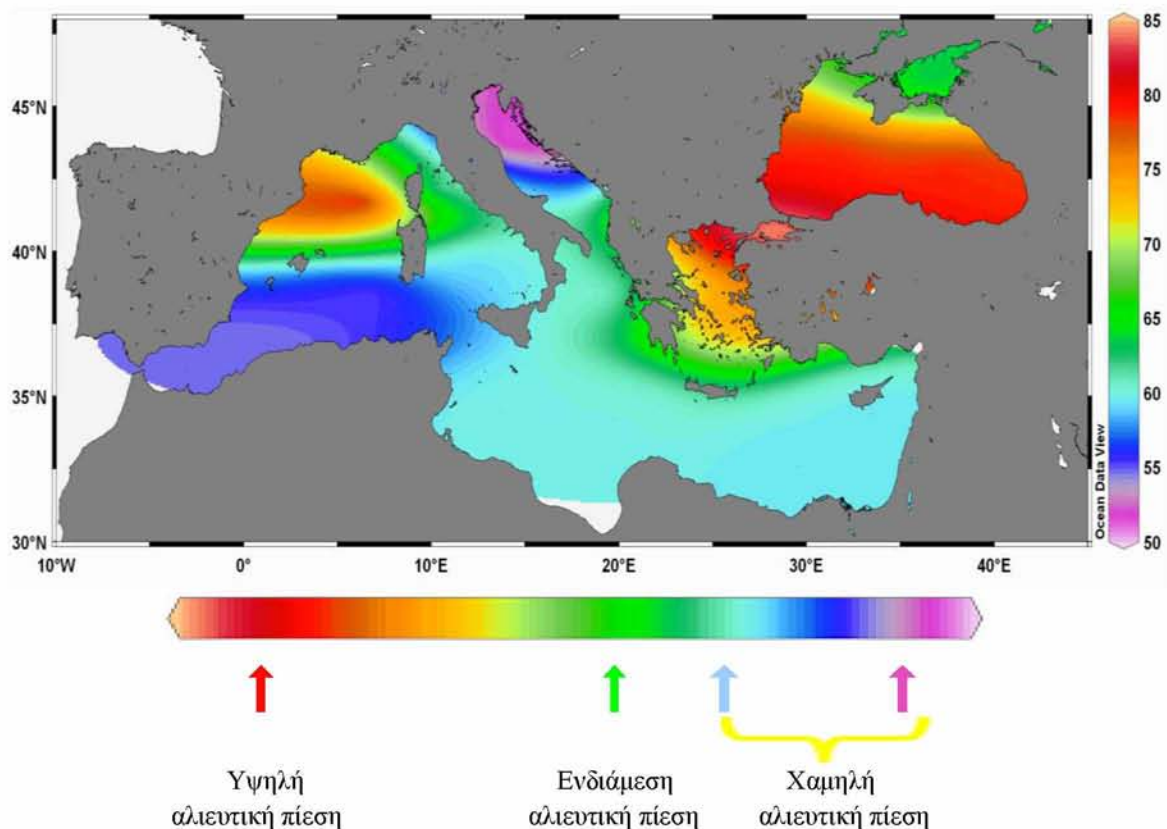
	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005
Υπεραλιευμένα + Εξαντλημένα	0	10	20	25	35	45	55	65
Αναπτυσσόμενα	80	70	60	50	40	30	20	10

Από τα 1346 αποθέματα που αναλύθηκαν για το 2005, βρέθηκε ότι στις 10 υποπεριοχές, τα 173 αποθέματα (12,9%) ήταν αναπτυσσόμενα, τα 314 (23,3%) πλήρως εκμεταλλευμένα, τα 539 (40%) υπεραλιευμένα και τα 320 (23,8%) εξαντλημένα (Πίν. 2).

Η υποπεριοχή 2.2 (Ιόνιο) της Κεντρικής Μεσογείου συγκέντρωνε το μεγαλύτερο ποσοστό των υπεραλιευμένων (100), αλλά και των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων (39). Επιπρόσθετα, ο μεγαλύτερος αριθμός των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων (62) βρέθηκε στην υποπεριοχή 1.1 (Βαlearίδες) της Δυτικής Μεσογείου,

ενώ τα περισσότερα εξαντλημένα αποθέματα (58) στην υποπεριοχή 1.2 (Κόλπος Λεόντων) της Δυτικής Μεσογείου (Πίν. 2).

Συνεπώς, όπως παρατηρείται και στην Εικόνα 7, η βόρεια μεσογειακή ακτογραμμή δέχεται υψηλότερη αλιευτική πίεση από τη νότια μεσογειακή ακτογραμμή. Πιο αναλυτικά, την υψηλότερη αλιευτική πίεση τη δέχονται οι υποπεριοχές 1.2 (Κόλπος Λεόντων), 3.1 (Αιγαίο) και 4.2 (Μαύρη Θάλασσα). Αντίθετα, τη χαμηλότερη αλιευτική πίεση τη δέχονται οι υποπεριοχές 1.1 (Βαlearίδες), 1.3 (Σαρδηνία), 2.1 (Αδριατική), 2.2 (Ιόνιο) και 3.2 (Λεβαντίνη), ενώ ενδιάμεση αλιευτική πίεση παρουσιάζεται στην υποπεριοχή 4.3 (Αζοφική) της Μαύρης Θάλασσας.



Εικόνα 7. Η αλιευτική πίεση ανά περιοχή.

Πίνακας 2. Ο αριθμός των αλιευμάτων ανά αλιευτική υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας για το 2005.

Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)	Σύνολο αποθεμάτων
Μεσόγειος Θάλασσα					
<u>Δυτική</u>					
(Βαλεαρίδες) 1.1	29 (15%)	62 (31%)	72 (36%)	36 (18%)	199
(Κόλπος Λεόντων) 1.2	5 (4%)	17 (13%)	51 (39%)	58 (44%)	131
(Σαρδηνία) 1.3	24 (19%)	28 (22%)	46 (36%)	29 (23%)	127
<u>Κεντρική</u>					
(Αδριατική) 2.1	34 (22%)	45 (28%)	57 (36%)	22 (14%)	158
(Ιόνιο) 2.2	39 (16%)	60 (24%)	100 (41%)	47 (19%)	246
<u>Ανατολική</u>					
(Αιγαίο) 3.1	6 (5%)	23 (20%)	68 (59%)	18 (16%)	115
(Λεβαντίνη) 3.2	23 (12%)	56 (29%)	83 (43%)	36 (16%)	198
Μαύρη Θάλασσα					
(Μαρμαράς) 4.1	1 (2%)	6 (13%)	23 (50%)	16 (35%)	46
(κυρίως Μαύρη Θάλασσα) 4.2	8 (7%)	15 (14%)	33 (30%)	54 (49%)	110
(Αζοφική) 4.3	4 (25%)	2 (13%)	6 (38%)	4 (25%)	16
ΣΥΝΟΛΟ	173 (12,9%)	314 (23,3%)	539 (40%)	320 (23,8%)	1346

Στη συνέχεια, ακολουθεί αναλυτική περιγραφή της κατάστασης των αποθεμάτων, ανά περιοχή και υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας,

καθώς επίσης εντοπίζονται τα υπεραλιευμένα και εξαντλημένα αποθέματα κάθε υποπεριοχής.

3.2. Εκτίμηση των αποθεμάτων ανά περιοχή και υποπεριοχή

3.2.1. Δυτική Μεσόγειος

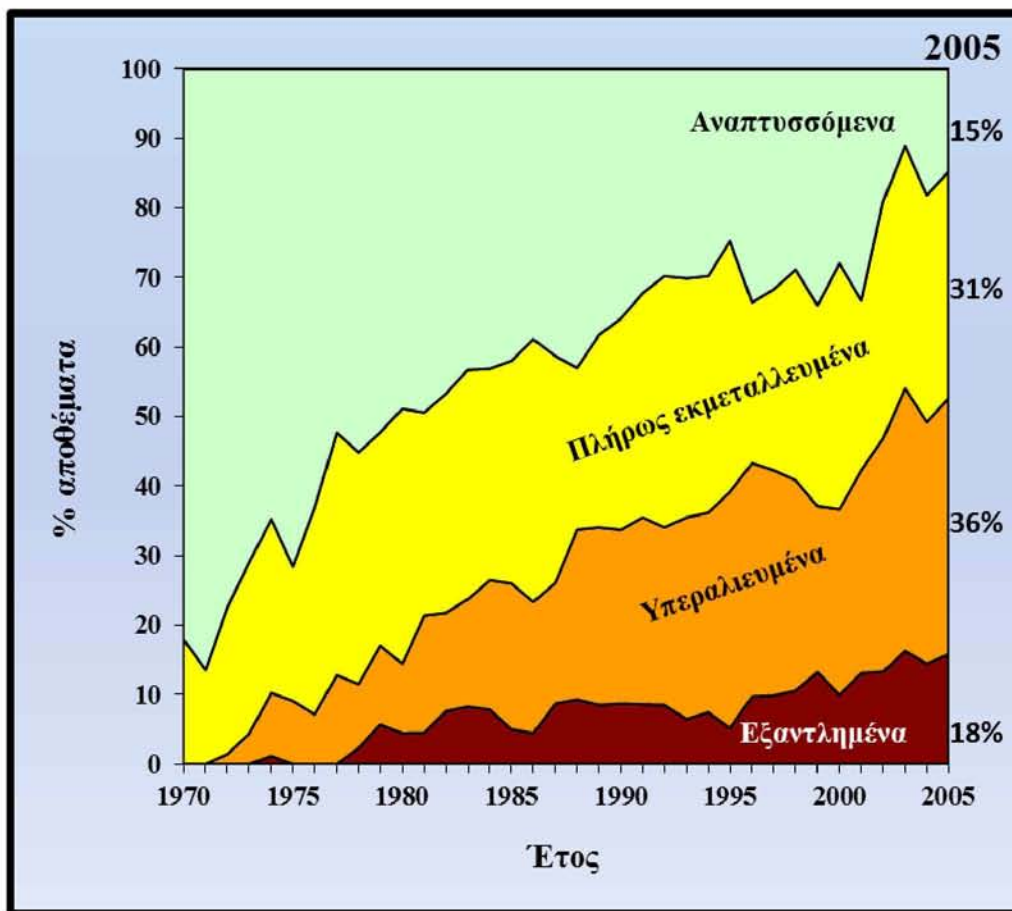
Η δυτική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 1.1 (Βαlearίδες), 1.2 (Κόλπος Λεόντων), και 1.3 (Σαρδηνία). Για το 2005, το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν, για αυτή την περιοχή, ήταν 457. Το μεγαλύτερο ποσοστό, στο σύνολο των αλιευμάτων της δυτικής περιοχής, παρατηρήθηκε στα εξαντλημένα αποθέματα (44%), με το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων σε κάθε υποπεριοχή, να ξεπερνά το 50% (Πίν. 3). Επίσης, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων παρουσίαζε έντονες αυξομειώσεις σε όλες τις περιοχές, σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων που διατηρήθηκε σε χαμηλά επίπεδα.

Αναλυτικότερα, στην υποπεριοχή 1.1 (Βαlearίδες) το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν ήταν 199. Το μεγαλύτερο ποσοστό των αλιευμάτων ήταν υπεραλιευμένα (36%), ενώ το μικρότερο ήταν αναπτυσσόμενα (15%). Τα πλήρως εκμεταλλευμένα αποθέματα, στη συγκεκριμένη υποπεριοχή, συγκέντρωναν το μεγαλύτερο ποσοστό (31%) συγκριτικά με τις υπόλοιπες υποπεριοχές της Δυτικής Μεσογείου, 1.2 και 1.3 (Πίν. 8). Επιπλέον, η υποπεριοχή 1.1 είναι μια από τις περιοχές της Δυτικής Μεσογείου που δέχεται τη μικρότερη αλιευτική εκμετάλλευση, καθώς συγκέντρωνε ένα σχετικά μικρό αθροιστικό ποσοστό (54%) υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων (Σχ. 8).

Πίνακας 3. Η κατάσταση των αλιευμάτων στις υποπεριοχές της Δυτικής Μεσογείου για το έτος 2005.

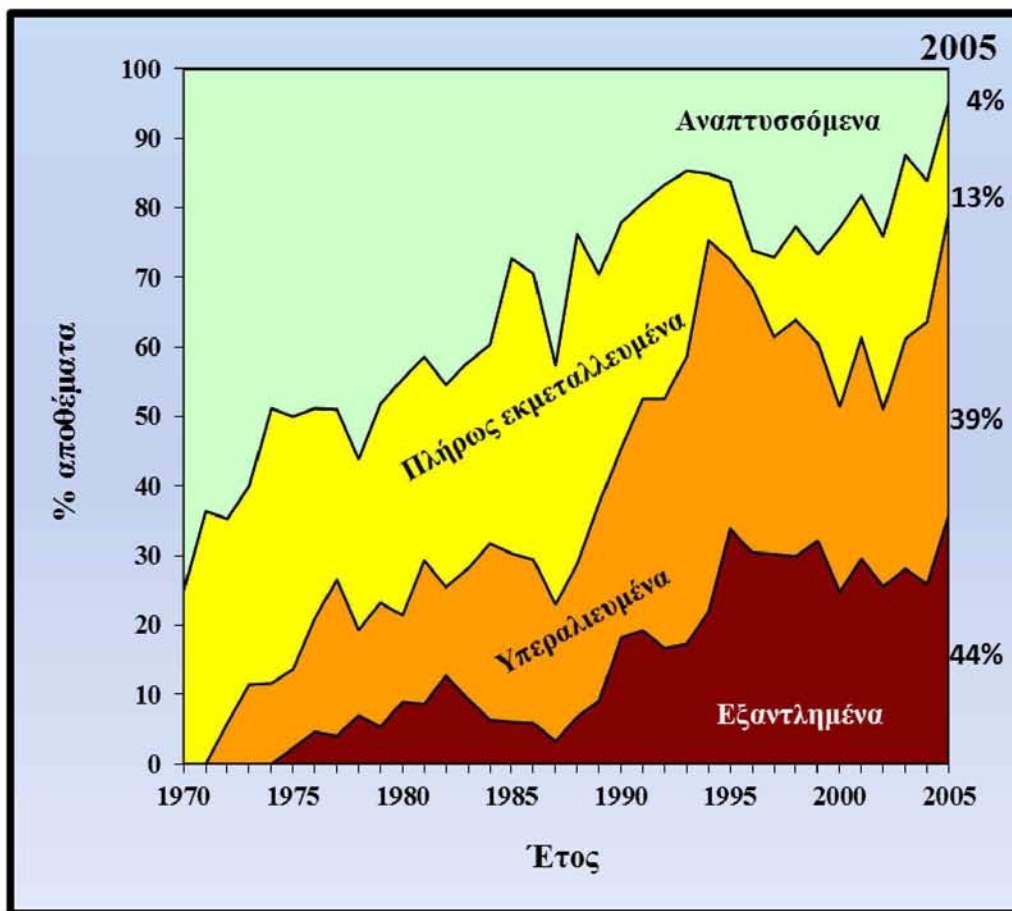
Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)	Σύνολο αποθεμάτων
<u>Δυτική Μεσόγειος Θάλασσα</u>					
(Βαλεαρίδες) 1.1	29 (15%)	62 (31%)	72 (36%)	36 (18%)	199
(Κόλπος Λεόντων) 1.2	5 (4%)	17 (13%)	51 (39%)	58 (44%)	131
(Σαρδηνία) 1.3	24 (19%)	28 (22%)	64 (36%)	29 (23%)	145
ΣΥΝΟΛΟ	58 (13%)	107 (23%)	187 (41%)	123 (30%)	457

Στα υπεραλιευμένα αποθέματα των Βαλεαρίδων περιλαμβάνονται αυτά του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Αλγερία), του σκουμπριού (*Scomber scombrus*) (Αλγερία), της γλώσσας (*Solea solea*) (Αλγερία, Ισπανία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Μαρόκο), της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Ισπανία) και του μαγιάτικου (*Seriola dumerili*) (Ισπανία). Αντίστοιχα, στα εξαντλημένα αποθέματα συγκαταλέγονται αυτά του μπακαλιάρου (*Merluccius merluccius*) (Αλγερία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Μαρόκο), της ζαργάνας (*Belone belone*) (Ισπανία), της γόπας (*Boops boops*) (Ισπανία), του βλάχου (*Polyprion americanus*) και της παπαλίνας (*Sprattus sprattus*) (Ισπανία).



Σχήμα 8. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 1.1 (Βαlearίδες). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

Στην υποπεριοχή 1.2 (Κόλπος Λεόντων), το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν ήταν 131. Το μεγαλύτερο ποσοστό των αλιευμάτων ήταν εξαντλημένα (44%) και το μικρότερο ποσοστό, όπως και στην υποπεριοχή 1.1, ήταν αναπτυσσόμενα συγκεντρώνοντας ένα ποσοστό μόλις 4% (Πίν. 3). Ο Κόλπος των Λεόντων, σε αντίθεση με την υποπεριοχή 1.1, δέχεται την υψηλότερη αλιευτική εκμετάλλευση, καθώς το ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν μεγαλύτερο από 80% (Σχ. 9), ενώ το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων ήταν το μικρότερο (13%), συγκριτικά με τις υποπεριοχές 1.1 και 1.3.



Σχήμα 9. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 1.2 (Κόλπος Λεόντων). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

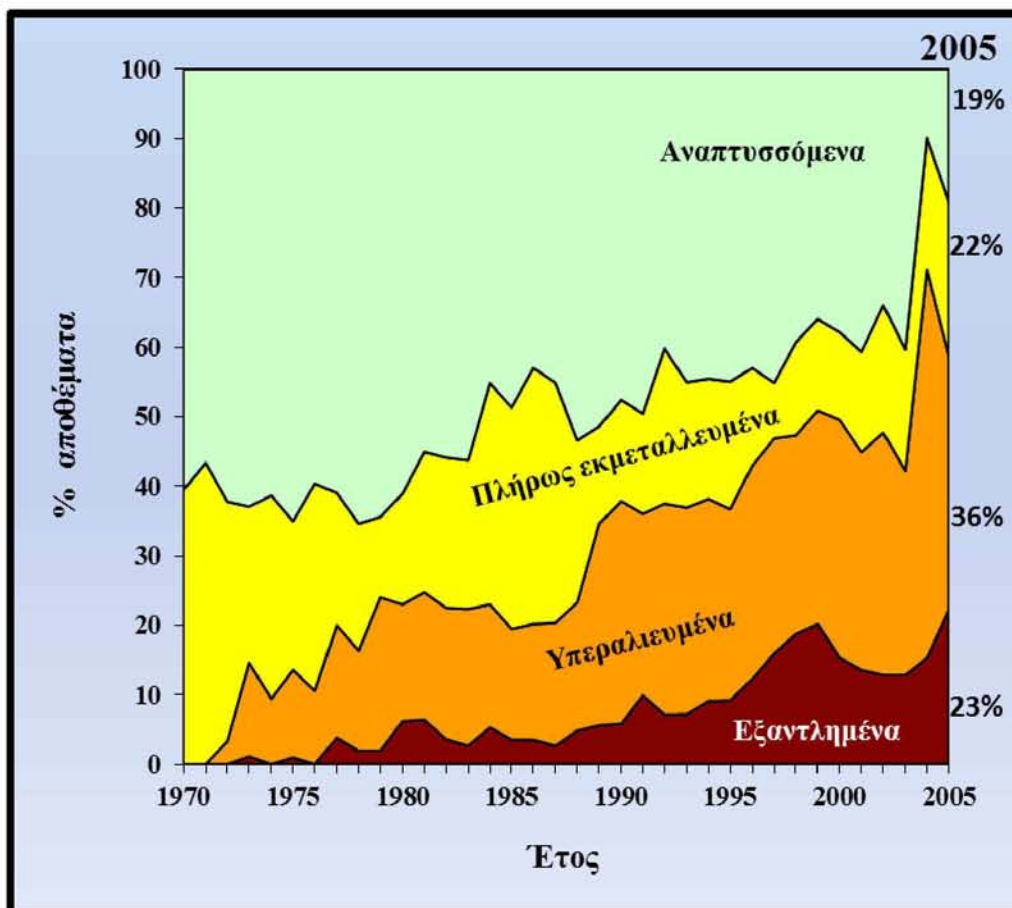
Στα υπεραλιευμένα αποθέματα της υποπεριοχής 1.2 συμπεριλαμβάνονται αυτά της ζαργάνας (*Belone belone*) (Γαλλία), της γόπας (*Boops boops*) (Γαλλία), του λαβρακιού (*Dicentrarchus labrax*) (Γαλλία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Γαλλία, Ισπανία), του μπακαλιάρου (*Merluccius merluccius*) (Γαλλία, Ισπανία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Γαλλία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Γαλλία), του σκουμπριού (*Scomber scombrus*) (Γαλλία), της γλώσσας (*Solea solea*) (Γαλλία), της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Γαλλία), του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Γαλλία) και της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Ισπανία). Επιπλέον, στα εξαντλημένα αποθέματα ανήκουν αυτά της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Γαλλία, Ισπανία), της φρίσσας

(*Sardinella aurita*) (Γαλλία), της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Γαλλία), του χριστόψαρου (*Zeus faber*) (Γαλλία), της γόπας (*Boops boops*) (Ισπανία), του σαργού (*Diplodus sargus*) (Ισπανία), της πεσκαντρίτσας (*Lophius piscatorius*) (Ισπανία), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Ισπανία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Ισπανία), της γλώσσας (*Solea solea*) (Ισπανία) και της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Ισπανία).

Ομοίως, στην υποπεριοχή 1.3 (Σαρδηνία), συνολικά αναλύθηκαν 145 αλιεύματα. Το ποσοστό των υπεραλιευμένων αποθεμάτων (36%) κατείχε τη μεγαλύτερη θέση, σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων (19%), που όμως συγκέντρωνε το μεγαλύτερο ποσοστό συγκριτικά με τις υποπεριοχές 1.1 και 1.2 (Πίν. 3). Επιπλέον, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν μικρό, όπως και η αλιευτική πίεση που δέχεται η υποπεριοχή 1.3 είναι σχετικά μικρή, συγκεντρώνοντας ένα αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων το οποίο ήταν ίσο με 59% (Σχ. 10).

Στα υπεραλιευμένα αποθέματα της υποπεριοχής 1.3 της Δυτικής Μεσογείου περιλαμβάνονται αυτά της ζαργάνας (*Belone belone*) (Ιταλία), της γόπας (*Boops boops*) (Ιταλία, Τυνησία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Ιταλία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Ιταλία), της γλώσσας (*Solea solea*) (Ιταλία, Τυνησία), της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Τυνησία), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Τυνησία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Τυνησία), της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Τυνησία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Τυνησία) και της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Τυνησία). Επιπρόσθετα, στα εξαντλημένα αποθέματα ανήκουν αυτά του μπακαλιάρου (*Merluccius merluccius*) (Γαλλία), του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Γαλλία), της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Ιταλία), της τσιπούρας (*Sparus*

aurata) (Ιταλία), της ζαργάνας (*Belone belone*) (Τυνησία) και του λαβρακιού (*Dicentrarchus labrax*) (Ιταλία).



Σχήμα 10. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 1.3 (Σαρδηνία). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

3.2.2. Κεντρική Μεσόγειος

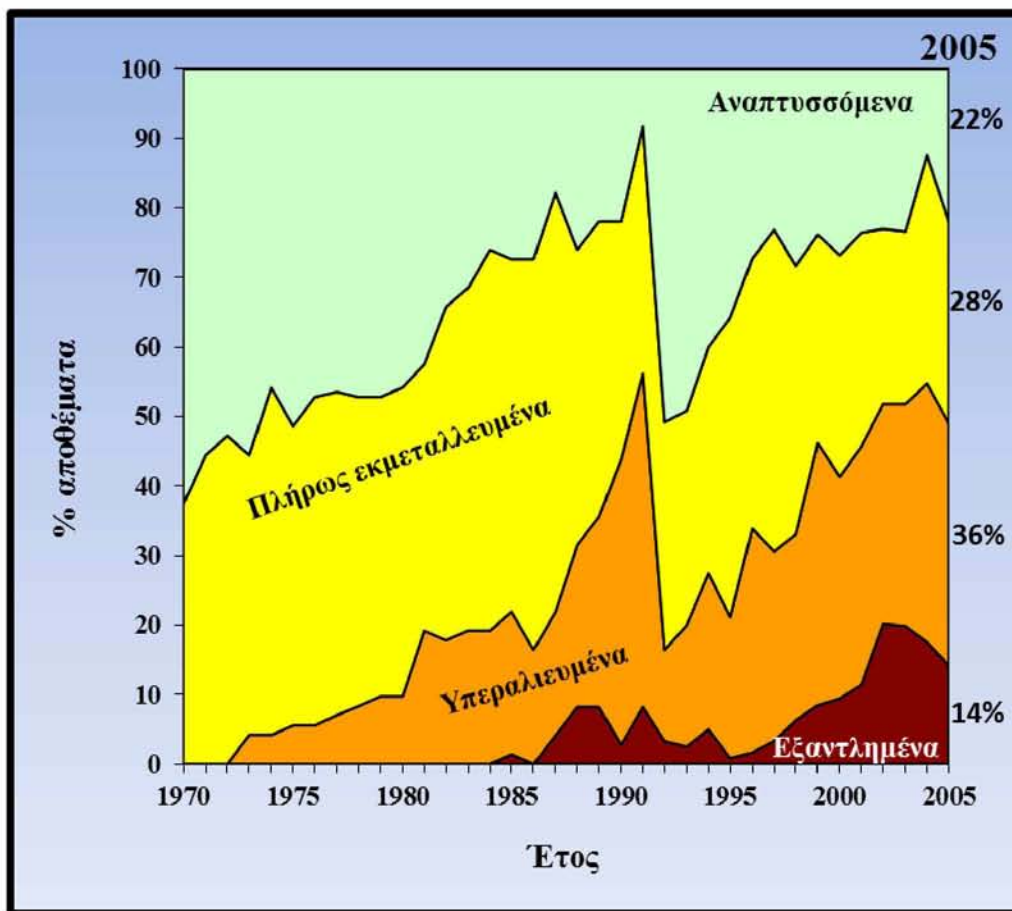
Η κεντρική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 2.1 (Αδριατική) και 2.2 (Ιόνιο). Το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν σε αυτή την περιοχή, για το έτος 2005, ήταν 404. Το μεγαλύτερο ποσοστό, στο σύνολο των αλιευμάτων, παρατηρήθηκε στα υπεραλιευμένα αποθέματα (41%) της υποπεριοχής 2.2

και το μικρότερο ποσοστό στα εξαντλημένα αποθέματα (14%) της υποπεριοχής 2.1, ενώ το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν περίπου 50%. Επιπλέον, η υποπεριοχή 2.1 συγκέντρωνε υψηλό ποσοστό αναπτυσσόμενων αποθεμάτων (22%). Επίσης, και τα πλήρως εκμεταλλευμένα αποθέματα της Κεντρικής Μεσογείου, παρουσίαζαν υψηλό και σχετικά σταθερό ποσοστό (Πίν. 4).

Πίνακας 4. Η κατάσταση των αλιευμάτων στις υποπεριοχές της Κεντρικής Μεσογείου για το έτος 2005.

Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)	Σύνολο αποθεμάτων
<u>Κεντρική Μεσόγειος Θάλασσα</u>					
(Αδριατική) 2.1	34 (22%)	45 (28%)	57 (36%)	22 (14%)	158
(Ιόνιο) 2.2	39 (16%)	60 (24%)	100 (41%)	47 (19%)	246
ΣΥΝΟΛΟ	73 (18%)	105 (26%)	157 (39%)	69 (17%)	404

Πιο αναλυτικά, στην υποπεριοχή 2.1 (Αδριατική) το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν ήταν 158. Το μεγαλύτερο ποσοστό των αλιευμάτων παρατηρήθηκε στα υπεραλιευμένα αποθέματα (36%), ενώ το μικρότερο στα εξαντλημένα (14%) (Πίν. 4). Επιπρόσθετα, το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων, σε αυτή την υποπεριοχή ήταν σχετικά χαμηλό (50%), σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων που ήταν αρκετά υψηλό (22%) (Σχ. 11).



Σχήμα 11. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 2.1 (Αδριατική). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

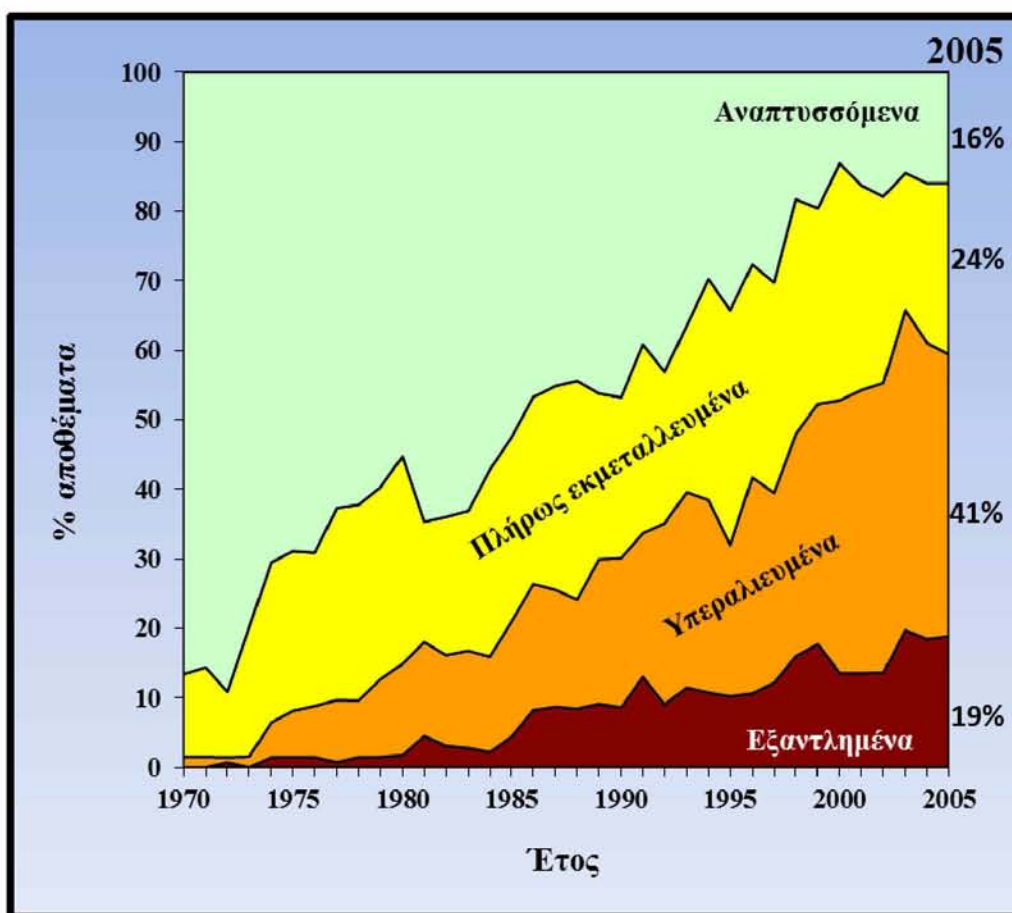
Στα υπεραλιευμένα αποθέματα της υποπεριοχής 2.1 (Αδριατική) της Κεντρικής Μεσογείου συμπεριλαμβάνονται αυτά της ζαργάνας (*Belone belone*) (Κροατία, Σερβία), της γόπας (*Boops boops*) (Κροατία, Σλοβενία), του λαβρακιού (*Dicentrarchus labrax*) (Κροατία, Ιταλία), του κέφαλου (*Mugil cephalus*) (Κροατία), της φρίσσας (*Sardinella aurita*) (Κροατία), της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Κροατία, Σλοβενία), της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Κροατία, Ιταλία), του μπακαλιάρου (*Merluccius merluccius*) (Ιταλία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Σερβία), της μουρμούρας (*Lithognathus mormyrus*) (Σλοβενία), του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Σλοβενία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Σλοβενία), του σκουμπριού (*Scomber*

scombrus) (Σλοβενία) και του γκριζοσαύριδου (*Trachurus trachurus*) (Σλοβενία). Επίσης, στα εξαντλημένα αποθέματα ανήκουν αυτά της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Κροατία, Ιταλία), του σκαθαριού (*Spondyliosoma cantharus*) (Κροατία), της ζαργάνας (*Belone belone*) (Ιταλία), της γόπας (*Boops boops*) (Ιταλία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Ιταλία, Σλοβενία) και του μυλοκοπιού (*Umbrina cirrosa*) (Ιταλία).

Στην υποπεριοχή 2.2 (Ιόνιο), αναλύθηκε ο μεγαλύτερος αριθμός των αποθεμάτων (246). Το μεγαλύτερο ποσοστό των αποθεμάτων, όπως και στην υποπεριοχή 2.1, ήταν υπεραλιευμένα (41%) και το μικρότερο ήταν αναπτυσσόμενα (16%). Η υποπεριοχή του Ιονίου δέχεται μεγαλύτερη αλιευτική εκμετάλλευση από την υποπεριοχή της Αδριατικής, καθώς το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν 60% (Πίν. 3.4). Επιπλέον, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων ήταν σχετικά υψηλό (24%) (Σχ. 12).

Τα υπεραλιευμένα αποθέματα τα οποία περιλαμβάνονται στην υποπεριοχή 2.2 (Ιόνιο) είναι η συναγρίδα (*Dentex dentex*) (Αλβανία, Ελλάδα, Μάλτα, Τυνησία), ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*) (Αλβανία, Τυνησία), η πεσκαντρίτσα (*Lophius piscatorius*) (Αλβανία, Ελλάδα, Ιταλία, Τυνησία), ο μπακαλιάρος (*Merluccius merluccius*) (Αλβανία, Ιταλία), η γλώσσα (*Solea solea*) (Αλβανία, Ελλάδα), η τσιπούρα (*Sparus aurata*) (Αλβανία, Ελλάδα), το μυλοκόπι (*Umbrina cirrosa*) (Αλβανία, Τυνησία), το χριστόψαρο (*Zeus faber*) (Αλβανία, Ελλάδα), η ζαργάνα (*Belone belone*) (Ελλάδα, Τυνησία), το λαβράκι (*Dicentrarchus labrax*) (Ελλάδα), το μπαρμπούνι (*Mullus surmuletus*) (Ελλάδα), η σαρδέλα (*Sardina pilchardus*) (Ελλάδα, Ιταλία), το ασπροσαύριδο (*Trachurus mediterraneus*) (Ελλάδα), η γόπα (*Boops boops*) (Ιταλία) και ο κολιός (*Scomber japonicus*) (Μάλτα). Επιπρόσθετα, μεταξύ των εξαντλημένων αποθεμάτων είναι αυτά της γόπας (*Boops boops*) (Αλβανία, Μάλτα), της σαρδέλας

(*Sardina pilchardus*) (Αλβανία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Ελλάδα), της ζαργάνας (*Belone belone*) (Ιταλία), του λαβρακιού (*Dicentrarchus labrax*) (Ιταλία), της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Ιταλία), του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Μάλτα), της μένουλας (*Spicara maena*) (Τυνησία) και του χριστόψαρου (*Zeus faber*) (Τυνησία).



Σχήμα 12. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 2.2 (Ιόνιο). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

3.2.3. Ανατολική Μεσόγειος

Η ανατολική περιοχή της Μεσογείου αποτελείται από τις υποπεριοχές 3.1 (Αιγαίο) και 3.2 (Λεβαντίνη). Το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν στη

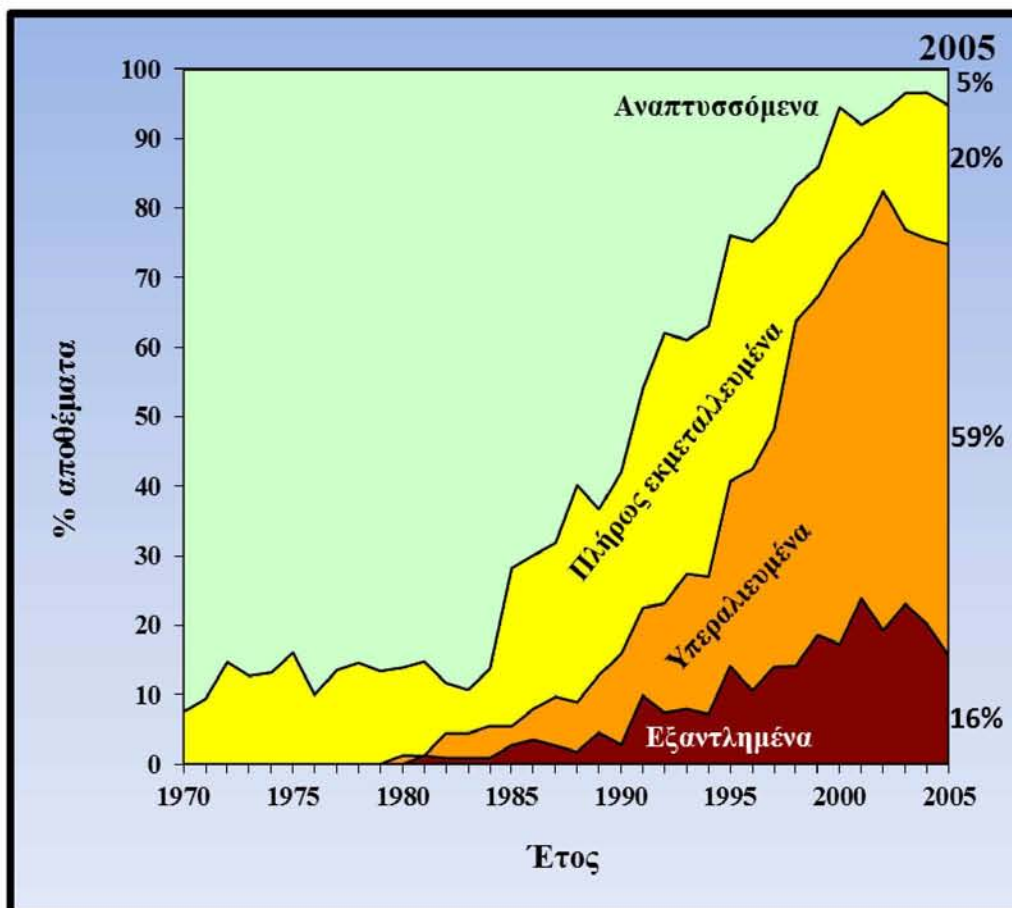
συγκεκριμένη περιοχή για το 2005, ήταν 313. Από αυτά, το μεγαλύτερο ποσοστό ήταν τα υπεραλιευμένα αποθέματα (59%) της υποπεριοχής 3.1 και το μικρότερο ποσοστό ήταν τα αναπτυσσόμενα αποθέματα (5%), της ίδιας υποπεριοχής. Επιπλέον, το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν αρκετά υψηλό, όπως επίσης και το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων, σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων που κυμάνθηκε σε αρκετά χαμηλά επίπεδα (Πίν. 5).

Πίνακας 5. Η κατάσταση των αλιευμάτων στις υποπεριοχές της Ανατολικής Μεσογείου για το έτος 2005.

Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)	Σύνολο αποθεμάτων
<u>Ανατολική Μεσόγειος Θάλασσα</u>					
(Αιγαίο) 3.1	6 (5%)	23 (20%)	68 (59%)	18 (16%)	115
(Λεβαντίνη) 3.2	23 (12%)	56 (29%)	83 (43%)	36 (16%)	198
ΣΥΝΟΛΟ	29 (9%)	79 (25%)	151 (48%)	54 (17%)	313

Πιο λεπτομερώς, στην υποπεριοχή 3.1 (Αιγαίο) το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν ήταν 115. Τα υπεραλιευμένα αποθέματα συγκέντρωσαν το μεγαλύτερο ποσοστό (59%), ενώ τα αναπτυσσόμενα το μικρότερο ποσοστό (5%). Η υποπεριοχή του Αιγαίου δέχεται αρκετά μεγάλη αλιευτική εκμετάλλευση, καθώς το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν αρκετά υψηλό (75%) (Πίν. 5). Επίσης, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων (20%)

ήταν αρκετά υψηλό, σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων (5%) και των εξαντλημένων αποθεμάτων (16%) που κυμάνθηκε σε χαμηλά επίπεδα (Σχ. 13).



Σχήμα 13. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 3.1 (Αιγαίο). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

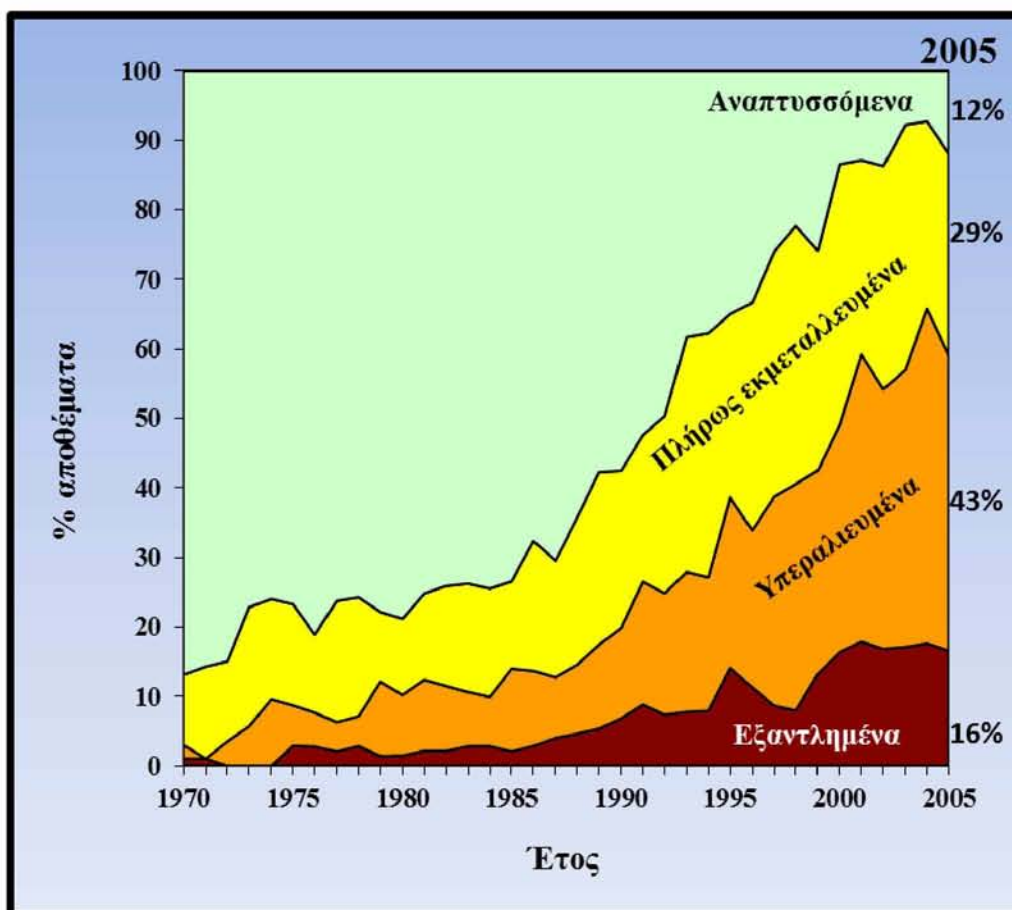
Ορισμένα υπεραλιευμένα αποθέματα τα οποία συμπεριλαμβάνονται στην υποπεριοχή 3.1 είναι η γόπα (*Boops boops*) (Ελλάδα), ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*) (Ελλάδα, Τουρκία), το μπαρμπούνι (*Mullus surmuletus*) (Ελλάδα, Τουρκία), ο κολιός (*Scomber japonicus*) (Ελλάδα, Τουρκία), η γλώσσα (*Solea solea*) (Ελλάδα), η τσιπούρα (*Sparus aurata*) (Ελλάδα, Τουρκία), το ασπροσαύριδο

(*Trachurus mediterraneus*) (Ελλάδα, Τουρκία) και η συναγρίδα (*Dentex dentex*) (Τουρκία). Επιπλέον, στα εξαντλημένα αποθέματα ανήκει το σκουμπρί (*Scomber scombrus*) (Ελλάδα), η ζαργάνα (*Belone belone*) (Τουρκία), το σκαθάρι (*Spondylisoma cantharus*) (Τουρκία), η παπαλίνα (*Sprattus sprattus*) (Ελλάδα) και το μυλοκόπι (*Umbrina cirrosa*) (Τουρκία).

Στην υποπεριοχή 3.2 (Λεβαντίνη) το σύνολο των αποθεμάτων που αναλύθηκαν ήταν 198. Από αυτά, το 43% των αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένα, ενώ το 12% αναπτυσσόμενα. Το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν σχετικά υψηλό, καθώς πλησίαζε το 60% (Πίν. 5). Επίσης, υψηλό ήταν και το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων (29%), ενώ αρκετά χαμηλότερο ήταν το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων (12%) (Σχ. 14).

Μεταξύ των υπεραλιευμένων αποθεμάτων της υποπεριοχής 3.2 συμπεριλαμβάνονται και αυτά της συναγρίδας (*Dentex dentex*) (Κύπρος, Τουρκία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Κύπρος), του κέφαλου (*Mugil cephalus*) (Κύπρος), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Κύπρος, Τουρκία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Κύπρος) του λυθρινιού (*Pagellus erythrinus*) (Κύπρος), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Κύπρος), της γόπας (*Boops boops*) (Ισραήλ, Παλαιστίνη, Τουρκία), του μπακαλιάρου (*Merluccius merluccius*) (Συρία), του γκριζοσαύριδου (*Trachurus trachurus*) (Τουρκία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Παλαιστίνη), της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Κύπρος, Τουρκία), της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Τουρκία) και του σκαθαριού (*Spondylisoma cantharus*) (Τουρκία). Επιπλέον, στα εξαντλημένα αποθέματα βρίσκονται αυτά της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Κύπρος), της φρίσσας (*Sardinella aurita*) (Ισραήλ), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Ισραήλ, Τουρκία), της

ζαργάνας (*Belone belone*) (Τουρκία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Τουρκία), του σκουμπριού (*Scomber scombrus*) (Τουρκία), του μυλοκοπιού (*Umbrina cirrosa*) (Τουρκία) και του χριστόψαρου (*Zeus faber*) (Τουρκία).



Σχήμα 14. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 3.2 (Λεβαντίνη). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

3.2.4. Μαύρη Θάλασσα

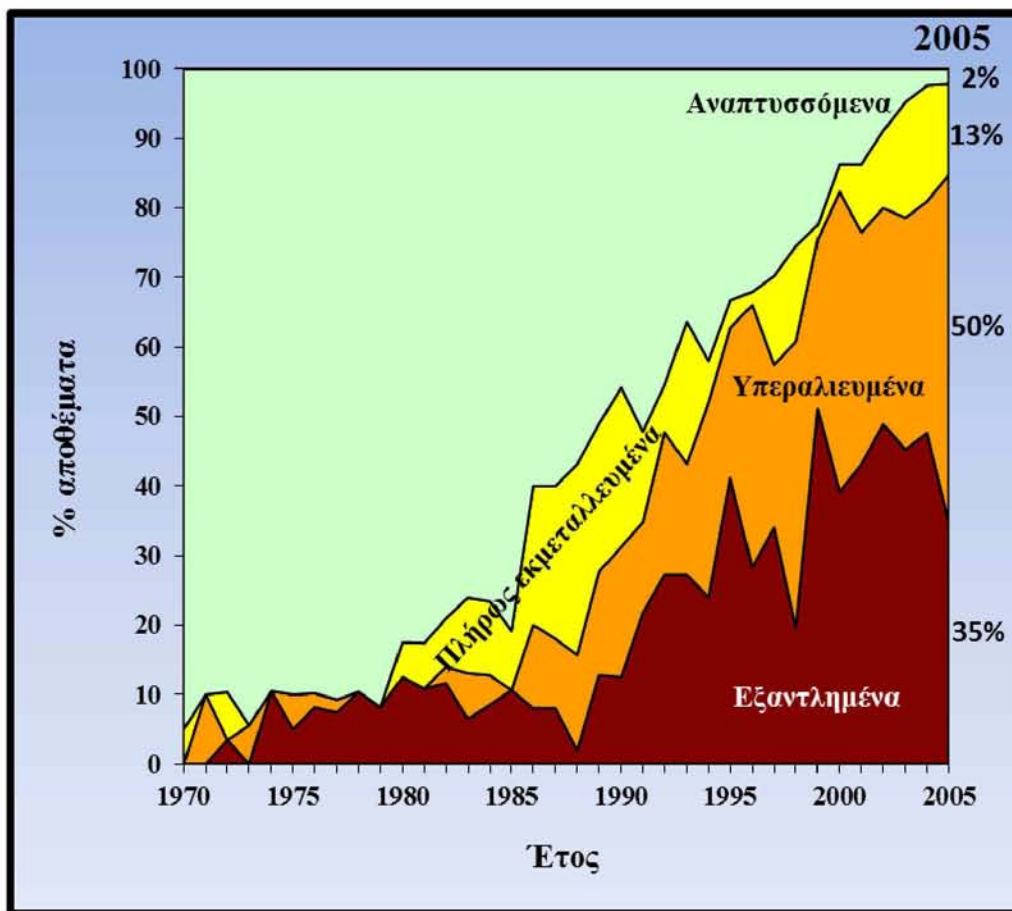
Η Μαύρη Θάλασσα αποτελείται από τις υποπεριοχές 4.1 (Μαρμαράς), 4.2 (κυρίως Μαύρη Θάλασσα) και 4.3 (Αζοφική). Το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν στην περιοχή αυτή, για το 2005, ήταν 172. Από το σύνολο των

αλιευμάτων, το μεγαλύτερο ποσοστό ήταν υπεραλιευμένα (50%) και το μικρότερο αναπτυσσόμενα (2%). Επίσης, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων ήταν χαμηλό και σχετικά σταθερό, ενώ το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων παρουσίαζε έντονες αυξομειώσεις. Αρκετά υψηλό ήταν και το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων, με το μέγιστο να ξεπερνά το 80% (Πίν. 6).

Πίνακας 6. Η κατάσταση των αλιευμάτων στις υποπεριοχές της Μαύρης Θάλασσας για το έτος 2005.

Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλευμένα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)	Σύνολο αποθεμάτων
<u>Μαύρη Θάλασσα</u>					
(Μαρμαράς) 4.1	1 (2%)	6 (13%)	23 (50%)	16 (35%)	46
(κυρίως Μαύρη Θάλασσα) 4.2	8 (7%)	15 (14%)	33 (30%)	54 (49%)	110
(Αζοφική) 4.3	4 (25%)	2 (13%)	6 (38%)	4 (25%)	16
ΣΥΝΟΛΟ	13 (7%)	23 (13%)	62 (36%)	74 (43%)	172

Αναλυτικότερα, στην υποπεριοχή 4.1 (Μαρμαράς), το σύνολο των αλιευμάτων που αναλύθηκαν ήταν 46. Από αυτά το 50% ήταν υπεραλιευμένα ενώ μόλις το 2% ήταν αναπτυσσόμενα. Η υποπεριοχή του Μαρμαρά είναι από τις υποπεριοχές, τόσο της Μαύρης Θάλασσας όσο και της Μεσογείου, που δέχεται τη μεγαλύτερη αλιευτική εκμετάλλευση, καθώς το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων ήταν 85% (Πίν. 6). Αντίθετα, το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων ήταν αρκετά χαμηλό (13%) (Σχ. 15).

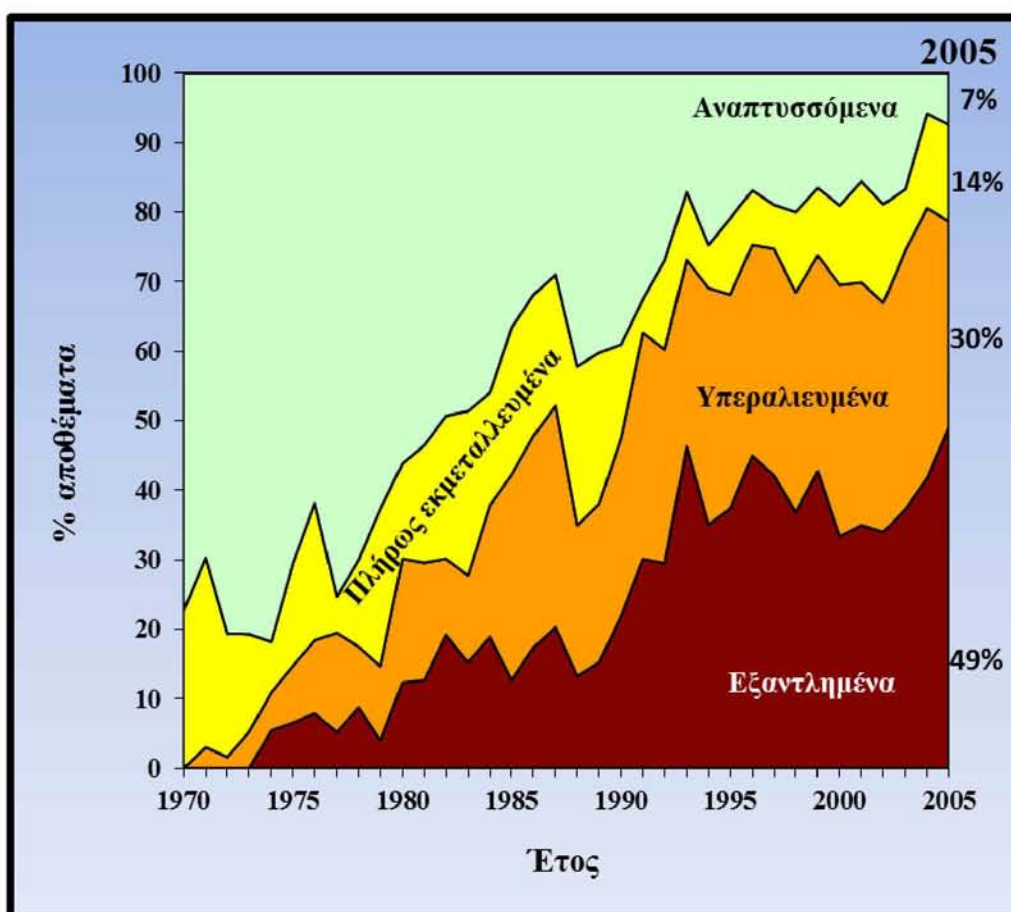


Σχήμα 15. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 4.1 (Μαρμαράς). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

Στα υπεραλιευμένα αποθέματα της υποπεριοχής του Μαρμαρά συμπεριλαμβάνονται αυτά της ζαργάνας (*Belone belone*) (Τουρκία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Τουρκία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Τουρκία), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Τουρκία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Τουρκία), της σάλπας (*Sarpa salpa*) (Τουρκία), του σκουμπριού (*Scomber scombrus*) (Τουρκία), της τσιπούρας (*Sparus aurata*) (Τουρκία), του ασπροσαύριδου (*Trachurus mediterraneus*) (Τουρκία), του μυλοκοπιού (*Umbrina cirrosa*) (Τουρκία) και του χριστόψαρου (*Zeus faber*) (Τουρκία). Παρόμοια, στα εξαντλημένα αποθέματα της ίδιας υποπεριοχής ανήκουν αυτά της γόπας (*Boops boops*) (Τουρκία), του

μελανουριού (*Oblada melanura*) (Τουρκία) και του κολιού (*Scomber japonicus*) (Τουρκία).

Επιπρόσθετα, στην υποπεριοχή 4.2 (κυρίως Μαύρη Θάλασσα) από τα 110 αλιεύματα που αναλύθηκαν το 49% ήταν εξαντλημένα. Επίσης, πολύ μεγάλο ήταν και το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων, το οποίο πλησίαζε το 80% (Πίν. 6), σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων και των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων που ήταν σχετικά χαμηλό (7% και 14%, αντίστοιχα) (Σχ. 16).



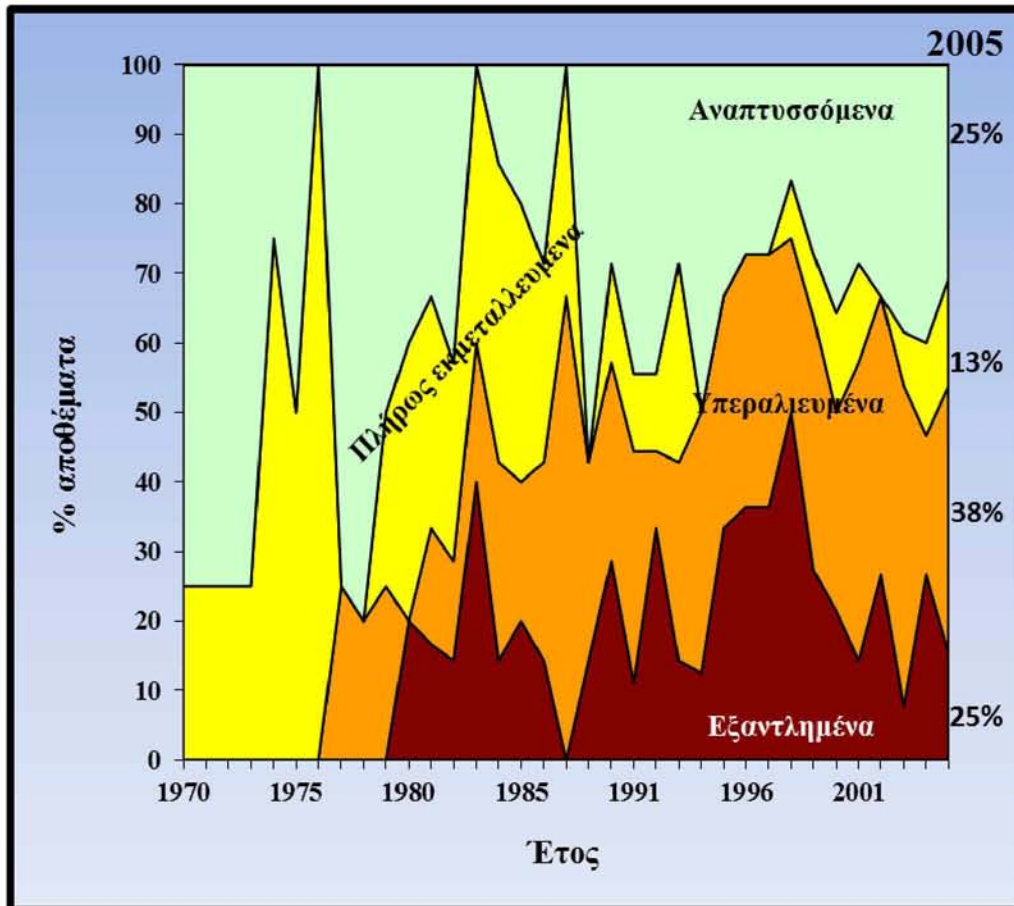
Σχήμα 16. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 4.2 (κυρίως Μαύρη Θάλασσα). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

Μεταξύ των υπεραλιευμένων αποθεμάτων της υποπεριοχής της κυρίως Μαύρης Θάλασσας είναι και αυτά του γοφαριού (*Pomatomus saltatrix*) (Βουλγαρία), της παπαλίνας (*Sprattus sprattus*) (Βουλγαρία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Ρωσία, Τουρκία), του μπαρμπουνιού (*Mullus surmuletus*) (Τουρκία), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Τουρκία), του μελανουριού (*Oblada melanura*) (Τουρκία), του σκουμπριού (*Scomber scombrus*) (Τουρκία), του γκριζοσαύριδου (*Trachurus trachurus*) (Τουρκία) και της αθερίνας (*Atherina boyeri*) (Ουκρανία). Επιπλέον, στα εξαντλημένα αποθέματα της υποπεριοχής 4.2 ανήκουν αυτά της αθερίνας (*Atherina boyeri*) (Βουλγαρία, Ρωσία), της ζαργάνας (*Belone belone*) (Βουλγαρία, Τουρκία), του γαύρου (*Engraulis encrasicolus*) (Βουλγαρία, Γεωργία, Ρουμανία, Ουκρανία), του κέφαλου (*Mugil cephalus*) (Βουλγαρία), της κουτσομούρας (*Mullus barbatus*) (Βουλγαρία, Ουκρανία), της γλώσσας (*Solea solea*) (Βουλγαρία), του ασπροσαύριδου (*Trachurus mediterraneus*) (Βουλγαρία, Ρουμανία, Τουρκία), της γόπας (*Boops boops*) (Τουρκία), της σαρδέλας (*Sardina pilchardus*) (Τουρκία), του κολιού (*Scomber japonicus*) (Τουρκία) και του μυλοκοπιού (*Umbrina cirrosa*) (Τουρκία).

Τέλος, στην υποπεριοχή 4.3 (Αζοφική) αναλύθηκαν μόλις 16 αποθέματα, από τα οποία το 38% βρέθηκε ότι ήταν υπεραλιευμένα, ενώ τόσο τα εξαντλημένα όσο και τα αναπτυσσόμενα αποθέματα συγκέντρωναν ποσοστό 25% (Πίν. 6). Επίσης, σχετικά υψηλό ήταν και το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων (63%), σε αντίθεση με το ποσοστό των πλήρως εκματαλλευμένων αποθεμάτων το οποίο ήταν αρκετά χαμηλό (13%) (Σχ. 17).

Στα υπεραλιευμένα αποθέματα της υποπεριοχής της Αζοφικής, περιλαμβάνονται η αθερίνα (*Atherina boyeri*) (Ουκρανία), η κουτσομούρα (*Mullus*

barbatus) (Ουκρανία), το καλκάνι (*Psetta maxima*) (Ουκρανία) και ο καλκανόβατος (*Raja clavata*) (Ουκρανία), ενώ στα εξαντλημένα αποθέματα ανήκει ο γαύρος (*Engraulis encrasicolus*) (Ουκρανία) και η παπαλίνα (*Sprattus sprattus*) (Ουκρανία).



Σχήμα 17. Η αλιευτική κατάσταση των αποθεμάτων της υποπεριοχής 4.3 (Αζοφική). Διακρίνονται τα ποσοστά ανά κατηγορία για το έτος 2005.

4. ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Παρόλο που τα στατιστικά στοιχεία για την αλιεία της Μεσογείου συλλέγονται σποραδικά ή απουσιάζουν εντελώς (Pilling et al. 2008), υπάρχουν ενδείξεις ότι η υπερβολική εκμετάλλευση έχει οδηγήσει στη μείωση πολλών αλιευτικών αποθεμάτων (Caddy & Griffiths 1990, De Walle et al. 1993). Για το σύνολο της αλιευτικής περιοχής FAO 37, δεν έχουν γίνει πολλές έρευνες για την κατάσταση των αποθεμάτων. Εντούτοις, έχουν αναλυθεί ευρέως τμήματα της συγκεκριμένης περιοχής, όπως επίσης και η κατάσταση συγκεκριμένων αποθεμάτων και γενικά θεωρείται ότι οι αλιευτικοί πόροι της Μεσογείου βρίσκονται σε κατάσταση υπερεκμετάλλευσης (Bearzi 2002). Για παράδειγμα, έρευνες οι οποίες έγιναν ξεχωριστά για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα αναφέρουν ότι στη Μεσόγειο το 78% των αποθεμάτων ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα, ενώ στη Μαύρη Θάλασσα το 85% των αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένα (Daskalon 2003, Sherman & Adams 2010). Σε σχέση με τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας, αυτές οι έρευνες θεωρούν ότι η κατάσταση στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα είναι χειρότερη.

Οι Froese & Kesner-Reyes (2002), ανέφεραν για την περίοδο 1951-1960 ότι το 60% των αποθεμάτων στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα ήταν πλήρως εκμεταλλευμένο, αλλά ανέκαμψαν σε σύντομο χρονικό διάστημα. Το υπόλοιπο 40% των αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένο αλλά δεν ανέκαμψαν πλήρως, ούτε μετά από τη διάρκεια 30 ετών (Froese & Kesner-Reyes 2002). Σήμερα, ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας έχει σαφώς αυξηθεί σε σχέση με μια προηγούμενη εκτίμηση για την περιοχή, η οποία αναφέρει ότι το 74% των αποθεμάτων ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα ή υπεραλιευμένα, χωρίς

ωστόσο να γίνεται αναφορά για την κατάσταση των εξαντλημένων αποθεμάτων (Bertrand 2003).

Τα αποτελέσματα της παρούσας έρευνας συμπίπτουν με μια πιο πρόσφατη έρευνα που πραγματοποιήθηκε για τη χρονική περίοδο 1950-2004. Σύμφωνα με αυτή την έρευνα, βρέθηκε ότι στην αλιευτική περιοχή FAO 37, πολύ λίγα αποθέματα έχουν καταρρεύσει, ενώ πάνω από το 80% των αποθεμάτων είναι πλήρως εκμεταλλευμένα (Aquaone et al. 2008). Παρόμοια είναι και τα αποτελέσματα που προέκυψαν από την έκθεση του Ευρωπαϊκού Οργανισμού Περιβάλλοντος (European Environment Agency, EEA), για τα ευρωπαϊκά ιχθυαποθέματα του 2010. Η έκθεση αναφέρει ότι το 88% των αλιευτικών αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένα, εκτός των ορίων της μέγιστης βιώσιμης απόδοσης, και το 46% των ιχθυαποθεμάτων ήταν αντικείμενο υπεραλίευσης, εκτός των ασφαλών βιολογικών ορίων χωρίς η ανάκτηση τους να είναι εξασφαλισμένη (Conde et al. 2010).

Επιπλέον, έρευνα η οποία έγινε για την κατάσταση των αποθεμάτων της Ανατολικής Μεσογείου και συγκεκριμένα για τα αποθέματα των ελληνικών θαλασσών, για το 2007, έδειξε ότι η αλιευτική πίεση ήταν αρκετά έντονη, συγκριτικά με την παρούσα κατάσταση εκμετάλλευσης για το σύνολο της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. Το 65% των αποθεμάτων βρέθηκε ότι ήταν υπεραλιευμένα, το 32% πλήρως εκμεταλλευμένα και το 2% αναπτυσσόμενα. Η ίδια έρευνα έδειξε ότι η κατάσταση ήταν καλύτερη το 1982, καθώς το 83,3% των αποθεμάτων ήταν αναπτυσσόμενα, το 16,7% ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα και δεν υπήρχε κανένα υπεραλιευμένο ή εξαντλημένο απόθεμα (Τσίρος και συν. 2010).

Διάφορες έρευνες έχουν αποκαλύψει ότι οι θαλάσσιοι πόροι σε όλο τον κόσμο υφίστανται εκτεταμένη εκμετάλλευση (Jackson et al. 2001, Pauly & Maclean 2003,

Butcher 2004, Chuenpagdee et al. 2006). Η έντονη μείωση των αποθεμάτων εμφανίστηκε με την αρχή της βιομηχανικής εκμετάλλευσης (Srinivasan et al. 2010). Από τις αρχές της δεκαετίας του 1960 έως τα τέλη της δεκαετίας του 1980 η αλιευτική προσπάθεια παρουσίασε μια πολλή μεγάλη αύξηση (Coll et al. 2008, Srinivasan et al. 2010). Αναλυτικά αναφέρεται ότι, το ποσοστό των αποθεμάτων που ήταν υπεραλιευμένα τη δεκαετία του 1970 ήταν 10% (Garcia & De Leiva Moreno 2003, Froese & Pauly 2003, Csirke 2005). Οι Alverson & Larkin (1994) σε μια ανάλυση που πραγματοποίησαν το 1987 για 176 αποθέματα, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι τα 7 αποθέματα ήταν υποεκμεταλλευμένα, τα 39 μέτρια εκμεταλλευμένα, τα 79 πλήρως εκμεταλλευμένα και τα 51 υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (Alverson & Larkin 1994). Μεταξύ της δεκαετίας του 1980 και του 1990, ο αριθμός των υπεραλιευμένων αποθεμάτων υπολογίστηκε ότι αυξήθηκε περίπου 2,5 φορές (Dayton et al. 2002).

Οι αναλύσεις που έγιναν για τα παγκόσμια αποθέματα από το 1990 έως και σήμερα αποδεικνύουν ότι η κατάσταση είναι εντονότερη, συγκριτικά με αυτήν της περιοχής FAO 37. Πιο συγκεκριμένα, η ανάλυση που έγινε από τους Botsford et al. (1997) για τη δεκαετία του 1990, βασισμένη στα δεδομένα του FAO, έδειξε ότι το 22% των αποθεμάτων έγινε αντικείμενο υπεραλίευσης, το 44% ήταν πλήρως εκμεταλλευμένο, το 23% μέτρια εκμεταλλευμένο, το 9% υποεκμεταλλευμένο και το 3% συγκαταλέχθηκε στα υπό ανάκαμψη αποθέματα (Botsford et al. 1997). Παρόμοια είναι και τα αποτελέσματα που παρουσιάστηκαν για την κατάσταση των θαλάσσιων πόρων της αλιείας, που βασίζονται στα αποθέματα του 1994 (Garcia & Newton 1997). Σύμφωνα με αυτή την έρευνα, το 25% των αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα, το 44% πλήρως εκμεταλλευμένα και το 32% υποεκμεταλλευμένα ή μέτρια εκμεταλλευμένα (Garcia & Newton 1997). Η κατάσταση των αποθεμάτων

παραμένει ίδια και το 1997, καθώς αναφέρεται ότι το 60% των αποθεμάτων ήταν υπεραλιευμένα ή πλήρως εκμεταλλευμένα και το 6% ήταν εξαντλημένα (Stergiou 2002). Για το 1999, παρατηρείται ότι πάνω από τα μισά παγκόσμια αποθέματα θεωρούνταν υπεραλιευμένα ή ακόμα και υπό κατάρρευση (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003). Αναλυτικά η κατάσταση των αποθεμάτων για το 1999 παρουσιάστηκε ως εξής: το 4% των αποθεμάτων ήταν υποεκμεταλλευμένα, το 21% μέτρια εκμεταλλευμένα, το 47% πλήρως εκμεταλλευμένα, το 18% υπεραλιευμένα το 9% εξαντλημένα και το 1% ήταν τα υπό ανάκαμψη αποθέματα (Garcia & De Leiva Moreno 2003, Mullon et al. 2005, Brown et al. 2006).

Η κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων παραμένει έντονη και κατά τη δεκαετία του 2000. Ο FAO για το 2000 υπολόγισε ότι το 47-50% των αποθεμάτων υφίστανται πλήρη εκμετάλλευση, το 15-18% υπεραλιεύονται και το 9-10% ήταν τα εξαντλημένα και τα υπό ανάκαμψη αποθέματα (Somma 2003). Ομοίως, για το 2001 και για το 2002 δημοσιεύτηκε ότι το 47% της παγκόσμιας αλιείας αξιοποιήθηκε ήδη στα μέγιστα βιώσιμα επίπεδα, χωρίς να έχει την ικανότητα για περαιτέρω ανάπτυξη, το 18% υπεραλιεύτηκε, το 10% των αποθεμάτων ήταν υπό κατάρρευση και το 1% ήταν σε κατάσταση ανάκαμψης (Fogarty 2002, Relini 2003, Gewin 2004, Mullon et al. 2005). Οι Garcia et al. (2005) αναφέρουν ότι το ποσοστό των συλλήψεων μεταβλήθηκε από το 1996 έως το 2001. Συνεπώς, ο μέσος όρος της μεταβολής των αποθεμάτων για τα 5 έτη ήταν 32% για τα αναπτυσσόμενα αποθέματα, 0% για τα υποεκμεταλλευμένα και 7% για τα υπό ανάκαμψη αποθέματα (Garcia et al. 2005). Το 2004 τα ποσοστά εκμετάλλευσης των παγκόσμιων αποθεμάτων διέφεραν συγκριτικά με την προηγούμενη εκτίμηση. Για τη χρονιά αυτή υπολογίζεται ότι το 3% των αλιευμάτων ήταν υποεκμεταλλευμένα, το 20% μέτρια εκμεταλλευμένα, το 52% πλήρως εκμεταλλευμένα,

το 17% υπεραλιευμένα, το 7% εξαντλημένα και το 1% των αποθεμάτων βρισκόταν σε κατάσταση ανάκαμψης (Carcia et al. 2005, Kumar & Deepthi 2006, Reynolds 2006, Alsayes et al. 2009). Μια πρόσφατη ανάλυση που έγινε για τα παγκόσμια αποθέματα, έδειξε ότι το ποσοστό των εξαντλημένων, των υπεραλιευμένων και των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων συνεχώς αυξάνεται, σε αντίθεση με το ποσοστό των αναπτυσσόμενων αποθεμάτων το οποίο βρίσκεται σε συνεχή μείωση (Sumaila et al. 2007). Στην ανάλυση που έκανε ο FAO για το 2007 ανέφερε ότι, τα τελευταία 10 έτη τα περισσότερα παγκόσμια αποθέματα είναι είτε εξαντλημένα, είτε βρίσκονται στο χείλος της υπερεκμετάλλευσης (Alessi 2008). Αυτό είναι εμφανές και από τις αναλύσεις που πραγματοποιήθηκαν για το 2007, το 2008 και το 2009. Η κατάσταση των αποθεμάτων ήταν ίδια και για τα τρία αυτά έτη. Αναλυτικά, το 52% των παγκόσμιων αποθεμάτων ήταν πλήρως εκμεταλλευμένα, το 28% ήταν υπεραλιευμένα, το 20% μέτρια εκμεταλλευμένα ενώ μόνο το 1% των αποθεμάτων ανέκαμψαν (Kundis Craig 2010, Anticamara et al. 2011, Branch et al. 2011). Η πιο πρόσφατη αναφορά για την κατάσταση των αλιευμάτων έγινε το 2010 από το πρόγραμμα των Ηνωμένων Εθνών για το περιβάλλον (United Nations Environment Program, UNEP). Σύμφωνα με αυτό, αναγγέλθηκε ότι το 30% των παγκόσμιων αποθεμάτων καταρρέουν (Kundis Craig 2010).

Συνεπώς, η κατάσταση των αποθεμάτων στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα είναι μάλλον καλύτερη σε σχέση με άλλες περιοχές του κόσμου, όπου δραστηριοποιούνται τεχνολογικά εξελιγμένοι αλιευτικοί στόλοι. Ο Ατλαντικός Ωκεανός μέχρι τη δεκαετία του 1970 κυριαρχούσε στις παγκόσμιες συλλήψεις των θαλάσσιων αποθεμάτων. Σήμερα, οι περιοχές του Βόρειου Ατλαντικού συμβάλλουν μόνο στο 15% των παγκόσμιων συλλήψεων, από 40% που ήταν πριν 40 χρόνια

(Alverson & Dunlop 1998), καθώς τα αποθέματα υπεραλιεύονται σε μεγαλύτερο βαθμό, σε σχέση με τον παγκόσμιο μέσο όρο. Το 1999 βρέθηκε ότι το 50% των αποθεμάτων του Βόρειου Ατλαντικού ήταν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (Froese & Pauly 2003). Οι περιοχές του Βορειοδυτικού, του Κεντροδυτικού και του Κεντροανατολικού Ατλαντικού κατέχουν τα υψηλότερα ποσοστά των πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων. Εκτός από το Βορειοανατολικό Ατλαντικό, υψηλά ποσοστά υπεραλιευμένων αποθεμάτων κατέχει και ο Νοτιοανατολικός Ατλαντικός (Csirke 2005). Επιπλέον, έντονα εκμεταλλευμένος είναι και ο Νοτιοδυτικός Ατλαντικός καθώς αναφέρεται ότι το 30% των αποθεμάτων του είναι πλήρως εκμεταλλευμένο και το 69% υπεραλιευμένο (Sherman & Adams 2010).

Τα ποσοστά υπερβολικής εκμετάλλευσης στον Ειρηνικό Ωκεανό ακολουθούν την ίδια τάση όπως και στον Ατλαντικό Ωκεανό (García & De Leiva Moreno 2003). Οι συνολικές συλλήψεις στον Ειρηνικό αυξήθηκαν από έξι εκατομμύρια τόνους το 1950 σε 58 εκατομμύρια τόνους το 1994 (Alverson & Dunlop 1998). Επιπρόσθετα, ο Βόρειος Ειρηνικός (μαζί με το Βόρειο Ατλαντικό) ήταν από τις πρώτες περιοχές που άρχισαν να αλιεύονται πλήρως, ήδη από τη δεκαετία του 1960 (Grainger & Garcia 1996, Watson & Pauly 2001). Σήμερα, ο Νοτιοανατολικός Ειρηνικός είναι η περιοχή η οποία συγκεντρώνει τα υψηλότερα ποσοστά των υπεραλιευμένων αποθεμάτων, στον Ειρηνικό Ωκεανό. Επιπλέον, οι περιοχές του Κεντροανατολικού, Κεντροδυτικού και του Νοτιοδυτικού Ειρηνικού είναι οι περιοχές οι οποίες είναι μέτρια εκμεταλλευμένες ή υποεκμεταλλευμένες (Csirke 2005).

Ο Ινδικός Ωκεανός έχει γνωρίσει ραγδαία ανάπτυξη με σταθερή αυξανόμενη παραγωγή από 0,85 εκατομμύρια τόνους το 1950 σε 7,2 εκατομμύρια τόνους το 1994, αντιπροσωπεύοντας το 8% της συνολικής παραγωγής παγκοσμίως (Grainger & Garcia

1996, Alverson & Dunlop 1998). Στον Ανατολικό Ινδικό Ωκεανό το 20-30% των αποθεμάτων είναι μέτρια εκμεταλλευμένο ή υποεκμεταλλευμένο (Csirke 2005). Σύμφωνα με την έκθεση του FAO για το 1997, τα αποθέματα στον Ανατολικό και στο Δυτικό Ινδικό Ωκεανό δεν υφίστανται υπερεκμετάλλευση (Alverson & Dunlop 1998). Εντούτοις, ο Δυτικός Ινδικός Ωκεανός είναι η περιοχή η οποία έχει τη μεγαλύτερη αβεβαιότητα για τα μελλοντικά επίπεδα συλλήψεων, καθώς δεν υπάρχουν πληροφορίες για ένα μεγάλο ποσοστό αποθεμάτων (Grainger & Garcia 1996).

Η κατάσταση των αποθεμάτων που αναλύθηκαν διέφερε ανά περιοχή (Δυτική, Κεντρική, Ανατολική Μεσόγειος και Μαύρη Θάλασσα), ενώ σε αρκετές περιπτώσεις διέφεραν και κοντινές υποπεριοχές μεταξύ τους. Γενικότερα, η κατάσταση των αποθεμάτων ήταν χειρότερη στη Δυτική και Βόρεια Μεσόγειο και στην κυρίως Μαύρη Θάλασσα και στη Θάλασσα του Μαρμαρά. Η εικόνα αυτή αντικατοπτρίζει την αλιευτική πίεση που δέχονται τα αποθέματα (Froese & Pauly 2003, Anticamara et al. 2011), η οποία είναι υψηλότερη στις τεχνολογικά εξελιγμένες χώρες όπως η Γαλλία, Ισπανία, Ιταλία και Ελλάδα. Εκτός από την αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας, η αύξηση της ζήτησης των αλιευτικών προϊόντων έχει επίσης συμβάλλει στην υπεραλίευσή τους (Srinivasan et al. 2010).

Η δυτική περιοχή της Μεσογείου έχει αρκετά υψηλή πρωτογενή παραγωγή (Garcia 2011), γι' αυτό το λόγο τα ποσοστά εκμετάλλευσης τις τελευταίες δεκαετίες είναι υψηλά, κυρίως στα βενθοπελαγικά είδη (Leonart 2005), κάτι που προέκυψε και από την παρούσα εργασία. Πιο συγκεκριμένα, η περιοχή των Βαλεαρίδων είναι μια περιοχή με σχετικά υψηλή παραγωγικότητα και η αλιευτική παραγωγή της συνεχίζει ελαφρώς να αυξάνει (Garcia 2011). Τα διαθέσιμα στοιχεία για αυτή την περιοχή δείχνουν ότι τα βενθοπελαγικά αποθέματα σε ολόκληρη την περιοχή των Βαλεαρίδων

είναι πλήρως εκμεταλλευμένα ή υπεραλιευμένα (Paraconstantinou & Farrugio 2000). Μια από τις παραγωγικότερες ζώνες της Μεσογείου είναι και ο Κόλπος των Λεόντων (Lloret et al. 2000), γι' αυτό αυξήθηκε και η αλιευτική πίεση τα τελευταία χρόνια, όπως προέκυψε και από την παρούσα ανάλυση. Η αλιεία αναπτύχθηκε πλήρως στα τέλη της δεκαετίας του 1980 (Leonart 2005), ενώ η παραγωγή είναι σταθερή με ένα μέγιστο στα μέσα της δεκαετίας του 1990 (Garcia 2011). Αντίθετα από τις δυο προηγούμενες περιοχές, η Σαρδηνία είναι μια περιοχή χαμηλότερης παραγωγικότητας, όπως επίσης και η περιοχή της Αδριατικής (Paraconstantinou & Farrugio 2000). Στην Αδριατική, οι εκφορτώσεις κορυφώθηκαν στα τέλη της δεκαετίας του 1970 και από τότε και έπειτα μειώθηκαν φτάνοντας στις χαμηλότερες τιμές κατά τη διάρκεια της τελευταίας δεκαετίας. Στην περιοχή του Ιονίου οι εκφορτώσεις κορυφώθηκαν στα μέσα της δεκαετίας του 1990, αλλά την τελευταία δεκαετία μειώθηκαν (Garcia 2011), καθώς αποτελέσματα άλλων ερευνών δείχνουν για το Ιόνιο μια κατάσταση πλήρους εκμετάλλευσης για αρκετά είδη (Stergiou et al. 1997).

Στην ανατολική περιοχή της Μεσογείου οι συλλήψεις και η αλιευτική προσπάθεια έχουν αυξηθεί σταθερά από τα μέσα της δεκαετίας του 1970 (Stergiou et al. 1997). Η περιοχή του Αιγαίου ήταν στο παρελθόν, μια περιοχή χαμηλής παραγωγικότητας. Τα τελευταία χρόνια όμως τα αλιεύματα στο Βόρειο Αιγαίο έχουν αυξηθεί (Paraconstantinou & Farrugio 2000) και σήμερα η περιοχή του Αιγαίου θεωρείται μια από τις περιοχές της Μεσογείου η οποία δέχεται υψηλή αλιευτική πίεση. Σε αντίθεση με το Αιγαίο, η περιοχή της Λεβαντίνης συγκεντρώνει χαμηλά επίπεδα βιολογικής παραγωγικότητας (Paraconstantinou & Farrugio 2000), αν και οι εκφορτώσεις εξακολουθούν να αυξάνουν λόγω της τεχνολογικής αναδιάρθρωσης των αλιευτικών στόλων (Garcia 2011).

Από τις περιοχές της Μαύρης Θάλασσας, οι εκφορτώσεις εξακολουθούν να αυξάνουν και στην περιοχή της Αζοφικής (García 2011), εντούτοις οι περιοχές της κυρίως Μαύρης Θάλασσας και του Μαρμαρά δέχονται έντονη αλιευτική πίεση από τον τούρκικο αλιευτικό στόλο.

Η πλειονότητα των παγκόσμιων αλιευτικών αποθεμάτων αξιοποιείται εντατικά με αποτέλεσμα πολλά θαλάσσια οικοσυστήματα να έχουν αλλάξει ριζικά και ένας μεγάλος αριθμός αποθεμάτων να είναι εξαντλημένα εξαιτίας της έντονης αλιευτικής πίεσης που δέχονται (Hilborn et al. 2003). Για παράδειγμα, τα αποθέματα γάδου του Ατλαντικού (*Gadus morhua*) (Pauly et al. 2002), άλλα και άλλων κορυφαίων θηρευτών όπως του ερυθρού τόνου (*Thunnus thynnus*) (Scheffer et al. 2005), υπεραλιεύονται λόγω της υψηλής εμπορικής τους αξίας. Συνολικά, τα τελευταία 50 χρόνια, όπως προέκυψε από μια ανάλυση βασισμένη στα δεδομένα του διεθνούς Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας (FAO), κατέρρευσαν 366 αποθέματα (Mullon et al. 2005). Η αλιευτική πίεση δεν ασκείται με τον ίδιο τρόπο από όλους τους στόλους που στοχεύουν σε ένα απόθεμα μιας συγκεκριμένης αλιευτικής περιοχής. Το παράδειγμα του Αιγαίου Πελάγους (περιοχή 3.1) είναι ενδεικτικό αλλά και γνωστό, καθώς ο ελληνικός αλιευτικός στόλος δεσμεύεται από την ευρωπαϊκή νομοθεσία, ενώ ο τούρκικος όχι. Έτσι, η απαγόρευση αλιείας με συρόμενα εργαλεία που ισχύει για τους θερινούς μήνες στις ελληνικές θάλασσες δεν εφαρμόζεται για τις τουρκικές με αποτέλεσμα τα κοινά αποθέματα του Αιγαίου να δέχονται ισχυρότερη αλιευτική πίεση στην ανατολική ακτογραμμή του.

Από τα αποθέματα της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας που συμπεριλήφθηκαν στην παρούσα εργασία, αυτά που αντιμετωπίζουν μεγαλύτερη αλιευτική πίεση και είναι σε χειρότερη κατάσταση, είναι κυρίως τα μεγαλόσωμα είδη

υψηλής εμπορικής αξίας. Ο μπακαλιάρος (*Merluccius merluccius*), ο ροφός (*Epinephelus marginatus*) και η συναγρίδα (*Dentex dentex*) είναι από τα είδη που υπεραλιεύονται σχεδόν στο σύνολο των θαλασσών στις οποίες εξαπλώνονται, και σε όλες τις αλιευτικές υποπεριοχές που συμπεριλήφθηκαν στην παρούσα εργασία. Η υπερεκμετάλλευση των μεγάλοςωμων ειδών έχει ως συνέπεια τη βαθμιαία μετάβαση από την αλιεία μεγάλοςωμων στην αλιεία ειδών με μικρότερο μέγεθος στη διάρκεια του χρόνου, με πολύ αρνητικές επιπτώσεις για την ισορροπία του θαλάσσιου οικοσυστήματος (Pauly et al. 1998). Με την επιλεκτική αφαίρεση των μεγάλοςωμων ειδών, αργής ωρίμανσης, μεγάλης διάρκειας ζωής και υψηλού τροφικού επιπέδου, μεταβάλλεται η δομή, η λειτουργία, η παραγωγικότητα και η ανθεκτικότητα των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Murawski 2000, Birkeland & Dayton 2005), που έχει πρόσφατα ονομαστεί οικοσυστημική υπεραλίευση.

Ακόμη, η αλιευτική εκμετάλλευση έχει μειώσει την ανθεκτικότητα των πληθυσμών, καθιστώντας τους πιο ευάλωτους στην περιβαλλοντική αλλαγή (Lauck et al. 1998). Τέλος, από την υπερεκμετάλλευση των θαλάσσιων πόρων προκαλούνται σημαντικά κοινωνικά και οικονομικά προβλήματα στις παράκτιες κοινωνίες (Branch et al. 2011), γιατί η ανθρωπότητα χάνει όχι μόνο τα εισοδήματα από την αλιεία αλλά και τις πηγές τροφοδοσίας και απασχόλησης (Leonart 1999, Somma 2003).

5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ-ΠΡΟΤΑΣΕΙΣ

5.1. Συμπεράσματα

Το ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα αυξάνει συνεχώς τα τελευταία χρόνια και έχει ξεπεράσει το αντίστοιχο ποσοστό των αναπτυσσόμενων και πλήρως εκμεταλλευμένων αποθεμάτων. Καθώς το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και των εξαντλημένων αποθεμάτων αυξάνει γραμμικά, ο βαθμός αλιευτικής εκμετάλλευσης των αποθεμάτων, στη Μεσόγειο και στη Μαύρη Θάλασσα (FAO 37), έχει εντατικοποιηθεί συγκριτικά με προηγούμενες εκτιμήσεις που έγιναν για την ίδια περιοχή. Εντούτοις, η κατάσταση είναι ενθαρρυντική έναντι της αλιευτικής εκμετάλλευσης στον Ατλαντικό και στον Ειρηνικό, αλλά αποθαρρυντική σε σχέση με τον Ινδικό Ωκεανό.

Η αλιευτική εκμετάλλευση διαφέρει ανάλογα με την υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας, με τις δυτικές περιοχές (Δυτική Μεσόγειος και Θάλασσα του Μαρμαρά) να δέχονται υψηλότερη αλιευτική πίεση καθώς διαθέτουν καλύτερες υποδομές και τεχνολογικά εξελιγμένους αλιευτικούς στόλους. Η χαμηλότερη αλιευτική πίεση παρατηρήθηκε στην Κεντρική και Νοτιοανατολική Μεσόγειο. Τέλος, η βόρεια μεσογειακή ακτογραμμή φαίνεται να δέχεται υψηλότερη αλιευτική πίεση από τη νότια μεσογειακή ακτογραμμή.

Κύρια αιτία της υπεραλίευσης θεωρείται η αύξηση της συνολικής αλιευτικής προσπάθειας (αριθμός, μέγεθος και χωρητικότητα σκαφών, χωρική ή χρονική ένταση της αλιείας, αριθμός και μέγεθος αλιευτικών εργαλείων) που έχει καταγραφεί σε όλες τις θάλασσες του κόσμου, συμπεριλαμβανομένης της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας.

Σε όλες τις υποπεριοχές, τα αποθέματα που δέχονται την υψηλότερη αλιευτική πίεση και βρίσκονται σε χειρότερη κατάσταση είναι τα βενθικά και τα παραβενθικά είδη, με μεγάλο μέγεθος σώματος, αργή γεννητική ωρίμανση, μεγάλη διάρκεια ζωής και υψηλή εμπορική αξία. Σε ελάχιστες περιπτώσεις τα υπεραλιευμένα αποθέματα είναι μικρά πελαγικά ψάρια μέσης εμπορικής αξίας.

Η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε στην παρούσα έρευνα και εντοπίζει άμεσα το πρόβλημα της υπεραλίευσης ενός αποθέματος θα πρέπει να συμπληρωθεί για κάθε απόθεμα με βιολογικά δεδομένα, όπως είναι η ωρίμανση, η γονιμότητα, η αύξηση και η διάρκεια ζωής. Έτσι, μπορεί μελλοντικά να συμβάλει στη βελτίωση και την αξιοπιστία του εκτιμητικού αποτελέσματος αλλά και στη συγκεκριμενοποίηση της διαχειριστικής προσέγγισης.

5.2. Προτάσεις

Είναι πλέον κοινώς αποδεκτό, αλλά προκύπτει και από τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας, ότι οι παραδοσιακές μέθοδοι αλιευτικής διαχείρισης έχουν πλέον αποτύχει να αποτρέψουν την εξάντληση των αποθεμάτων (Botsford et al. 1997). Επειδή όμως η κατάσταση αν και σοβαρή είναι ακόμη αναστρέψιμη, θα πρέπει να ληφθούν μέτρα τα οποία θα συμβάλλουν στην αναδόμηση και στην ανασυγκρότηση μιας υγιέστερης κατάστασης των θαλάσσιων οικοσυστημάτων (Worm et al. 1999, Beddington et al. 2007). Για την επίτευξη αυτού του στόχου, θα πρέπει να ληφθούν γρήγορες και προσεκτικές αποφάσεις (Dayton et al. 2002) και να αναπτυχθούν νέες στρατηγικές διαχείρισης (Briand 1999).

Προκειμένου να επανέλθουν τα μεσογειακά αποθέματα στην προηγούμενη κατάσταση αλιευτικής εκμετάλλευσης, με συγκριτική μείωση των υπεραλιευμένων και

εξαντλημένων αποθεμάτων, απαιτούνται διαχειριστικά μέτρα που πρέπει να ληφθούν άμεσα προτού η κατάσταση γίνει μη αναστρέψιμη. Παρακάτω προτείνονται μερικά.

Το πρώτο μέτρο που απαιτείται για την περιοχή (αλλά και παγκόσμια) είναι ο περιορισμός της αλιευτικής προσπάθειας που θα πρέπει να στοχεύει σε περιορισμούς στα αλιευτικά εργαλεία, στον αριθμό και την ιπποδύναμη των σκαφών και στο χρόνο αλιείας (λιγότερες ημέρες αλιείας/εβδομάδα ή ώρες αλιείας/ημέρα). Οι περιορισμοί στα αλιευτικά εργαλεία μπορεί να περιλαμβάνουν μείωση του μήκους των διχτύων (Stergiou et al. 2006), του αριθμού των αγκιστριών (Ferretti et al. 2008) ή των παγίδων (Nemeth 2005). Η μείωση της αλιευτικής προσπάθειας είναι καλό μετρώ όχι μόνο για τη διατήρηση των ειδών στόχων αλλά και για τη μείωση των παρεμπιπτόντων και των απορριπτόμενων αλιευμάτων (Leonart & Recasens 1994, Caddy & Cochrane 2001).

Ως δεύτερο μέτρο, προτείνεται η μείωση της συνολικής ποσότητας που μπορεί να αλιευθεί για ένα είδος (Total Allowable Catch, TAC) προκειμένου να ελεγχθούν οι συλλήψεις (Sherman & Adams 2010), κυρίως των ισχυρά μεταναστευτικών ειδών όπως ο ερυθρός τόνος (*Thunnus thynnus*) και ο ξιφίας (*Xiphias gladius*), συμβάλλοντας έτσι στη βελτίωση της αποδοτικότητας και τη βιωσιμότητα της αλιείας (Arnason 2005, Oliver & Franquesa 2005, Beddington et al. 2007, Branch 2009, Worm et al. 2009).

Τρίτον, προτείνεται τροποποίηση των αλιευτικών εργαλείων με στόχο την αύξηση της επιλεκτικότητας και συνεπώς τη μείωση των παραλιευμάτων (Dayton et al. 2002, Worm et al. 2009). Η χρήση τετράγωνου ανοίγματος ματιού στις τράτες βυθού είναι ένα πρόσφατο παράδειγμα (Leonart 1999, Caddy & Cochrane 2001). Η αύξηση του ανοίγματος του ματιού στα αλιευτικά εργαλεία, προστατεύει το αναπαραγωγικό δυναμικό (Abella et al. 2002, Pauly et al. 2002), καθώς σχετίζεται με το μέτρο του ελάχιστου μεγέθους αλίευσης (Leonart & Recasens 1994), σύμφωνα με το οποίο, θα

πρέπει να αλιεύονται μόνο οι οργανισμοί που έχουν αναπαραχθεί τουλάχιστον μια φορά στη ζωή τους, ώστε να αποφεύγεται η αυξητική υπεραλίευση (Lleonart 1999). Επίσης, συστήνεται να προστατεύονται τα άτομα μεγάλου μεγέθους καθώς έχουν υψηλότερη γονιμότητα, παράγουν καλύτερης ποιότητας αυγά, με μεγαλύτερες πιθανότητες επιβίωσης (Froese & Kesner-Reyes 2002, Froese & Pauly 2003, Birkeland & Dayton 2005, Grafton et al. 2007).

Τέταρτον, μπορεί να επιβληθεί το κλείσιμο μιας περιοχής ή εποχής για την προστασία συγκεκριμένων ειδών και κυρίως κατά τη διάρκεια των κρίσιμων σταδίων της ζωής των ψαριών όπως είναι η ωοτοκία, η μετανάστευση και η αναπαραγωγική περίοδος. Συνήθως, οι εποχικές απαγορεύσεις αλιευτικών εργαλείων εφαρμόζονται κατά την εποχή αναπαραγωγής συγκεκριμένων ειδών, ενώ οι χωρικές απαγορεύσεις χρησιμοποιούνται για την προστασία συγκεκριμένων περιοχών οι οποίες είναι αναπαραγωγικά ή νηπιακά πεδία (Lleonart & Recasens 1994, Cochrane 2001, Hilborn et al. 2004, Kaiser 2005, Beddington et al. 2007). Η δημιουργία προστατευόμενων περιοχών αποτελεί μια αποδεδειγμένα δοκιμασμένη μέθοδο διαχείρισης (Froese & Pauly 2003), αφού οι θαλάσσιοι πληθυσμοί αναπαράγονται και μεγαλώνουν ανενόχλητοι από κάθε αλιευτική δραστηριότητα. Συνεπώς, αυτές οι περιοχές παρέχουν καταφύγια για την ανάκαμψη των εξαντλημένων αποθεμάτων και για τη διατήρηση της δομής, της λειτουργίας και της βιοποικιλότητας ενός οικοσυστήματος (Murawski 2000, Pauly et al. 2002, Gell & Roberts 2003, Kaiser 2005, Tsikliras & Stergiou 2007).

Τέλος, ένα πέμπτο διαχειριστικό μέτρο που προτείνεται και κερδίζει συνεχώς έδαφος παγκοσμίως (Sumaila et al. 2007, Jacket & Pauly 2008) είναι η πλήρης κατάργηση επιδοτήσεων και αποζημιώσεων για τα σκάφη, οι οποίες συμβάλλουν στην αύξηση της αλιευτικής προσπάθειας (κατασκευές σκαφών, αφορολόγητα καύσιμα και

λοιπές φορολογικές απαλλαγές, βελτίωση αλιευτικής τεχνολογίας, κατασκευή και βελτίωση λιμανιών, αποσύρσεις και αντικαταστάσεις σκαφών) (Clark et al. 2005, Sumaila et al. 2007). Κάθε χρόνο οι επιδοτήσεις που δίνονται παγκοσμίως ξεπερνούν τα \$ 30-34 δισεκατομμύρια (Sumaila et al. 2007).

Βέβαια, όλα τα παραπάνω θα επιτευχθούν πιο εύκολα εάν υπάρξει συνεργασία μεταξύ χωρών, αλιέων και ερευνητών (Froese & Pauly 2003). Επίσης, σε όλους και ιδιαίτερα στους αλιείς θα πρέπει να προωθηθεί η δημόσια συναίσθηση μέσω της εκπαίδευσης (Leonart & Recasens 1994), για να διατηρηθεί η βιοποικιλότητα και η ισορροπία των οικοσυστημάτων.

6. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

6.1. Ελληνική βιβλιογραφία

Τσίρος Β-Ζ., Παπαδαμάκης Π., Τσίκληρας Α. (2010) Εκτίμηση της αλιευτικής κατάστασης των ελληνικών αποθεμάτων. Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων, Αθήνα, σελ. 11-14.

6.2. Ξένη βιβλιογραφία

Abella A., Arneri E., Belcari P., Lembo G., Camilleri M., Fiorentino F., Jukic S., Kallianiotis A., Papaconstantinou C., Piccinetti C., Relini G., Spedicato M.T. (2002) Mediterranean stock assessment: current status, problems and perspectives. Research paper in support of GFCM-SAC committee, pp 1-18.

Alessi M.D. (2008) Measuring the biological sustainability of marine fisheries: property rights, politics, and science. *Electronic Journal of Sustainable Development*, 1(2): 1-11.

Allan J.D., Abell R., Hogan Z., Revenga C., Taylor B.W., Welcomme R.L., Winemiller K. (2005) Overfishing of Inland Waters. *BioScience*, 55: 1041-1051.

Alsayes A., Fattouh Sh., Abu-Enin S. (2009) By-Catch and Discarding of Trawl Fisheries at the Mediterranean Coast of Egypt. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 1: 199-205.

Alverson D.L., Larkin P.A. (1994) Fisheries: fisheries science and management. In: Voigtlander C.W. (Eds.), *The State of World Fisheries Resources: Proceedings of the Worlds Fisheries Congress. Plenary Session*, Oxford and IBH, New Delhi, India, pp 150-167.

Alverson D.L., Dunlop K. (1998) *Status of World Marine Fish Stocks*. Fisheries Research Institute, School of Fisheries, University of Washington, Seattle, pp 1-29.

Anticamara J.A., Watson R., Gelchu A., Pauly D. (2011) Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaps, and implications. *Fisheries Research*, 107: 131-136.

Aquarone M.C., Adams S., Mifsud P. (2008) Chapter IV-7 Mediterranean Sea LME. In: Sherman K., Hempel G. (Eds.), *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas*. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya, p 839.

- Arnason R. (2005) Property rights in fisheries: Iceland's experience with ITQs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 243-264.
- Azov Y. (1991) Eastern Mediterranean - a marine desert? *Marine Pollution Bulletin*, 23: 225-232.
- Bearzi G. (2002) Interactions between cetaceans and fisheries: Mediterranean Sea. In: Notarbartolo di Sciara G. (Eds.), *Cetaceans in the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, pp 78-97.
- Beddington J.R., Agnew D.J., Clark C.W. (2007) Current Problems in the Management of Marine Fisheries. *Science*, 316: 1713-1716.
- Bertrand J.A. (2003) Fisheries and related indicators of fisheries resources and ecosystems: towards an application in the Mediterranean. *Proceedings of the 7th Hellenic Symposium in Oceanography and Fisheries*: 5-10. Crete, 6-9 May 2003.
- Beverton R.J.H. (1963) Maturation, growth and mortality of clupeid and engraulid stocks in sunfish life histories. *Ecology*, 80: 2299-2313.
- Beverton R.J.H., Holt S.J. (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *UK MAFF, Fisheries Investigations (Ser. 2)*, 19: 1-533.
- Birkeland C., Dayton P.K. (2005) The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 356-358.
- Botsford L.W., Castilla J.C., Peterson C.H. (1997) The Management of Fisheries and Marine Ecosystems. *Science*, 277: 509-515.
- Branch T.A. (2009) How do individual transferable quotas affect marine ecosystems? *Fish and Fisheries*, 10: 39-57.
- Branch T.A., Jensen O.P., Ricard D., Yimin Ye., Hilborn R. (2011) Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessments. *Conservation Biology*, 25: 777-786.
- Briand F. (1999) *Precautionary Approach to Local Fisheries in the Mediterranean Sea*. CIESM Workshop Series 7, p 89.
- Brown C., Corcoran E., Herkenrath P., Thonell J. (2006) *Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment*. UNEP, Cambridge, UK, p 76.
- Butcher J.G. (2004) *The Closing of the Frontier: A History of the Marine Fisheries of Southeast Asia C. 1850–2000*. Singapore: Institute of Southeast Asian Studies, p 442.

- Caddy J.F. (2009) Practical issues in choosing a framework for resource assessment and management of Mediterranean and Black Sea fisheries. *Mediterranean Marine Science*, 10: 83-119.
- Caddy J.F., Cochrane K.L. (2001) A review of fisheries management past and present and some future perspectives for the third millennium. *Ocean & Coastal Management*, 44: 653-682.
- Caddy J.F., Griffiths R.C. (1990) A perspective on recent fishery-related events in the Black Sea. *General Fisheries Council for the Mediterranean, Studies and Reviews*, 63: 43-71.
- Chuenpagdee R., Liguori L., Palomares M.L.D., Pauly D. (2006) Bottom-up, global estimates of small-scale fisheries catches. *Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver*, 14: 110.
- Clark C.W., Munro G., Sumaila U.R. (2005) Subsidies, buybacks, and sustainable fisheries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50: 47-58.
- Cleghorn J. (1854) On the fluctuations in the herrinh fisheries. *British Association for Advancement of Science*, 24: 124.
- Cochrane K.L. 2002. Fisheries management. In: Cochrane K.L. (Eds.) *A Fishery Manager's Guidebook. Management Measures and their Application*. *FAO Fisheries Technical Paper*, 424: 1-20.
- Coll M., Libralato S., Tudela S., Palomera I., Pranovi F. (2008) Ecosystem Overfishing in the Ocean. *Plos One*, 3: 3881.
- Collet S. (2006) Haliectual Commons in the Mediterranean: Holistic and Engendered Governance Forms for Eco-Social Development Pathways, *Social Science Information*, 45: 411-430.
- Conde S., Jones-Walters L., Torre-Marin A., Romao C. (2010) EU 2010 Biodiversity Baseline. *European Environment Agency*, 12: 126.
- Conover D.O., Munch S.B., Arnott S.A. (2009) Reversal of evolutionary downsizing caused by selective harvest of large fish. *Proceedings of the Royal Society B*, 276: 2015-2020.
- Csirke J. (2005) Global production and state of marine fishery resources. In: *Review of the state of world marine fishery resources*. *FAO Fisheries Technical Paper 457*, *FAO UN, Rome*, pp 1-9.
- Csirke J., Sharp G.D. (1984) Reports of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources. (San Jose, Costa Rica), 18-29 April 1983. *FAO Fisheries Reports*, 291: 102.
- Cury P., Christensen V. (2005) Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 307-310.

- Cury P.M., Shannon L.J., Roux J-P., Daskalov G.M., Jarre A., Moloney CL., Pauly D. (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 430-442.
- Daskalov G., Prodanov K. (1998) Marine Environmental Conditions and Fishery Productivity in the Black Sea. In: Durand M.H., Cury P., Mendelsohn R., Roy C., Bakun A., Pauly D. (Eds.), *Local versus global changes in upwelling systems*. ORSTOM, Paris, pp 249-265.
- Daskalov G.M. (2002) Long-Term Changes in Fish Abundance and Environmental Indices in the Black Sea. *ICES CM*, 22: 1-19.
- Daskalov G.M. (2003) Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. In: Hempel G., Sherman K. (Eds.), *Large Marine Ecosystems of the World*. Elsevier, B.V. The Netherlands, 171-191.
- Dayton P.K., Thrush S., Coleman F.C. (2002) *Ecological Effects of Fishing in Marine Ecosystems of the United States*. Pew Oceans Commission, Arlington, p 45.
- De Walle F.B., Nikolopoulou-Tamvaki M, Heinen W.J. (1993) *Environmental Condition of the Mediterranean Sea: European Community Countries*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, p 540.
- FAO (2007) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2006*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, p 162.
- FAO (2010) *The State of World Fisheries and Aquaculture 2010*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, 197.
- Farrugio H., Oliver P., Biagi F. (1993) An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Scientia Marina*, 57: 105-119.
- Ferretti F., Myers R.A., Serena F., Lotze H.K. (2008) Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*, 22: 952-964.
- Fogarty M.J. (2002) Climate variability and ocean ecosystem dynamics: Implications for sustainability. In: Steffen W., Jager J., Carson D.J., Bradshaw C. (Eds.), *Challenges of a Changing Earth*. Springer, Berlin, 27-29.
- Froese R., Binohlan C. (2000) Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56: 758-773.
- Froese R., Kesner-Reyes K. (2002) Impact of fishing on the abundance of marine species, *ICES Council Meeting Report CM 12/L:12*, International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Copenhagen, Denmark, 12: 1-15.

- Froese R., Kesner-Reyes K. (2009) Out of new stocks in 2020: a comment on "Not all fisheries will be collapsed in 2048". *Marine Policy*, 33:180-181.
- Froese R., Pauly D. (2003) Dynamic der Überfischung. In: Lozan J., Rachor E., Reise K., Sundermann J., Von Westernhagen H.S. (Eds.), *Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer-eine aktuelle Umweltbilanz*. GEO, Hamburg, pp 288-295.
- Garcia S.M. (2011) Long-term trends in small pelagic and bottom fisheries in the Mediterranean: 1950-2008. *Plan Bleu*, Valbonne. p 102.
- Garcia S.M., de Leiva Moreno I. (2003) Global overview of marine fisheries. In: Sinclair M., Valdimarsson G. (Eds.), *Responsible fisheries in the marine ecosystem*. FAO, Rome, & CABI Publishing, Wallingford, UK, pp 1-24.
- Garcia S.M., Newton C., (1997) Current situation trend and prospects in world capture fisheries. In: Pikitch, E., Huppert, D.D., Sissenwine, M. (Eds.), *Global Trends: Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium, Bethesda, USA, 20: 3-27.
- Garcia S.M., De Leiva Moreno I., Grainger R. (2005) Global trends in the state of marine fishery resources 1974-2004. In: *Review of the State of World Marine Fishery Resources*, pp. 10–14. FAO Fisheries Technical Paper 457. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, p 235.
- Garstang W. (1990) The impoverishment of the sea. *Journal of the Marine Biological Society of the United Kingdom*, VI: 1-69.
- Gell F.R., Roberts C.M. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 448-455.
- Gewin V. (2004) Troubled waters, the future of global fisheries. *Plos Biology*, 2: 422-427.
- Gonzalez-Laxe F. (2008) Territorialisation processes in fisheries management. *Ocean & Coastal Management*, 51: 259-271.
- Grafton R.Q., Kompas T., Hilborn R.W. (2007) Economics of Overexploitation Revisited. *Science*, 318: 1601.
- Grainger R.J.R., Garcia S.M. (1996) *Chronicles of Marine Fishery Landings (1950-1994): Trend Analysis and Fisheries Potential*. FAO Fisheries Technical Paper, 359: 51.
- Hart P.J.B., Reynolds J.D. (2002) *Handbook of fish biology and fisheries*, Vol. 1: Fish biology. Blackwell Publishing, London, p 424.
- Heileman S., Parr W., Volovik G. (2008) Chapter V-8 Black Sea LME. In: Sherman K., Hempel G. (Eds.), *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's*

Regional Seas. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya, p 839.

- Hilborn R., Branch T.A., Ernst B., Magnusson A., Minte-Vera C.V., Scheuerell M.D., Valero J.L. (2003) State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28:359-399.
- Hilborn R., Stokes K., Maguire J-J., Smith T., Botsford L.W., Mangel M., Orensanz J., Parma A., Rice J., Bell J., Cochrane K.L., Garcia S., Hall S.J., Kirkwood G.P., Sainsbury K., Stefansson G., Walters C. (2004) When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management*, 47: 197-205.
- Hilborn R., Walters C.J. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York, p 570.
- Jackson J.B.C., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury H.R., Cooke R., Erlandson J., Estes J.A., Hughes T.P., Kidwell S., Lange C.B., Lenihan H.S., Pandolfi J.M., Peterson C.H., Steneck R.S., Tegner M.J., Warner R.R. (2001) Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jacquet J., Pauly D. (2008) Funding priorities: big barriers to small-scale fisheries. *Conservation Biology*, 22: 832-835.
- Jarre A., Munck P., Pauly D. (1991) Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystems. *ICES Marine Science Symposia*, 193: 171-184.
- Jennings S. (2007) Reporting and advising on the effects of fishing. *Fish and Fisheries*, 8: 269-276.
- Kaiser M.J. (2005) Are marine protected areas a red herring or fisheries panacea? *Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences*, 62:1194-1199.
- Kumar A.B., Deepthi G.R (2006) Trawling and by-catch: implications on marine ecosystem. *Current Science*, 90: 922-931.
- Kundis Craig R. (2010) Avoid jellyfish seas, or, what do we mean by "Sustainable Oceans", Anyway? *Utah Environmental Law Review*, 31:17-46.
- Larkin P.A., Willimovski N.J. (1973) Contemporary methods and future trends in fishery management and development. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 30: 1948-1957.
- Lauck T., Clark C.W., Mangel M., Munro G.R. (1998) Implementing the Precautionary Principle in Fisheries Management Through Marine Reserves. *Ecological Applications*, 8: 72-78.

- Leonart J. (1999) Precautionary Approach and Mediterranean Fisheries. CIESM Workshop Series, 7: 1-13.
- Leonart J. (2005) Mediterranean and Black Sea. In: Review of the state of world marine fishery resources. FAO Fish Technical Paper 457, Rome, pp 49-64.
- Leonart J., Lloret J., Touzeau S., Salat J., Recasens L., Sarda F. (1998) Mediterranean fisheries, an overview. In: II SAP-meeting. Barcelona, Spain.
- Leonart J., Recasens L. (1994) Fisheries and the environment in the Mediterranean Sea. Instituto de Ciències del Mar. Barcelona, p 18.
- Llope M., Daskalov G.M., Rouyer T.A., Mihneva V., Chan K., Grishin A.N., Stenseth N.C. (2011) Overfishing of top predators eroded the resilience of the Black Sea system regardless of the climate and anthropogenic conditions. *Global Change Biology*, 17: 1251–1265.
- Lloret J., Leonart J., Sole I. (2000) Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 171-184.
- Mee L., Jeftic L. (2009) AoA Region: Black Sea. In: An Assessment of Assessment Findings of the Group of Experts Pursuant to UNGA Resolution 60/30. Progress Press Ltd. Valletta, Malta, 72-82.
- Mullon C., Freon P., Cury P. (2005) The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111-120.
- Murawski S.A. (2000) Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 649–658.
- Myers R.A., Worm B. (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Science*, 423: 280-283.
- Nemeth R.S. (2005) Population characteristics of a recovering US Virgin Islands spawning aggregation following protection. *Marine Ecology Progress Series*, 286: 81-97.
- Oliver P., Franquesa R. (2005) La peche en Mediterranee. Les Notes d'Analyse du CIHEAM. Paris, p 35.
- Papaconstantinou C., Farrugio H. (2000) Fisheries in the Mediterranean. *Mediterranean Marine Science*, 1: 5-18.
- Pauly D. (2008) Global fisheries: a brief review. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 9: 3-9.
- Pauly D., Alder J., Bennett E., Christensen V., Tyedmers V., Watson R. (2003) The Future for Fisheries. *Science*, 302: 1359-1361.

- Pauly D., Christensen V. (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374: 255-257.
- Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R., Torres F.Jr. (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pauly D., Christensen V., Guénette V., Pitcher T.J., Sumaila U.R., Walters C.J., Watson R., Zeller D. (2002) Toward sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pauly D., Maclean J. (2003) *In a Perfect Ocean: The State of Fisheries and Ecosystems in the North Atlantic Ocean*. Island Press, Washington, p 175.
- Pauly D., Watson R. (2005) Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 415-423.
- Pilling G.M., Apostolaki P., Failler P., Floros C., Large P.A., Morales-Nin B., Reglero P., Stergiou K.I., Tsikliras A.C. (2008) Assessment and management of data-poor fisheries. In: Payne A., Potter T. (Eds.), *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt*, Blackwell publishing, CEFAS, pp 280-305.
- Pinnegar J.K., Polunin N.V.C., Badalamenti F. (2003) Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 222-235.
- Pitcher T.J., Watson R., Forrest R., Valtysson H.P., Guenette S. (2002) Estimating illegal and unreported catches from marine ecosystems: a basis for change. *Fish and Fisheries*, 3: 317-339.
- Relini G. (2003) Fishery and Aquaculture Relationship in the Mediterranean: Present and Future. *Mediterranean Marine Science*, 4: 125-154.
- Reynolds J.E. (2006) Training and awareness for responsible fisheries: the FAO FishCode Programme. *International Association of Aquatic and Marine Science Libraries and Information Centers*, pp 199-211.
- Rosenberg A.A. (2003) Managing to the Margins: the overexploitation of fisheries. *Frontiers in Ecology Environment*, 1(2): 102-106.
- Scheffer M., Carpenter S., De Young B. (2005) Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 579-581.
- Shapiro G.I., Aleynik D.L., Mee L.D. (2010) Long term trends in the sea surface temperature of the Black Sea. *Ocean Science Discussion*, 7: 91-119.

- Sherman K., Adams S. (2010) Sustainable Development of the World's Large Marine Ecosystems during Climate Change: A commemorative volume to advance sustainable development on the occasion of the presentation of the 2010 Goteborg Award. IUCN, Gland, Switzerland, p 232.
- Somma A. (2003) The Environmental Consequences and Economic Costs of Depleting the World's Oceans. Economic Perspectives: An Electronic Journal of the US Department of State. Overfishing: a global challenge, 8: 15.
- Srinivasan U.T., Cheung W.W.L., Watson R., Sumaila U.R. (2010) Food security implications of global marine catch losses due to overfishing. *Journal Bioeconomy*, 12: 183-200.
- Stergiou K.I. (2002) Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharpening Ockham's razor. *Fisheries Research*, 55: 1-9.
- Stergiou K.I., Christou E.D., Georgopoulos D., Zenetos A., Souvermezoglou C. (1997) The Hellenic Seas: Physics, chemistry, biology and fisheries. *Ocean Marine Biology Annual Review*, 35: 415-538.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Armenis G. (2009) Perish legally and ecologically: the ineffectiveness of the minimum landing sizes in the Mediterranean Sea. *Fisheries Management and Ecology*, 16: 368-375.
- Stergiou K.I., Moutopoulos D.K., Soriguer M.C., Puente E., Lino P.G., Zabala C., Monteiro P., Errazkin L.A., Erzini K. (2006) Trammel net catch species composition, catch rates and métiers in southern European waters: A multivariate approach. *Fisheries Research*, 79: 170-182.
- Sumaila U.R., Khan A., Watson R., Munro G., Zeller D., Baron N., Pauly D. (2007) The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research*, 88: 1-4.
- Tsikliras A.C., Dinouli A., & Stergiou K.I., (2010) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapport du Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, Venice, 39: 683.
- Tsikliras A.C., Stergiou K.I. (2007) Fisheries management and marine protected areas. In: Papaconstantinou C., Zenetos A., Vassilopoulou V., Tserpes G. (Eds.), *State of Hellenic Fisheries*. Hellenic Centre for Marine Research, Athens, pp 306-314.
- Turley C.M. (1999) The changing Mediterranean Sea - a sensitive ecosystem? *Progress in Oceanography* 44: 387-400.
- Watson R., Pauly D. (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534-536.

Worm B., Barbier E.B., Beaumont N., Duffy J.E., Folke C., Halpern B.S., Jackson J.B.C., Lotze H.K., Micheli F., Palumbi S.R., Sala E., Selkoe K.A., Stachowicz J.J., Watson R. (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.

Worm B., Hilborn R., Baum J.K., Branch T.A., Collie J.S., Costello C., Fogarty M.J., Fulton E.A., Hutchings J.A., Jennings S., Jensen O.P., Lotze H.K., Mace P.M., McClanahan T.R., Minto C., Palumbi S.R., Parma A.M., Ricard D., Rosenberg A.A., Watson R., Zeller D. (2009) Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325: 578-585.

Zaitsev Y., Mamaev V. (1997) United Biological Diversity in the Black Sea. A Study of Change and Decline. United Nations Publications. New York, p 209.

Zeller D., Cheung W., Close D. & Pauly D. (2008) Trends in global marine fisheries-a critical view. In: Wrammer P., Ackefors H., Cullberg M. (Eds.), *Fisheries, Trade and Development*. Stockholm: Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry, pp 55-77.

6.3. Ηλεκτρονική βιβλιογραφία

http₁: <http://el.wikipedia.org/wiki/%CE%91%CF%81%CF%87%CE%B5%CE%AF%CE%BF.%CE%9C%CE%B1%CF%8D%CF%81%CE%B7%CE%98%CE%AC%CE%BB%CE%B1%CF%83%CF%83%CE%B1.PNG> (Πρόσβαση: 26-07-2011).

http₂: www.fao.org/fishery/cwp/en (Πρόσβαση: 20-09-2011).

http₃: www.gfcm.org/gfcm/about/en (Πρόσβαση: 24-08-2011).

http₄: www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en (Πρόσβαση: 30-07-2011).

http₅: <http://www.gfcm.org/fishery/area/Area37/en> (Πρόσβαση: 24-08-2011).

http₆: <http://www.gfcm.org/gfcm/topic/16162/en> (Πρόσβαση: 24-08-2011).

http₇: <http://www.fao.org/fishery/area/search/en> (Πρόσβαση: 16-01-2012).

7. ABSTRACT

Fisheries production time-series offer useful and low cost information and have been extensively used for revealing the effect of fisheries on the organisms and ecosystems, as well as for assessing stock exploitation patterns, especially in areas where fisheries data are poorly and sporadically collected.

In the present work, the exploitation pattern of 1346 stocks of the Mediterranean and the Black Seas (FAO Fishing Area 37, which is subdivided into 10 smaller fishing subareas) was assessed, based on the most recent available dataset. The results were compared with previous estimates for the area and other areas of the world where similar methodology has been used. The fisheries production of the 10 fishing subareas of the Mediterranean and the Black Seas is being recorded since 1970 and excludes discards and illegal catches, as well as those derived from recreational and sport fishing.

The fisheries stocks were classified into four exploitation categories (developing, fully exploited, overfished and depleted) based on the shape of the catch curve and the year of overall maximum catch. This catch-based method has not been previously used for assessing the stocks of the Mediterranean and the Black Seas on a subarea basis.

The cumulative percentage of overexploited and depleted stocks exceeds 50% across all the Mediterranean and Black Sea fishing subareas. However, the exploitation pattern differs spatially, with the Black Sea stocks being more heavily exploited compared to those of the Mediterranean Sea. Within the Mediterranean, the stocks of the western basin appear more heavily exploited. Fishing subareas 1.2 (Gulf of Lions), 3.1 (Aegean Sea), 4.1 (Sea of Marmara) and 4.2 (Black Sea) were the most heavily

exploited, since the cumulative percentage of overfished and depleted stocks exceeded 75%. In contrast, fishing subareas 2.1 (Adriatic Sea) and 1.1. (Balearic Islands) were those with the lower cumulative percentage of overfished and depleted stocks. The most developing stocks were recorded in subareas 2.1 (Adriatic Sea) and 4.3 (Azov Sea), indicating lower levels of exploitation. The percentage of fully exploited stocks was low and relatively stable among the three subareas of the Black Sea (4.1, 4.2 και 4.3), higher and relatively stable in the central (2.1 and 2.2) and eastern (3.1 and 3.2) Mediterranean subareas, and fluctuating in the subareas of the western Mediterranean (1.1, 1.2 and 1.3).

The exploitation pattern of the Mediterranean and the Black Sea fisheries stocks shows signs of localized intensification compared to previous estimates for the area that reported that 74% of stocks were overfished. The exploitation in other areas of the world seems rather worst, since, in 1999, 50% of the North Sea and the north-eastern Atlantic stocks were overfished or depleted. Recently, an analysis of global stocks showed that developing stocks are declining and overfished/depleted are increasing with time.

The methodology used in the present work has the advantage of spotting a possible overexploitation trend immediately, but needs to be complemented with biological and fisheries data in order to improve its credibility.

Keywords: fisheries, catches, exploitation, Mediterranean and Black Seas.

ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ

Εργασίες που προέκυψαν από την παρούσα προπτυχιακή εργασία

- **Πρακτικά συνεδρίων με κριτές**

Ελληνικά

1. **Ντινούλη Α**, Τσίκληρας Α (2010) Πρότυπα εκμετάλλευσης των αποθεμάτων στις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας. *Πρακτικά 14^{ου} Πανελληνίου Συνεδρίου Ιχθυολόγων*: 39-42.

Διεθνή

2. Tsikliras AC, **Dinouli A**, Stergiou KI (2010) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapport du 39e Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée* **39**: 683.

- **Διεθνή επιστημονικά περιοδικά**

3. Tsikliras AC, **Dinouli A**, Tsalkou E (υπό κρίση) Exploitation pattern of the Mediterranean and Black Sea marine fisheries.
4. Tsikliras AC, **Dinouli A**, Tsalkou E (υπό συγγραφή) Fisheries exploitation in the Mediterranean: comparing stock assessments to catch-based methods.

Πρότυπα εκμετάλλευσης των αποθεμάτων στις αλιευτικές υποπεριοχές της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας

Άννυ Ντινούλη, Αθανάσιος Τσίκληρας

Τμήμα Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, 38446, Βόλος, Τηλ.: 0030 24210 93085,
E-mail: tsikliras@uth.gr

ABSTRACT

Anny Dinouli, Athanassios C. Tsikliras: Fisheries exploitation pattern in the Mediterranean and Black Sea fishing subareas.

The annual landings of the Mediterranean and the Black Sea fishing subareas (FAO Area 37) were analysed for the period 1970-2005 and classified into exploitation categories based on the shape of the catch curve and the year of overall maximum catch. The cumulative percentage of overexploited and depleted stocks exceeds 50% across all the Mediterranean and Black Sea fishing subareas. However, the latest dataset available (2005) indicates that the exploitation pattern differs spatially with the Black Sea stocks being more heavily exploited compared to those of the Mediterranean Sea. Within the Mediterranean, the stocks of the western basin appear more heavily exploited. These results indicate that Mediterranean fisheries are no longer sustainable, and that immediate management measures should be taken aiming towards the conservation of marine populations and their habitat.

Keywords: catches, overfishing, Mediterranean and Black Seas.

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

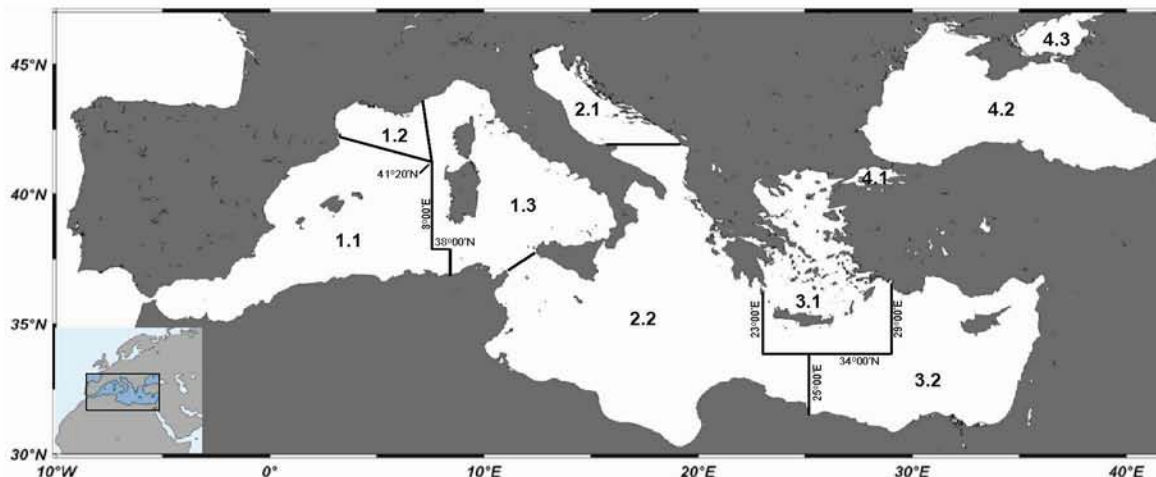
Σε αντίθεση με τις κλασικές εκτιμήσεις των αλιευτικών αποθεμάτων (Caddy 2009) που απαιτούν πολλά δεδομένα με υψηλή αβεβαιότητα (Hilborn & Walters 1992), οι χρονοσειρές αλιευτικής παραγωγής (ή συλλήψεις, ή εκφορτώσεις που θα θεωρηθούν συνώνυμες έννοιες για τις ανάγκες της παρούσας εργασίας) προσφέρουν χρήσιμη πληροφορία με μικρό κόστος και έχουν χρησιμοποιηθεί για την εκτίμηση της επίδρασης της αλιείας στους οργανισμούς και το οικοσύστημα (Cury *et al.* 2005). Τα μειονεκτήματα των χρονοσειρών αυτών είναι αρκετά και ποικίλλουν ανά περιοχή (θεωρούνται λιγότερο αξιόπιστα στις αναπτυσσόμενες χώρες) και κατηγορία αλιείας (υποεκτιμάται η μικρή παράκτια αλιεία: Tsikliras *et al.* 2007), ενώ δεν περιλαμβάνουν το τμήμα της βιομάζας που αφαιρείται από το οικοσύστημα αλλά απορρίπτεται. Μεταξύ άλλων, οι χρονοσειρές αλιευτικής παραγωγής έχουν χρησιμοποιηθεί και για τη διερεύνηση των πρότυπων εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων (Froese & Pauly 2003, Sumaila *et al.* 2007) και κρίνονται ιδιαίτερα χρήσιμες σε περιοχές με περιορισμένα δεδομένα ή με σποραδική συλλογή τους (Pilling *et al.* 2008).

Υπάρχουν χώρες που καταγράφουν μέρος της αλιευτικής τους παραγωγής από το 1600 (π.χ. Ιταλία: Ravier & Fromentin 2001, Δανία: Poulsen *et al.* 2007), ενώ σε άλλες, τα επίσημα στοιχεία σε μορφή που δεν παρουσιάζει ασυνέχειες, ξεκινούν μετά το 1950 (FAO 2006). Ο FAO συγκεντρώνει και δημοσιοποιεί την αλιευτική παραγωγή κάθε χώρας ανά είδος (ή ομάδα ειδών) σε μια ετήσια έκδοση που είναι πλέον διαθέσιμη και σε ηλεκτρονική μορφή (FAO 2006, www.fao.org). Σε ξεχωριστή ηλεκτρονική έκδοση διατίθενται τα δεδομένα της Μεσογείου με ευθύνη της Γενικής Αλιευτικής Επιτροπής για τη Μεσόγειο (General Fisheries Commission for the Mediterranean, GFCM) από το 1970.

Σκοπός της παρούσας εργασίας είναι να εκτιμηθεί η σημερινή (με βάση τα τελευταία διαθέσιμα δεδομένα, το 2005) κατάσταση εκμετάλλευσης των αποθεμάτων ανά αλιευτική υποπεριοχή της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας και να συγκριθούν τα αποτελέσματα με άλλες περιοχές στις οποίες έχει εφαρμοστεί παρόμοια προσέγγιση.

ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

Οι ετήσιες συλλήψεις (με εξαίρεση τα απορριπτόμενα και τα παράνομα αλιεύματα καθώς και αυτά που δεν αναφέρονται ή προέρχονται από αθλητική ή ψυχαγωγική αλιεία), που εκφράζονται ως ζωντανό βάρος ισοδύναμο των εκφορτώσεων (FAO 2006), καταγράφονται από το 1970 για τη Μεσόγειο και τη Μαύρη Θάλασσα (συναποτελούν την περιοχή FAO 37). Επιπρόσθετα, η περιοχή FAO 37 υποδιαιρείται από τη GFCM σε 10 μικρότερες αλιευτικές υποπεριοχές (Εικόνα 1).



Εικόνα 1. Χάρτης της Μεσόγειου και της Μαύρης Θάλασσας (τροποποιημένος από FAO 2006) και οι δέκα αλιευτικές υποπεριοχές (1.1: Βαlearίδες, 1.2: Κόλπος Λεόντων, 1.3: Σαρδηνία, 2.1: Αδριατική, 2.2: Ιόνιο, 3.1: Αιγαίο, 3.2: Λεβαντίνη, 4.1: Μαρμαράς, 4.2: Μαύρη Θάλασσα, 4.3: Αζοφική).

Figure 1. Map of the Mediterranean and the Black Seas (modified from FAO 2006) showing the 10 fishing subareas (1.1: Balearic Sea, 1.2: Lions Gulf, 1.3: Sardinia, 2.1: Adriatic Sea, 2.2: Ionian Sea, 3.1: Aegean Sea, 3.2: Levantine Sea, 4.1: Sea of Marmara, 4.2: Black Sea, 4.3: Azov Sea).

Τα αποθέματα των δέκα αλιευτικών υποπεριοχών κατατάχθηκαν σε τέσσερις κατηγορίες (αναπτυσσόμενα, πλήρως εκμεταλλευμένα, υπεραλιευμένα, εξαντλημένα) με βάση την παραγωγή κάθε έτους σε σχέση με το έτος της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Έτσι, ένα απόθεμα θεωρήθηκε αναπτυσσόμενο (developing) τα έτη που προηγούνταν του έτους μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του ήταν από 10 έως 50% της μέγιστης τιμής, πλήρως εκμεταλλευμένο (fully exploited) όταν η παραγωγή του ήταν μεγαλύτερη από το 50% της διαχρονικά μέγιστης τιμής, υπεραλιευμένο (overexploited) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή ήταν από το 10% έως το 50% της μέγιστης τιμής, και εξαντλημένο ή υπό κατάρρευση (depleted/crashed/collapsed) τα έτη που ακολουθούσαν το έτος μέγιστης παραγωγής και η παραγωγή του αποτελούσε λιγότερο από το 10% της διαχρονικά μέγιστης παραγωγής (Froese & Pauly 2003). Για την παρούσα εργασία, τα αποθέματα που ήταν σε αύξουσα πορεία το 2005 (τελευταίο έτος χρονοσειράς) θεωρήθηκαν αναπτυσσόμενα ανεξαρτήτως ποσοστού. Ένα απόθεμα μπορεί να επανακάμψει μετά από κατάρρευση, αλλά για να εντοπιστεί ένα ανακάμπτον απόθεμα (recovering) χρειάζεται συνδυασμός των παραπάνω συνθηκών, δηλαδή αύξηση σε ποσοστό μεγαλύτερο του 50% της ιστορικά μέγιστης τιμής μετά από εξάντληση. Τα ανακάμπτοντα αποθέματα δεν αναλύθηκαν στην παρούσα φάση της έρευνας.

ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ ΚΑΙ ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Σύμφωνα με την ανάλυση των συλλήψεων των αποθεμάτων της Μεσογείου για το 2005, βρέθηκε ότι σε όλες τις αλιευτικές υποπεριοχές το αθροιστικό ποσοστό των υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων ξεπερνούσε το 50% (Πίνακας Ι). Ωστόσο, ο

βαθμός εκμετάλλευσης ήταν διαφορετικός ανάλογα με την περιοχή. Οι υποπεριοχές 1.2 (Κόλπος Λεόντων), 3.1 (Αιγαίο Πέλαγος), 4.1 (Μαρμαράς) και 4.2 (κυρίως Μαύρη Θάλασσα) ήταν αυτές που δέχονται την υψηλότερη αλιευτική εκμετάλλευση αφού το αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων ξεπερνούσε το 75% (Πίνακας Ι). Στον αντίποδα, οι περιοχές 2.1 (Αδριατική) και 1.1. (Βαlearίδες) ήταν αυτές με το μικρότερο αθροιστικό ποσοστό υπεραλιευμένων και εξαντλημένων αποθεμάτων, ενώ τα περισσότερα αναπτυσσόμενα αποθέματα παρατηρήθηκαν στις περιοχές 2.1 (Αδριατική) και 4.3 (Αζοφική). Το ποσοστό των πλήρως εκμεταλλεζόμενων αποθεμάτων ήταν χαμηλό και σχετικά σταθερό μεταξύ των τριών υποπεριοχών (4.1, 4.2 και 4.3) της Μαύρης Θάλασσας, υψηλότερο και σχετικά σταθερό στην ανατολική και κεντρική Μεσόγειο, ενώ παρουσίαζε αυξομειώσεις μεταξύ των υποπεριοχών της δυτικής Μεσογείου (1.1, 1.2 και 1.3) (Πίνακας Ι).

Πίνακας Ι. Η σημερινή (2005) κατάσταση των μεσογειακών αποθεμάτων ανά αλιευτική υποπεριοχή (οι κωδικοί των περιοχών όπως αναφέρονται στην Εικόνα 1).

Table I. The current (2005) status of Mediterranean fisheries stocks per fishing subarea (area codes as they appear in Figure 1).

Περιοχή	Αναπτυσσόμενα (Developing)	Πλήρως εκμεταλλεζόμενα (Fully exploited)	Υπεραλιευμένα (Overfished)	Εξαντλημένα (Depleted)
Μεσόγειος Θάλασσα				
Δυτική				
1.1	15	31	36	18
1.2	4	13	39	44
1.3	19	22	36	23
Κεντρική				
2.1	22	28	36	14
2.2	16	24	41	19
Ανατολική				
3.1	5	20	59	16
3.2	12	29	43	16
Μαύρη Θάλασσα				
4.1	2	13	50	35
4.2	7	14	30	49
4.3	25	13	38	25

Ο βαθμός εκμετάλλευσης των αλιευτικών αποθεμάτων της Μεσογείου και της Μαύρης Θάλασσας έχει σαφώς αυξηθεί σε σχέση με την αμέσως προηγούμενη εκτίμηση για την περιοχή που αναφέρει ότι το 74% των αποθεμάτων είναι πλήρως εκμεταλλεζόμενα ή υπεραλιευμένα (Bertrand 2003), χωρίς ωστόσο να γίνεται αναφορά στα εξαντλημένα. Η κατάσταση στις υπόλοιπες περιοχές του κόσμου είναι μάλλον χειρότερη αφού το 1999, το 50% των αποθεμάτων στη Βόρεια Θάλασσα και το βορειοανατολικό Ατλαντικό ήταν υπεραλιευμένα ή εξαντλημένα (Froese & Pauly 2003). Πιο πρόσφατη ανάλυση έδειξε ότι, παγκοσμίως, τα αναπτυσσόμενα αποθέματα μειώνονται συνεχώς σε αντίθεση με τα υπεραλιευμένα και τα εξαντλημένα των οποίων το ποσοστό αυξάνει (Sumaila *et al.* 2007). Τέλος, σε ανάλυση που έγινε στο σύνολο της αλιευτικής περιοχής FAO 37 βρέθηκε πρόσφατα ότι το 22% των αποθεμάτων ήταν εξαντλημένα, το 39% υπεραλιευμένα, το 23% πλήρως εκμεταλλεζόμενα και μόνο το 16% ήταν αναπτυσσόμενα (Tsikliras *et al.* 2010)

Είναι πλέον κοινώς αποδεκτό και προκύπτει και από τα αποτελέσματα της παρούσας εργασίας, ότι οι παραδοσιακές μέθοδοι αλιευτικής διαχείρισης έχουν πλέον αποτύχει να αποτρέψουν την εξάντληση των αποθεμάτων. Σε κάθε περίπτωση θα πρέπει η παρούσα

μεθοδολογία, η οποία εντοπίζει άμεσα το πρόβλημα, να συμπληρωθεί με βιολογικά (ωρίμανση, γονιμότητα, αύξηση, διάρκεια ζωής) και αλιευτικά (αλιευτική προσπάθεια, απαγορεύσεις) δεδομένα για κάθε απόθεμα προκειμένου να βελτιωθεί η αξιοπιστία του αποτελέσματος και να συγκεκριμενοποιηθεί η διαχειριστική προσέγγιση. Ωστόσο, επειδή οι εκτιμήσεις αποθεμάτων είναι χρονοβόρες και επειδή η κατάσταση είναι ακόμη αναστρέψιμη, πρέπει άμεσα να μειωθεί η αλιευτική προσπάθεια [με μείωση κατά 50% του αλιευτικού στόλου, ο οποίος είναι υπερδιπλάσιος από αυτόν που απαιτείται για την ανανέωση των αποθεμάτων (Pauly *et al.* 2002) και περιορισμό των ημερών/ωρών αλιείας ανά σκάφος] και να θεσμοθετηθούν θαλάσσιες προστατευόμενες περιοχές στις οποίες οι θαλάσσιοι πληθυσμοί θα αναπαράγονται και θα μεγαλώνουν ανενόχλητοι από κάθε αλιευτική δραστηριότητα.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Οι συγγραφείς ευχαριστούν τους Κωνσταντίνο Ι. Στεργίου και Daniel Pauly για τις χρήσιμες υποδείξεις τους στην προσέγγιση του θέματος.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Bertrand JA (2003) Fisheries and related indicators of fisheries resources and ecosystems: towards an application in the Mediterranean. *Proceedings of the 7th Hellenic Symposium in Oceanography and Fisheries*: 5-10. Crete, 6-9 May 2003.
- Caddy JF (2009) Practical issues in choosing a framework for resource assessment and management of Mediterranean and Black Sea fisheries. *Mediterranean Marine Science* **10** (1): 83-119
- Cury PM, Shannon LJ, Roux J-P, Daskalov GM, Jarre A, Moloney DL, Pauly D (2005) Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 430-442
- FAO (2006) Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series.
- Froese R, Pauly D (2003) Dynamik der Überfischung. In: Lozan J, Rachor E, Reise K, Sundermann J, von Westernhagen HS (Eds.), Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer - eine aktuelle Umweltbilanz. GEO, Hamburg, pp 288-295.
- Hilborn R, Walters CJ (1992) Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, London.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D, (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* **418**: 689-695.
- Pilling GM, Apostolaki P, Failler P, Floros C, Large PA, Morales-Nin B, Reglero P, Stergiou KI, Tsikliras AC (2008) Assessment and management of data-poor fisheries. In: A Payne, J Cotter, T Potter (eds) *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt*, pp. 280-305. Blackwell Publishing, CEFAS.
- Poulsen B, Holmb P, MacKenzie BR (2007) A long-term (1667-1860) perspective on impacts of fishing and environmental variability on fisheries for herring, eel, and whitefish in the Limfjord, Denmark. *Fisheries Research* **87**: 181-195
- Ravier C, Fromentin J-M (2001) Long-term fluctuations in the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna population. *ICES Journal of Marine Science* **58**: 1299-1317
- Sumaila UR, Khan A, Watson R, Munro G, Zeller D, Baron N, Pauly D (2007) The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fisheries Research* **88**: 1-4.
- Tsikliras AC, Moutopoulos DK, Stergiou KI (2007) Reconstruction of Greek marine fisheries landings: national versus FAO statistics. In: D Zeller, D Pauly (eds) *Reconstruction of marine fisheries catches for key countries and regions (1950-2005)*. *Fisheries Centre Research Reports* **15** (2): 121-137.
- Tsikliras AC, Dinouli A, Stergiou KI (2010) Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Rapport du 39^e Congrès de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*: in press.

EXPLOITATION PATTERN OF THE MEDITERRANEAN FISHERIES

Athanassios c. Tsikliras^{1*}, Anny Dinouli¹ and Konstantinos i. Stergiou²

¹Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly, Volos, Greece - tsikliras@uth.gr

²Laboratory of Ichthyology, Department of Zoology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, Greece

Abstract

The annual landings of the Mediterranean fisheries were analysed for the period 1970-2005 and classified into exploitation categories based on the shape of the catch curve and the year of overall maximum catch. In 2005, about 22% of the Mediterranean fisheries are characterised as crashed, 39% as overfished, 23% as fully exploited, whereas developing fisheries were confined to less than 16%. These results, although encouraging compared to available global estimates, sound the alarm of fisheries sustainability, and ask immediate conservation and management measures.

Keywords: Fisheries, Conservation

Introduction

Despite the long history of fisheries exploitation of the Mediterranean Sea, data concerning stock assessment are lacking or sporadic, thus inducing a strong impediment for the management of this large marine ecosystem as a whole. Existing stock assessment attempts concern a low number of species, when compared to the multispecies assemblages exploited (i.e. more than 150 commercial species). In contrast, the long time-series of landing available, offer a useful and cheap, yet in some cases unreliable, background information for evaluating the status of fisheries, as well as their ecological footprint [1]. The aim of the present work was to assess the exploitation status of the Mediterranean fisheries stocks for the period 1970-2005 using the methodology of [2], and compare them with the corresponding global trends and/or similar work performed elsewhere.

Materials and methods

The annual landings, expressed as live weight equivalent of catches, have been recorded since 1970 for the Mediterranean and the Black Sea (FAO area 37) by the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) [3]. The GFCM catch data refer to the legal and reported large- and small-scale fisheries, excluding discarded catch, illegal, unreported, recreational and sport fishing. Catch statistics were extracted from the GFCM dataset for all available records or stocks (=species-area combinations). The annual status of fisheries (1970-2005) was classified into one of the following four categories: developing, fully exploited, overexploited, and crashed [2]. The classification is based on the relationship between the catches of a given year compared to the year of overall maximum catch. Thus, in a developing fishery, the year of catch is before year of maximum catch, and catch is less than 50% of the overall maximum catch; in a fully exploited fishery the catch is greater than 50% of maximum catch; in an overexploited fishery, the year of catch is after year of maximum catch, and catch is between 10% and 50% of the overall maximum catch; and in a crashed fishery, the year of catch is after the year of maximum catch, and catch is below 10% of the overall maximum catch.

Results and Discussion

Based on the overall maximum landings, which varied among stocks, in 2005 (the most recent year available), 336 out of the 1480 stocks analysed can be classified as crashed (22.7%), 583 as overfished (39.4%), 335 as fully exploited (22.6%) and 226 as developing (15.3%). In the 1970s, the majority of the stocks were largely underexploited and most fisheries (around 80%) were developing (Fig. 1). Only a few stocks were overexploited and even fewer can be characterised as crashed. Over the last 20 years, however, an increasing percentage (averaging 19.6% for 1996-2005) of stocks suffers from overexploitation. The cumulative percentage of overfished and crashed stocks increased dramatically from 10% in 1977, to 20% in 1987, 30% in 1990, 40% in 1995, 50% in 2000 and 60% in 2005. Interestingly enough, the percentage of fully exploited stocks has remained rather unchanged since 1970 (averaging 23.6±2.52% for 1970-2005). The degree of exploitation of the Mediterranean fisheries is disappointing compared to previous estimates for the area (74% of the Mediterranean stocks are either fully exploited or overexploited: [4]) but encouraging compared to the current global pattern (the developing fisheries are less and the overexploited/crashed ones are more: [5]), the NE Atlantic and the North Sea (in 1999, 50% of fisheries were overfished or collapsed: [2]).

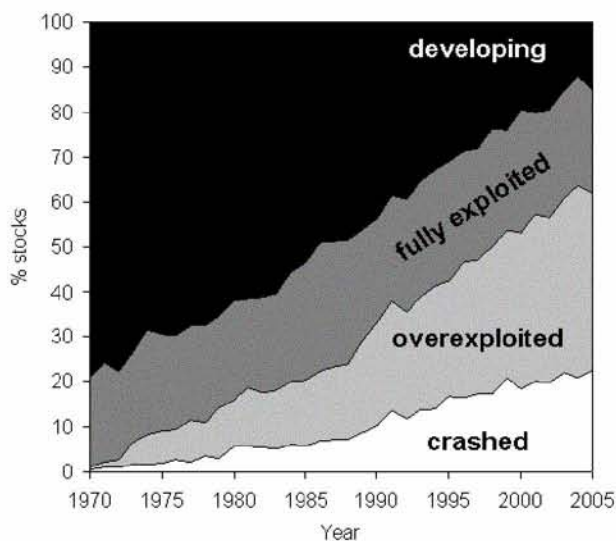


Fig. 1. Trend in the status of Mediterranean marine fisheries resources (1970-2005) based on FAO statistics (status definitions adopted by [2])

Since traditional management schemes seem to have failed to prevent exhaustion of the marine resources, future management should be directed towards reducing fishing effort and excluding large areas from fisheries exploitation.

References

- 1 - Cury P.M., Shannon L.J., Roux J-P., Daskalov G.M., Jarre A., Moloney D.L. and Pauly D., 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 430-442.
- 2 - Froese R. and Pauly D., 2003. Dynamik der Überfischung. In: Lozan J., Racher E., Reise K., Sundermann J., von Westernhagen H.S. (Eds.), *Warnsignale Nordsee und Wattenmeer-eine aktuelle Umweltbilanz*. GEO, Hamburg, pp 288-295.
- 3 - FAO., 2006. Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series.
- 4 - Bertrand J.A., 2003. Fisheries and related indicators of fisheries resources and ecosystems: towards an application in the Mediterranean. *Proc. 7th Hellenic Symp. Oceanogr. Fisher.*: 5-10. Crete, 6-9 May 2003.
- 5 - Sumaila U.R., Khan A., Watson R., Munro G., Zeller D., Baron N., Pauly D., 2007. The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fish. Res.*, 88: 1-4.

Exploitation pattern of the Mediterranean and Black Sea marine fisheries

Athanassios C. TSIKLIRAS ^{1,2*}, Anny DINOULI ², Eleni TSALKOU ²

¹*Laboratory of Ichthyology, Department of Zoology, School of Biology, Aristotle University of Thessaloniki, UP Box 134, 541 24, Thessaloniki, Greece*

²*Department of Ichthyology and Aquatic Environment, University of Thessaly, 384 46, Volos, Greece*

* *Corresponding author, E-mail: tsikliras@uth.gr, atsik@bio.auth.gr*

Abstract

The exploitation pattern of Mediterranean and Black Sea fisheries stocks was examined using the annual catches and the variability of their mean trophic level for the period 1970-2008. Overall catches increased rapidly to their maximum levels by the late 1980s and then declined and remained rather stable at around 75% of their highest levels. The mean trophic level of the catches followed a similar pattern to the overall catches with constant but steady decline since the late 1980s. The annual catches of 2575 stocks were also analysed for the period 1970-2008 and classified into exploitation categories according to the catch-based method of stock classification. In 2008, about 20.5% of the stocks were depleted, 37.7% were overexploited, 23.4% were fully exploited while undeveloped/developing fisheries were confined to 18.4%. All analyses indicate that the Mediterranean and Black Sea fisheries are gradually contracting to unsustainable levels.

Keywords: marine catches, trophodynamics, overfishing, Mediterranean Sea, Black Sea

Introduction

Contrary to the north Atlantic for which long-term time series of fisheries catch data are available, at least for some species of high commercial interest (e.g. herring *Clupea harengus*, cod *Gadus morhua*: OJAVEER *et al.*, 2007; plaice *Pleuronectes platessa*: CARDINALE *et al.*, 2011), and stock assessments that may extend back to 1800 (RICARD *et al.*, in press), such data for the Mediterranean and the Black Seas are scarce and sporadically collected (PILLING *et al.*, 2008; STERGIU & TSIKLIRAS, 2011). Catch data for most Mediterranean and the Black Sea stocks are available since 1950 through the Food and Agricultural Organization (FAO) and the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM) records (in extreme cases, historical catches are available: MOUTOPOULOS & STERGIU, 2011), while stock assessments and surveys usually concern a limited number of species and are routinely performed within the framework of international projects (e.g. less than four stock assessments from the Mediterranean and the Black Seas are included in the RAM Legacy Stock Assessment Database: RICARD *et al.*, in press). The scarcity of catch and stock assessment data is more pronounced at the eastern and southern parts of the Mediterranean (STERGIU & TSIKLIRAS, 2006), and for that reason, several Mediterranean areas have been characterized as fisheries data poor areas (PILLING *et al.*, 2008).

Official fisheries catch statistics (such as those recorded by FAO and GFCM) and reconstructed catches available from other sources (e.g. Sea Around Us Project: CHASSOT *et al.*, 2010) are considered proxies of stock size and have been widely used to uncover patterns and trends in fisheries (CHRISTENSEN *et al.*, 2003; MYERS & WORM, 2003; PINNEGAR *et al.*, 2003; ZWOLINSLI & DEMER, 2012; TSIKLIRAS *et al.*, in press). Since catch statistics may be affected by fisher's behaviour, market forces and fisheries regulations (MAUNDER & PUNT, 2004), stock assessments have been proposed as a more reliable proxy of stock biomass, because they are often fishery independent and contain intensively collected biological data (HILBORN & WALTERS, 1992). However, stock assessments are only available for a small proportion of exploited stocks, which in the Mediterranean and the Black Sea is even smaller (LEONART, 2005). In addition, stock assessment data are expensive to collect and time consuming to analyze,

especially across trophic levels and habitats, when compared to the freely available official catch statistics. Thus, the immediate availability of catch records provides a first indication of change in stock biomass that can be later confirmed or rejected through a detailed stock assessment or survey.

The use of fisheries catch data and catch-based methods for evaluating the state of a fishery is important in the Mediterranean and the Black Sea for several reasons, including the scarcity of the stock assessment and survey data, but also environmental/climatic (e.g. emigration of tropical species through Suez Canal: GOLANI, 1998) and socio-economic ones, as the area is bordered by over 25 countries, belonging to three continents, resulting to a multi-cultural puzzle with varying levels of fisheries technologies and management regulations (PAPACONSTANTINO & FARRUGIO, 2000; LLEONART, 2005). The combination of the aforementioned conditions imposes the use of common methodology that can be achieved through official catch statistics. Therefore, in the present work, the catch-based method of stock classification (FROESE & KESNER-REYES, 2002) was used in order to classify the Mediterranean and Black Sea stocks into exploitation categories, based on the relationship between the catch of a given year to the historical maximum catch. This method has been extensively used to assess the status of fisheries, globally or on ecosystem basis (WORM *et al.*, 2006; PAULY, 2008; ZELLER *et al.*, 2008; FROESE & KESNER-REYES, 2009) and is a reliable indicator of overexploitation especially when complemented with fishing effort and ecological indices (TSIKLIRAS *et al.*, in press). Its disadvantage is that it does not account for species that are, even partly, not officially recorded (illegal, unreported, recreational catches) but are affected by fishing; thus, the output of the method is a conservative estimate of the true stock condition.

The aim of the present work was to assess the exploitation status of the Mediterranean and Black Seas fisheries stocks for the period 1970-2008, using a catch-based method and compare them with the corresponding global trends and/or similar work performed elsewhere. The analysis was complemented with the temporal variability of the total catches, the number of recorded stocks, the mean trophic level of the catches, and the fishing-in-balance index.

Materials and methods

The annual catches, expressed as live weight equivalent of landings, have been routinely recorded since 1970, for the Mediterranean and the Black Sea combined (FAO area 37), by the General Fisheries Commission for the Mediterranean (GFCM: FAO, 2011). The Mediterranean and the Black Sea area has been further subdivided into four fishing subareas (western, central, eastern Mediterranean Sea and Black Sea) and ten fishing subdivisions (TSIKLIRAS *et al.*, 2010). The GFCM data refer to the legal and reported large- and small-scale fisheries catches, excluding discarded catch, illegal, unreported, recreational and sport fishing. For the present analysis, catch statistics of the Mediterranean and the Black Sea were extracted using FISHSTAT-J (FAO, 2011) from the GFCM Capture Production database for 2575 records (or stocks, defined as species-area-country combinations) for the period 1970-2008.

The annual status of fisheries (1970-2008) was classified into one of the following five categories: undeveloped, developing, fully exploited, overexploited, and depleted according to the catch-based stock classification method (FROESE & KESNER-REYES, 2002). The classification was based on the relationship between the catches (C_Y) of a given year (Y_C) compared to the year ($Y_{C_{max}}$) of historical maximum catch (C_{MAX}). Thus, in an undeveloped fishery, $Y_C < Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{MAX}$; in a developing fishery, $Y_C < Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{MAX} < C_Y < 0.5C_{MAX}$; in a fully exploited fishery, $C_Y > 0.5C_{MAX}$; in an overexploited fishery, $Y_C > Y_{C_{max}}$ and $0.1C_{MAX} < C_Y < 0.5C_{MAX}$; and, in a collapsed fishery, $Y_C > Y_{C_{max}}$ and $C_Y < 0.1C_{MAX}$. The former two categories (undeveloped and developing) were combined in the analysis, which included only the stocks with sufficient consecutive records.

Complementary to the catch-based classification, two trophodynamic indicators were also explored: the mean trophic level of the catches and the Fishing-in-Balance index. The mean weighted trophic level of the catch (τ) for each year (k), was calculated using the trophic levels of each species (taken from FishBase and SeaLifeBase: FROESE & PAULY, 2011; PALOMARES & PAULY, 2011), as (PAULY *et al.*, 1998):

$$\bar{\tau}_k = \frac{\sum_{i=1}^m \tau_i Y_{ik}}{\sum_{i=1}^m Y_{ik}}$$

where Y_i refers to the catches of a species (or group of species) i , and τ is the trophic level.

The fishing-in-balance index (FiB) of the catch for each year was calculated as follows (PAULY *et al.*, 2000):

$$\text{FiB}_k = \log[Y_k * (1/TE)^{\bar{\tau}_k}] - \log[Y_0 * (1/TE)^{\bar{\tau}_0}]$$

where Y refers to the total catches in year k , τ is the mean trophic level of the catches, TE is the mean energy-transfer efficiency between trophic levels that is assumed to be 0.1, and 0 refers to the first year in a time-series that is used as a baseline (in present dataset, 1970, the beginning of records, was set as a baseline). The trophic levels of the species were taken from FishBase (FROESE & PAULY, 2011) and SeaLifeBase (PALOMARES & PAULY, 2011). FiB attains a value of 0 for the first year of the series and remains rather stable when trophic level and catches change in opposite directions. Increasing FiB values indicate geographic or bathymetric expansion of fisheries, while decreasing FiB values indicate contraction (PAULY *et al.*, 2000).

Since the fishing effort was available for a very short period of time and consistently recorded as number of boats, engine horsepower and tonnage only for some countries of the Mediterranean Sea (LLEONART, 2005), it was not included in the analysis.

Results

Number of stocks

The number of recorded fisheries stocks in the Mediterranean and Black Sea increased linearly ($r^2=0.94$) from 1225 in 1970 to 1993 in 2007, but dropped to 1833 in 2008 (Fig. 1A). The rate of increase in stock records was around 20 records per year, i.e. the catches of 20 new stocks were being separately recorded each year for the entire study period.

Catches

Overall, the combined marine fisheries catches of fishes, crustaceans and cephalopods of the Mediterranean and the Black Sea ranged between 1.1×10^6 (in 1970) and 1.99×10^6 (in 1988) t. Since 1988, they declined by about 25% to 1.49×10^6 t in 2008. During the last decade the combined Mediterranean and Black Sea catches fluctuated around 1.5×10^6 t (Fig. 1B).

Trophodynamics

The mean weighted trophic level of the Mediterranean and Black Sea catches (τ) fluctuated between 3.28 (in 1975, 2003, 2004) and 3.37 (in 1985 and 1988), with a value of 3.30 in 2008 (Fig. 1C). Overall, τ decreased from an average value (\pm SD) of 3.33 (\pm 0.024) for 1970-1979 to an average value (\pm SD) of 3.30 (\pm 0.023) for 2000-2008, thus confirming that the Mediterranean and Black Sea food webs have been fished down. The tendency of τ is declining since 1988, with a declining rate of 0.02 per decade for 1988-2008.

The fishing-in-balance index increased rapidly from 1970 (FiB=0, baseline) to a maximum value of 0.318 in 1988 and then declined sharply to 0.089 in 1991 (Fig. 1C). Since then, FiB fluctuated around 0.15 with a mean value of 0.14 ± 0.028 for the last decade (Fig. 1D).

Stock classification

Based on the historically maximum catch, which varied among the Mediterranean and Black Sea stocks included in the analysis, in 2008, out of the 1649 available stocks, 338 (20.5%) were depleted, 622 (37.7%) were overexploited, 385 (23.4%) were fully exploited and 304 (18.4%) were developing (Fig. 1E). In the early 1970s, the majority of stocks had been largely underexploited and most fisheries (over 80%) were developing (Figure 1E). Only a few stocks were overexploited and even fewer were depleted. Over the last 20 years, however, an increasing percentage (averaging 35.1% for 2000-2008) of stocks suffers from overexploitation. The cumulative percentage of overfished and crashed stocks rapidly increased from 10% in

1976, to 20% in 1984, 30% in 1989, 40% in 1995, 50% in 1999 and 60% in 2004. In contrast, the percentage of developing stocks declined dramatically, from around 80% in 1970 to 18.4% in 2008. Interestingly enough, the percentage of fully exploited stocks has remained rather unchanged since 1970 (averaging $22.9 \pm 1.92\%$ for 1970-2008).

Generally, in 2008, most Mediterranean and Black Sea stocks belonging to large-bodied species were overexploited or depleted, irrespectively of their habitat preferences (i.e., pelagic, demersal or reef-associated). For example, the majority of large pelagic (e.g. garfish *Belone belone*), demersal (e.g. European hake *Merluccius merluccius*), and reef-associated (e.g. dusky grouper *Epinephelus marginatus*) stocks were overexploited/depleted. However, there were some medium- (e.g. blue whiting *Micromesistius poutassou*, common dentex *Dentex dentex*) and small-sized taxa (e.g. bogue *Boops boops*, the picarels *Spicara* spp.) that were also overexploited irrespectively of their habitat.

Discussion

The increasing number of recorded stocks with time (Fig. 1A) indicates either the exploitation of new species, or the separate recording of catches of species that had been previously recorded aggregated. In any case, the increasing number of records with time artificially increases the contribution of developing stocks in the analysis, thereby reducing the remaining categories. Thus, some developing stocks may well have been fully exploited or even overfished based on their previous catches that were reported aggregated.

The total Mediterranean and Black Sea catches were increasing from 1970, peaked in 1985-1988 and since then, they have declined by 25% and remained rather constant since late 1990s (Fig. 1B). This decline coincides with the slow, albeit steady, declining rates of the mean trophic level of the catches, which also occurred after the mid 1980s (Fig. 1C). Since the decline in trophic level occurs at low rates (also reported by PAULY *et al.*, 1998, but based on a longer time series, that of Global Capture Production for FAO Area 37: FAO, 2011), then the fishing-in- balance (FiB) index is determined by the fluctuation of catches (PAULY *et al.*, 2000). Hence, their

similar pattern of decline is a clear sign of fisheries contraction in the Mediterranean and the Black Sea (PAULY *et al.*, 2000; TSIKLIRAS *et al.*, in press). The Mediterranean and the Black Sea stock analysis in the present work was combined merely for comparability purposes, but, given the different environmental and fishing properties of these two seas (FAO, 1997; DASKALOV, 2002), a further investigation of their fisheries status may be necessary on a subarea or even subdivision basis.

Previous research on the exploitation status of Mediterranean and Black Sea fisheries stocks report that, in the Mediterranean, 78% of the stocks are fully exploited, whereas the 85% of the stocks are overexploited in the Black Sea (DASKALOV, 2002; SHERMAN & ADAMS, 2010). According to another report, 60% of the Mediterranean and Black Sea stocks were fully exploited during 1951-1960, but soon recovered (FROESE & KESNER-REYES, 2002). The remaining 40% had been overfished by that time but never fully recovered in the following 30 years (FROESE & KESNER-REYES, 2002). Similar research using the catch-based method but applied on a different dataset (that of Global Capture Production for FAO Area 37, which extends back to 1950, instead of GFCM Capture Production for the Mediterranean, which extends back to 1970: FAO, 2011) reports that over 80% of the Mediterranean stocks are fully exploited, but only a few are depleted (AQUARONE *et al.*, 2008). The situation is even worst for the Black Sea, where around 90% of the stocks have been reported as collapsed for 2004 (HEILEMAN *et al.*, 2008, using the FAO Global captured production). Finally, a recent work on the Greek fisheries showed that, in 2007, 65% of them were overfished and 32% were fully exploited. No depleted stocks were observed in the Greek waters and only 3% of them were developing. Overexploitation of Greek marine fisheries resources has been reported to occur across taxa, sizes and habitats, with several small-bodied species being overfished (TSIKLIRAS *et al.*, in press).

Life-history theory predicts that large-bodied, long-lived and slow growing species are more susceptible to overexploitation (ADAMS, 1980; FROESE & KESNER-REYES, 2002). Indeed, most demersal and reef-associated Mediterranean and Black Sea stocks, i.e. those characterized

by slow life-history strategies, were among the most heavily exploited across the study area, a trend that is supported by theoretical and empirical data (JENNINGS *et al.*, 1998; REYNOLDS *et al.*, 2005). Almost all stocks of European hake *Merluccius merluccius*, dusky grouper *Epinephelus marginatus* and common dentex *Dentex dentex* were either depleted or overexploited, a state that also emerged for some of them through their detailed stock assessments (LLEONART, 2005). The intensive and selective removal of species with slow life-history strategies by fishing may reduce biodiversity, both within and among species, and affect the ecosystem structure and functioning (PAULY *et al.*, 1998; BIRKELAND & DAYTON, 2005), i.e., may lead to ecosystem overfishing (MURAWSKI, 2000). The stocks of large pelagic fishes, such as those of the bluefin tuna *Thunnus thynnus* and swordfish *Xiphias gladius*, have also been reported as overexploited (LLEONART, 2005), but because they are subjected to Total Allowable Catch regulations, they cannot be classified based on their catches and were excluded from the analysis.

The variability in catches of small pelagic fishes may be related to their complex interrelationships (e.g. the anchovy/sardine complex: KATARA *et al.*, 2011), which, in turn, may be the result of environmental or climatic forces on their distribution and abundance (e.g. round sardinella *Sardinella aurita*: TSIKLIRAS, 2008). Thus, when fishing effort data are not available and detailed knowledge of the stock dynamics is lacking, it is difficult to disentangle the climatic and fishing effects and the interpretation of such cases should be cautious (ZWOLINKSI & DEMER, 2012). Besides small pelagic fishes, the overexploitation status of demersal medium- and small-sized species shows that fishing gradually penetrates to lower trophic levels either directly, by targeting smaller ones (STERGIOU & TSIKLIRAS, 2011; TSIKLIRAS *et al.*, in press), or indirectly by by-catching them. However, by-catch biomass removal cannot be easily quantified from catch statistics, or from stock assessments.

In order to reverse overexploitation trends in the Mediterranean and the Black Seas, near future fisheries management scenarios should focus on the preservation of ecosystem health by strictly enforcing current regulations, limiting fishing effort, banning excessive subsidies, and excluding a large part of current fishing grounds from any fishing activity

(PAULY *et al.*, 2002). The approach of ecosystem based fisheries management (LINK, 2002) is particularly important for the Mediterranean Sea because its ichthyofaunal diversity is continuously changing, as exotic species of tropical origin keep entering through the Suez Canal at increasing rates (GALIL, 2007).

References

- ADAMS, P.B. 1980. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. *Fish. Bull.*, 78: 1-12.
- AQUARONE, M.C., S. ADAMS & P. MIFSUD. 2008. Mediterranean Sea LME. In: K. Sherman, Hempel G. (Editors), *The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMES of the world's Regional Seas*. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Kenya, pp. 189-200.
- BIRKELAND, C. & P.K. DAYTON. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends Ecol. Evol.*, 20: 356-358.
- CARDINALE, M., V. BARTOLINO, M. LLOPE, L. MAIORANO, M. SKOLD & J. HAGBERG. 2011. Historical spatial baselines in conservation and management of marine resources. *Fish Fish.*, 12: 289-298.
- CHASSOT, E., S. BONHOMMEAU, N.K. DULVY, F. MÉLIN, R. WATSON, D. GASCUEL & O. LE PAPE. 2010. Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecol. Lett.*, 13: 495-505.
- CHRISTENSEN, V., S. GUENETTE, J.J. HEYMANS, C.J. WALTERS, R. WATSON, D. ZELLER & D. PAULY. 2003. Hundred-year decline of North Atlantic predatory fishes. *Fish Fish.*, 4: 1-24.
- DASKALOV, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 225: 53-63.
- FAO, 1997. *Review of the state of world fishery resources: Marine fisheries*. FAO, Rome.
- FAO, 2011. *Fishery Information, Data and Statistics Unit GFCM capture production 1970-2008*. FISHSTAT J - Universal software for fishery statistical time series.

- FROESE, R. & K. KESNER-REYES. 2002. Impact of fishing on the abundance of marine species. ICES Council Meeting Report CM 12/L: 1-15.
- FROESE, R. & K. KESNER-REYES. 2009. Out of new stocks in 2020: a comment on “Not all fisheries will be collapsed in 2048”. *Mar. Pol.*, 33: 180-181.
- FROESE, R. & D. PAULY. 2011. FishBase. In: R. Froese & D. Pauly (Editors). World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, 9 December, 2011.
- GALIL, B.S. 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Mar. Poll. Bull.*, 55: 314-322.
- GOLANI, D. 1998. Distribution of Lessepsian migrant fish in the Mediterranean. *Italian J. Zool.*, 65 (S1): 95-99.
- HEILEMAN, S., W. PARR & G. VOLOVIK. 2008. Black Sea LME. In: K. Sherman, Hempel G. (Editors), The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A perspective on changing conditions in LMEs of the world's Regional Seas. UNEP Regional Seas, Report and Studies No. 182. United Nations Environment Programme. Kenya, pp 203-218.
- HILBORN, R. & C.J. WALTERS. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Chapman & Hall, London. 570 p.
- JENNINGS, S., J.D. REYNOLDS & S.C. MILLS. 1998. Life history correlates of responses to fisheries exploitation. *Proc. R. Soc. B*, 265: 333–339.
- KATARA, I., G.J. PIERCE, J. ILLIAN & B.E. SCOTT. 2011. Environmental drivers of the anchovy/sardine complex in the Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, 670: 49-65
- LINK, J.S. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean? *Fisheries*, 27: 18-21
- LLEONART, J. 2005. Mediterranean and Black Sea, FAO statistical area 37. In: Review of the state of world marine fishery resources. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 457: 49-64
- MAUNDER, M.N. & A.E. PUNT. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.*, 70: 141–159
- MOUTOPOULOS, D.K. & K.I. STERGIU (2011) The evolution of Greek fisheries during the 1928-1939 period. *Acta Adriat.*, 52: 183-200

- MURAWSKI, S.A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 649–658.
- MYERS, R.A.M & B. WORM (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280-283
- OJAVEER, H., K. AWEBRO, H.M. KARLSDOTTIR & B.R. MACKENZIE. 2007. Swedish Baltic Sea fisheries during 1868–1913: Spatio-temporal dynamics of catch and fishing effort. *Fish. Res.*, 87: 137–145
- PALOMARES, M.L.D. & D. PAULY. 2011. SeaLifeBase. In: M.L.D. Palomares & D. Pauly (Editors). World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, 9 December, 2011.
- PAPACONSTANTINO, C. & H. FARRUGIO. 2000. Fisheries in the Mediterranean. *Medit. Mar. Sci.*, 1: 5-18.
- PAULY, D. 2008. Global fisheries: a brief review. *J. Biol. Res.*, 9: 3-9.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN & C. WALTERS. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 57: 697–706.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN, J. DALSGAARD, R. FROESE & F. JR TORRES. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860–863.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN, S. GUÉNETTE, T.J. PITCHER, U.R. SUMAILA, C.J. WALTERS, R. WATSON & D. ZELLER. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695
- PILLING, G.M., P. APOSTOLAKI, P. FAILLER, C. FLOROS, P.A. LARGE, B. MORALES-NIN, P. REGLERO, K.I. STERGIU & A.C. TSIKLIRAS. 2008. Assessment and management of data-poor fisheries. In: A. Payne, J. Cotter & T. Potter (eds) *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt*. Blackwell Publishing, CEFAS, pp. 280-305.
- PINNEGAR, J.K., N.V.C. POLUNIN & F. BADALAMENTI. 2003. Long-term changes in the trophic level of western Mediterranean fishery and aquaculture landings. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 60: 222–235
- REYNOLDS, J.D., N.K. DULVY, N.B. GOODWIN & J.A. HUTCHINGS. 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. *Proc. R. Soc. B*, 272: 2337–2344.

- RICARD, D., C. MINTO, O.P. JENSEN & J.K. BAUM. 2012. Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database. *Fish Fish.*, in press
- SHERMAN, K. & S. ADAMS. 2010. Sustainable Development of the World's Large Marine Ecosystems during Climate Change: A commemorative volume to advance sustainable development on the occasion of the presentation of the 2010 Goteborg Award. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 232.
- STERGIOU, K.I. & A.C. TSIKLIRAS. 2006. Underrepresentation of regional ecological research output by bibliometric indices. *Ethics Sci. Environ. Polit.*, 2006: 15–17
- STERGIOU, K.I. & A.C. TSIKLIRAS. 2011. Fishing-down, fishing-through and fishing-up: fundamental process versus technical details. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 441: 295-301
- SUMAILA, U.R., A. KHAN, R. WATSON, G. MUNRO, D. ZELLER, N. BARON & D. PAULY. 2007. The World Trade Organization and global fisheries sustainability. *Fish. Res.*, 88: 1–4
- TSIKLIRAS, A.C. 2008. Climate-related geographic shift and sudden population increase of a small pelagic fish (*Sardinella aurita*) in the eastern Mediterranean Sea. *Mar. Biol. Res.*, 4: 477-481.
- TSIKLIRAS, A.C., A. DINOULI & K.I. STERGIOU. 2010. Exploitation pattern of the Mediterranean fisheries. *Comm. Int. Explor. Sci. Médit.*, 39: 683.
- TSIKLIRAS, A.C., V.Z. TSIROS & K.I. STERGIOU. 2012. Assessing the state of Greek marine fisheries resources. *Fish. Manag. Ecol.*, in press
- WORM, B., E.B. BARBIER, N. BEAUMONT, J.E. DUFFY, C. FOLKE, B.S. HALPERN, J.B.C. JACKSON, H.K. LOTZE, F. MICHELI, S.R. PALUMBI, E. SALA, K.A. SELKOE, J.J. STACHOWICZ & R. WATSON. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.
- ZELLER D., W. CHEUNG, D. CLOSE & D. PAULY. 2008. Trends in global marine fisheries-a critical view. In: P. Wrammer, H. Ackefors, M. Cullberg (Editors), *Fisheries, Trade and Development*. Stockholm: Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry. pp. 55-77.

ZWOLINSKI, J.P. & D.A. DEMER. 2012. A cold oceanographic regime with high exploitation rates in the Northeast Pacific forecasts a collapse of the sardine stock. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 109: 4175–4180.

Figure legends

Fig. 1. The number of stocks recorded by GFCM Capture Production per year (A), the combined marine catches of fishes, crustacean and cephalopods (B), the mean trophic level (τ) of the catches (C), the Fishing-in-Balance (FiB) index (D) and the trend in the status of fisheries resources according to the catch-based method (FROESE & KESNER-REYES, 2002) and the official FAO-GFCM statistics (E), in the Mediterranean Sea for the period 1970-2008.

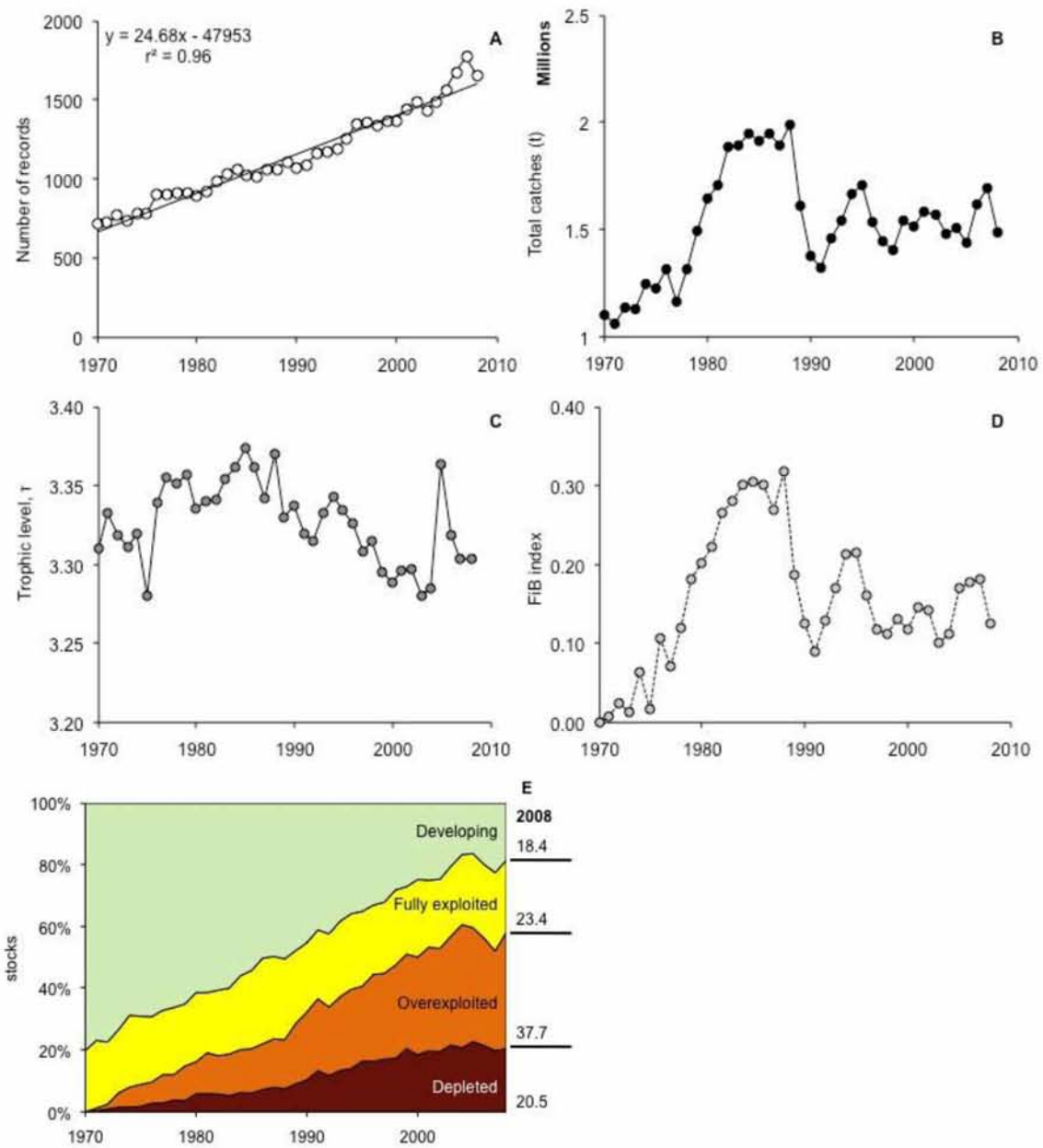


Figure 1. Tsikliras et al.