

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΓΕΩΠΟΝΙΚΩΝ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ
ΤΜΗΜΑ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ ΙΧΘΥΟΛΟΓΙΑΣ
& ΥΔΑΤΙΝΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

ΠΡΟΠΤΥΧΙΑΚΗ ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

**«Πληθυσμιακή δομή του λεοντόψαρου *Pterois miles* (Bennett, 1828)
στο νότιο Αιγαίο Πέλαγος»**

Θεοδώρα Καραγκιασούροβα

ΒΟΛΟΣ, 2024

**“Πληθυσμιακή δομή του λεοντόψαρο *Pterois miles* (Bennett, 1828) στο νότιο
Αιγαίο Πέλαγος”**

Τριμελής Εξεταστική Επιτροπή:

- 1. Δημήτριος Κλαουδάτος**, Μόνιμος Επίκουρος Καθηγητής, Αλιεία, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Επιβλέπων.***
- 2. Δημήτριος Βαφείδης**, Καθηγητής, Βιοποικιλότητα των Θαλάσσιων Βενθικών Ασπόνδυλων και άμεση - έμμεση χρηστικότητα τους, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος.***
- 3. Νικόλαος Νεοφύτου**, Αναπληρωτής Καθηγητής, Υδατοκαλλιέργειες και Περιβάλλον, Τμήμα Γεωπονίας Ιχθυολογίας και Υδάτινου Περιβάλλοντος, Σχολή Γεωπονικών Επιστημών, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, ***Μέλος***

Στην οικογένειά μου..

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Θα ήθελα να εκφράσω τις ειλικρινείς μου ευχαριστίες σε όλους όσους συνέβαλαν στο να φέρω σε πέρας την παρούσα Προπτυχιακή Διπλωματική Εργασία.

Ιδιαίτερα θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Επιβλέποντα της εργασίας αυτής, κ. Δημήτριο Κλαουδάτο για την πολύτιμη βοήθειά του και τη διαρκή υποστήριξή του, τόσο κατά τη συλλογή και ανάλυση των δεδομένων όσο και κατά τη συγγραφή της παρούσας εργασίας. Μέσα από την άψογη συνεργασία, των τριών αυτών χρόνων, μαζί του έμαθα πολλά για τα οποία μόνο ευγνώμων θα μπορούσα να είμαι. Επιπλέον, ευχαριστώ τα υπόλοιπα μέλη της εξεταστικής επιτροπής μου, αποτελούμενη από τους κ. Βαφείδη Δ. και κ. Νεοφύτου Ν., για τις χρήσιμες συμβουλές τους και την καθοδήγησή τους καθ' όλα τα στάδια διεκπεραίωσης της εργασίας, την απεριόριστη πρόσβαση σε χώρους και εξοπλισμό εργαστηρίων.

Ακόμη, θα ήθελα να ευχαριστήσω θερμά τον υποψήφιο διδάκτορα κ. Κονδυλάτο Γ. για την συλλογή των δειγμάτων και δεδομένων και στη συνέχεια την διάθεσή τους για την υλοποίηση αυτής της εργασίας. Θα ήθελα να ευχαριστήσω επίσης, την συνάδελφο και φίλη μου Ζωή Κουλοχέρη για την βοήθειά της στην συλλογή των δεδομένων και την διαρκή συνεργασία της καθ' όλη την διάρκεια της συγγραφής αυτής της εργασίας.

Τέλος, θα ήθελα να εκφράσω τις ευχαριστίες μου στην οικογένειά μου για την αμέριστη συμπαράσταση, βοήθεια και προ πάντων κατανόηση και ανοχή καθ' όλο το χρονικό διάστημα των σπουδών μου. Χωρίς εκείνους τίποτα από αυτά δεν θα ήταν εφικτό και δεν θα έφτανα ως εδώ.

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Το λεοντόψαρο (*Pterois miles*) θεωρείται ένας από τους πιο επιτυχημένους λεσσεψιανούς μετανάστες. Η εξάπλωση του στην Μεσόγειο έχει επιφέρει σημαντικές κοινωνικές, οικονομικές και οικολογικές συνέπειες. Η παρούσα μελέτη στοχεύει στον εμπλουτισμό της βιβλιογραφίας σχετικά με την δομή του πληθυσμού του λεοντόψαρου και της βιολογίας του, στην περιοχή του Νότιου Αιγαίου.

Για τους σκοπούς της μελέτης, πραγματοποιήθηκαν πειραματικές δειγματοληψίες, μεταξύ Απρίλιο του 2021 και Μάρτιο 2022, στο Νοτιοανατολικό τμήμα της νήσου Ρόδου. Συνολικά, συλλέχθηκαν 363 άτομα *P. miles*, για τα οποία μετρήθηκαν τα μορφομετρικά και βιολογικά χαρακτηριστικά. Επιπλέον, μετρήθηκαν τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά των 632 ωτολίθων που εξήχθησαν από το κρανίο των ιχθύων.

Τα μεγέθη και βάρη των ψαριών βρέθηκαν να ταιριάζουν με αυτά της διεθνούς βιβλιογραφίας. Τα αρσενικά άτομα του πληθυσμού παρουσίασαν μεγαλύτερες τιμές στα μορφομετρικά χαρακτηριστικά σε σχέση με τα θηλυκά. Μεγαλύτερες τιμές στα μορφομετρικά ανιχνεύτηκαν στην Περιοχή δειγματοληψίας 3 και την περίοδο του καλοκαιριού. Θετική αλλομετρία ανιχνεύτηκε για την σχέση μήκους-βάρους σώματος και αρνητική για την σχέση μήκους-ύψους σώματος.

Η αναλογία θηλυκών προς αρσενικών για ολόκληρο τον πληθυσμό δεν διέφερε στατιστικώς από την αναλογία 1:1. Η αναλογία αυτή ήταν σημαντικά μικρότερη (1:2.08) σε μήκη μεγαλύτερα των 31 cm, όπου κυριαρχούσαν τα αρσενικά. Από τις υψηλές τιμές του γοναδοσωματικού δείκτη τον Ιούλιο και Αύγουστο εκτιμήθηκε ότι η αναπαραγωγική περίοδος λαμβάνει χώρα κατά την διάρκεια του καλοκαιριού. Ο πληθυσμός έφτασε στο μήκος πρώτης γεννητικής ωριμότητας (L_{50}) σε μήκος σώματος

22.44 εκατοστών και ηλικία 2.1 ετών. Τα θηλυκά υπολογίστηκε ότι ωριμάζουν στην ηλικία των 2.18 ετών με μέσο μήκος 22.9 cm και τα αρσενικά σε ηλικία 1.97 ετών σε μέσο μήκος 22 cm.

Ο πληθυσμός αποτελούνταν από πέντε ηλικιακές κλάσεις, με πολυπληθέστερη την 3^η (41.5%). Σύμφωνα με την εξίσωση Von Bertalanffy, το ασυμπτωτικό μήκος (L_{∞}) του πληθυσμού υπολογίστηκε στα 45.35 cm, ο ρυθμός προσέγγισης του ασυμπτωτικού μήκους (K) υπολογίστηκε σε 0.18 και η υποθετική ηλικία, στην οποία το ψάρι θα είχε μηδενικό μήκος, (t_0) υπολογίστηκε σε -1.55. Ο δείκτης αύξησης Φ' υπολογίστηκε σε 2.59 με τα θηλυκά να παρουσιάζουν μεγαλύτερο ρυθμό ανάπτυξης από τα αρσενικά. Τα αρσενικά εμφάνισαν μεγαλύτερο L_{∞} και t_0 σε σχέση με τα θηλυκά, αλλά μικρότερο K. Το σημείο καμπής, όπου ο ρυθμός αύξησης του πληθυσμού αρχίζει να επιβραδύνεται, υπολογίστηκε στα 4.3 έτη για το σύνολο του πληθυσμού, 4.5 έτη για τα αρσενικά και 3.8 έτη για τα θηλυκά. Η μέγιστη ηλικία υπολογίστηκε στα 14.4 έτη. Το άριστο μήκος αλίευσης (L_{opt}) υπολογίστηκε στα 25.3 εκατοστά.

Ο πληθυσμός εκτιμήθηκε ότι υπόκειται σε υποεκμετάλευση με την φυσική θνησιμότητα ($M=0.45$) και την αλιευτική ($F=0.42$) να ταυτίζονται, δίνοντας έναν δείκτη εκμετάλλευσης 0.49. Η ολική θνησιμότητα (Z) υπολογίστηκε στο 0.88.

Οι ωτόλιθοι των αρσενικών ήταν σημαντικά μεγαλύτεροι σε πλάτος σε σχέση με εκείνους των θηλυκών και αντίστοιχα οι αριστεροί σε σχέση με τους δεξιούς. Επιπλέον, οι ωτόλιθοι από την Περιοχή δειγματοληψίας 3 εμφάνισαν μεγαλύτερες τιμές στα μορφομετρικά τους χαρακτηριστικά σε σχέση με τις άλλες περιοχές δειγματοληψίας. Οι ωτόλιθοι έδειξαν μια τάση για αύξηση στο πλάτος παρά στο μήκος. Τέλος, η συσχέτιση των ωτολίθων με το μήκος και βάρος των ατόμων έδειξε μια επιβράδυνση του ρυθμού ανάπτυξης με την πάροδο του χρόνου.

Λέξεις Κλειδιά: *Pterois miles*, λεοντόψαρο, λεσσεψιανοί μετανάστες, ωτόλιθοι, Νότιο

Αιγαίο, δυναμική πληθυσμού

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ	1
1.1.Μορφολογία:	1
1.2.Συστηματική κατάταξη του είδους	2
1.3.Δηλητηρίαση	2
1.4.Διατροφικές συνήθειες	3
1.5.Βιότοπος	4
1.6.Γεωγραφική κατανομή	4
1.7.Αναπαραγωγή	4
1.8.Ωτόλιθοι, ηλικία και ανάπτυξη	5
1.9.Επιδράσεις στο οικοσύστημα και τον άνθρωπο	6
1.10.Έλεγχος και διαχείριση του είδους	8
1.11.Στόχος εργασίας	10
2.ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ.....	11
2.1. Περιοχή, τρόποι και συνθήκες δειγματοληψίας.....	11
2.2.Μέτρηση μορφομετρικών και βιολογικών χαρακτηριστικών	13
2.3.Υπολογισμός βιολογικών δεικτών	14
2.4.Γονάδες και ωριμότητα	16
2.5.Μαθηματικός υπολογισμός ηλικίας και ρυθμού ανάπτυξης	16
2.6.Θνησιμότητα, άριστο μήκος και ρυθμός εκμετάλλευσης	17
2.9.Ωτόλιθοι	20
2.9.1.Καθαρισμός και προετοιμασία ωτολίων.....	20
2.9.2.Μορφομετρικές μετρήσεις.....	20
2.9.3.Ανάγνωση δακτυλίων	22
2.10.Στατιστική ανάλυση δεδομένων.....	23
3.ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	25
3.1.Περιγραφική στατιστική	25
3.1.1.Μορφομετρικά χαρακτηριστικά	25
3.1.2.Βιολογικά χαρακτηριστικά	25
3.2.Επαγωγική στατιστική	26
3.2.1.Σχέση αρσενικών-θηλυκών με μορφομετρικά χαρακτηριστικά	26
3.2.2.Σχέσεις μορφομετρικών χαρακτηριστικών με τις περιοχές.....	29
3.2.3.Σχέσεις μορφομετρικών χαρακτηριστικών με τις εποχές.....	32
3.3.Ιστογράμματα συχνοτήτων	36

3.3.1.Ιστόγραμμα μήκους ολικού πληθυσμού	36
3.3.2.Ιστόγραμμα συχνοτήτων θηλυκών ατόμων	36
3.3.3. Ιστόγραμμα συχνοτήτων αρσενικών ατόμων	37
3.3.4.Ιστόγραμμα συχνοτήτων βάρους.....	38
3.4.Αλλομετρικές σχέσεις	39
3.5.Φυλετική αναλογία.....	44
3.5.1.Φυλετική αναλογία στο συνολικό δείγμα.....	44
3.5.2.Εποχιακή φυλετική αναλογία	46
3.5.3.Φυλετική αναλογία με βάση την Περιοχή δειγματοληψίας	47
3.6.Γοναδοσωματικός δείκτης.....	48
3.6.1.Φυλετική διακύμανση.....	48
3.6.2. Εποχιακή διακύμανση	49
3.6.3.Χωρική διακύμανση	50
3.6.4. Φυλετική και εποχιακή διακύμανση.....	51
3.6.5. Φυλετική και χωρική διακύμανση.....	55
3.7.Ηπατοσωματικός δείκτης	56
3.7.1.Φυλετική διακύμανση.....	56
3.7.2.Εποχιακή διακύμανση	57
3.7.3. Χωρική διακύμανση	58
3.7.5. Φυλετική και χωρική διακύμανση.....	59
3.7.4.Φυλετική και εποχιακή διακύμανση.....	60
3.8.Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton	63
3.8.1.Φυλετική διακύμανση.....	63
3.8.2.Εποχιακή διακύμανση	63
3.8.3.Χωρική διακύμανση	64
3.9.Ηλικιακή κατανομή- Bhattacharya	65
3.10.Ανάπτυξη (Εξίσωση Von Bertalanffy, σημείο καμπής και μέγιστη ηλικία)	70
3.10.1.Ανάπτυξη θηλυκών ατόμων.....	72
3.10.2.Ανάπτυξη αρσενικών ατόμων.....	73
3.11.Πρώτη γενετική ωρίμανση	74
3.12. Θνησιμότητα, άριστο μήκος και ρυθμός εκμετάλλευσης	75
3.13.Ωτόλιθοι	77
3.13.1. Σύγκριση δεξιών-αριστερών ωτολίων.....	77
3.13.2.Σύγκριση αρσενικών-θηλυκών ωτολίων	80
3.13.3.Σχέση ωτολίων με την περιοχή δειγματοληψίας	82

3.13.4.Αλλομετρία.....	85
3.13.5.Ανάγνωση δακτυλίων	87
3.13.6.Κρυσταλλοποίηση	89
4.ΣΥΖΗΤΗΣΗ.....	90
5.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑ	98
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	99

1.ΕΙΣΑΓΩΓΗ

1.1.Μορφολογία:

Το είδος *Pterois miles* (Bennett, 1828), γνωστό και ως «devil firefish» έχει κοκκινωπό προς καστανό και γκρι χρωματισμό με λευκές λωρίδες στο κεφάλι και το σώμα του και διάσπαρτες μαύρες βούλες στο ουραίο και τα εδρικά πτερύγια (Εικόνα 1). Φέρει σαρκώδη πλοκάμια κάτω από το στόμα του και πάνω από τα μάτια του και έχει 13 σκληρές με 9-11 μαλακές ραχιαίες άκανθες και 3 σκληρές εδρικές με 6-7 μαλακές (NOAA, 2023). Μορφολογικά και βιολογικά είναι παρόμοιο με το συγγενικό του είδος *Pterois volitans* προκαλώντας πολλές φορές σύγχυση σε όσους καλούνται να τα ξεχωρίσουν. Η διάκρισή τους μπορεί να γίνει μόνο με την ανίχνευση μικρών διαφορών στον αριθμό των ακάνθων των πλευρικών και των εδρικών πτερυγίων (Schultz, 1986) ή με την ανάλυση του μιτοχονδρικού DNA τους (Hamner et al., 2007; Kochzius et al., 2003). Τα ψάρια του γένους *Pterois* αποκαλούνται και λεοντόψαρα.



Εικόνα 1. Άτομο του είδους *Pterois miles*. Η φωτογραφία προέρχεται από την Αίγυπτο (Patzner, 2004).

1.2.Συστηματική κατάταξη του είδους

- **Kingdom** - Animalia
- **Φύλο** - Chordata
- **Υποφύλο** - Vertebrata
- **Κλάση** - Actinopterygii
- **Τάξη** - Scorpaeniformes
- **Οικογένεια** - Scorpaenidae
- **Γένος** - *Pterois*
- **Είδος** – *miles* (NOAA, 2023)

1.3.Δηλητηρίαση

Στα λεοντόψαρα, εκτός των ουραίων, όλα τα αγκάθια, τα 13 ραχιαία, τα 3 εδρικά και τα 2 κοιλιακά, είναι δηλητηριώδη. Κάθε ένα περιβάλλεται εξωτερικά από μια περιτοναϊκή θήκη ή δέρμα και εσωτερικά από 2 αυλακώσεις από αδενικό επιθήλιο που παράγουν το δηλητήριο. Ο αδενικός ιστός των αγκαθιών καταλαμβάνει περίπου τα τρία τέταρτα της απόστασης μεταξύ της βάσης της σπονδυλικής στήλης και της άκρης του αγκαθιού (Halstead et al., 1955).

Η δηλητηρίαση προκύπτει όταν το αγκάθι συμπιέζεται καθώς εισέρχεται στο θύμα. Η συμπίεση αυτή προκαλεί την σχίση του αδένου επιτρέποντας τη διάχυση του δηλητηρίου στο εσωτερικό του θύματος (Saunders & Taylor, 1959). Η τοξίνη που περιέχεται στο αγκάθι των λεοντόψαρων αποτελείται από την ακετυλοχολίνη και μια νευροτοξίνη που επηρεάζει τη μετάδοση σημάτων μεταξύ του νευρικού συστήματος και των μυών προκαλώντας παράλυση στο θύμα (Cohen & Olek, 1989). Έχει βρεθεί δε ότι το δηλητήριο των λεοντόψαρων μπορεί να προκαλέσει καρδιαγγειακά, νευρομυϊκά και κυτταρολυτικά προβλήματα, με ήπιες επιδράσεις όπως πρήξιμο έως ακραίο πόνο

και παράλυση σε άνω και κάτω άκρα (αναλόγως την περιοχή του τσιμπήματος) (Kizer et al., 1985; Vetrano et al., 2002). Η έκταση των επιδράσεων του στον άνθρωπο εξαρτάται από διάφορους παράγοντες όπως η ποσότητα του δηλητηρίου, η κατάσταση του ανοσοποιητικού συστήματος του θύματος και η περιοχή του τσιμπήματος. Αντίδοτο από το δηλητήριο του συγγενικού πετρόψαρου *Synanceia ssp.*, καταπολεμάει αποτελεσματικά τη δηλητηρίαση (Church & Hodgson, 2002; Shiomi et al., 1989).

1.4.Διατροφικές συνήθειες

Τα λεοντόψαρα είναι αρπακτικά ψάρια που κυνηγούν την νύχτα (NOAA, 2023). Προσεγγίζουν αργά την λεία τους (Côté & Maljković, 2010), στήνουν ενέδρα και χρησιμοποιώντας τα απλωμένα, σαν βεντάλια, θωρακικά τους πτερύγια την καταδιώκουν και την «στριμώχνουν» (NOAA, 2023). Το *P.miles* τρέφεται κυρίως με ψάρια αλλά και διάφορα καρκινοειδή. Οι διατροφικές του συνήθειες ποικίλουν ανάλογα με τον τύπο του ενδιαιτήματος και τη διαθεσιμότητα της λείας (Morris et al., 2009; Savva et al., 2020) ενώ έχει και την ικανότητα να τραφεί με μία μεγάλη ποικιλία θηραμάτων (Côté & Maljković, 2010; Fishelson, 1975, 1997; NOAA, 2023). Στην Ανατολική Μεσόγειο φαίνεται ότι η κύρια πηγή τροφής του είναι το *Chromis chromis* (L. 1758) που ακολουθείται από το *S. smaris* (L. 1758) (Savva et al., 2020). Σύμφωνα με τον Fishelson (1997), το συγγενικό *Pterois volitans* μπορεί να καταναλώσει περίπου το 2,5 - 6,0% του σωματικού του βάρους ανά ημέρα στους 25 - 26 °C ενώ έχει και την δυνατότητα να διαστείλει το στομάχι του πάνω 30 φορές σε όγκο για να καταναλώσει ένα μεγαλύτερο γεύμα.

1.5.Βιότοπος

Το *P. miles* είναι είδος που διαβιεί σε θαλασσινά νερά, σε βάθη από 1 έως και 300 μέτρα. Μπορεί να βρεθεί σε μια πληθώρα ενδιαιτημάτων θερμών τροπικών νερών από κοραλλιογενείς υφάλους μέχρι και σε μαλακά υποστρώματα με υδρόβια βλάστηση (NOAA, 2023). Σύμφωνα με τον Savva et al. (2020) η πλειοψηφία των λεοντόψαρων στην Ανατολική Μεσόγειο φαίνεται να προτιμούν σκληρά υποστρώματα, βραχώδεις και τεχνητούς υφάλους.

1.6.Γεωγραφική κατανομή

Πρόκειται για ένα τροπικό είδος ενδημικό στον Ινδικό Ωκεανό, την Κόκκινη Θάλασσα, στην Νότια Αφρική, το Περσικό Κόλπο, και ανατολικά στη Σουμάτρα της Ινδονησίας (Kulbicki et al., 2012). Σήμερα, το *P. miles* έχει μεταναστεύσει και εγκατασταθεί σε διάφορες περιοχές του πλανήτη, από τον βορειοδυτικό Ατλαντικό και την Καραϊβική (Morris et al., 2009) έως και την Μεσόγειο (Golani & Sonin, 1992) και το Αιγαίο (Zenetos et al., 2015). Συγκεκριμένα, η πρώτη καταγεγραμμένη εμφάνιση του στην Μεσόγειο έγινε τον Ιούλιο του 1991 στα ανοιχτά του Ισραήλ (Golani & Sonin, 1992), στην Κύπρο το 2012 (Jimenez et al., 2016), στο Αιγαίο, όπου εντοπίστηκε στην περιοχή της Ρόδου, το 2015 (Zenetos et al., 2015) και προσφάτως το 2019 έκανε την εμφάνισή του στην Αδριατική Θάλασσα (Di Martino & Stancanelli, 2021).

1.7.Αναπαραγωγή

Το *P. miles* είναι γονοχωριστικό είδος (Fishelson, 1975). Σύμφωνα με τον Fishelson (1975), τα αρσενικά και το θηλυκά λεοντόψαρα ερωτοτροπούν τις ώρες λίγο πριν νυχτώσει και συνεχίζουν την νύχτα, κυκλώνοντας το ένα το άλλο με πλευρικές

κινήσεις. Στην συνέχεια, τα θηλυκά απελευθερώνουν τα αυγά τους με την μορφή δύο μαζών, οι οποίες αφού γονιμοποιηθούν από τα αρσενικά κατευθύνονται προς την επιφάνεια. Η μάζες αποτελούνται από τα αυγά συγκολλημένα με βλέννα η οποία διαλύεται τις πρώτες μέρες έτσι ώστε τα αυγά και έπειτα οι νύμφες να επιπλέουν ελεύθερα στην υδάτινη στήλη. Ένα θηλυκό απελευθερώνει περίπου 2 εκατομμύρια αυγά τον χρόνο (NOAA, 2023).

1.8.Ωτόλιθοι, ηλικία και ανάπτυξη

Οι ωτόλιθοι αποτελούν εναποθέσεις ανόργανου υλικού, συνήθως ανθρακικού ασβεστίου και κυρίως αραγωνίτη, που βρίσκονται στο εσωτερικό αφτί των ψαριών (Panfili et al., 2002; Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018). Στους τελεόστεους ιχθύες υπάρχουν τρία ζευγάρια ωτολίθων, το sagitta ή τοξοειδής, το lapillus και το asteriscus. Τα διαφορετικά είδη ωτολίθων έχουν διαφορετικό μέγεθος και σχήμα. Με βάση το διαφορετικό τους σχήμα χρησιμοποιούνται στην φυλογένεση, στην αναγνώριση ειδών καθώς και στον διαχωρισμό πληθυσμών και ιχθυαποθεμάτων (Battaglia et al., 2010; Panfili et al., 2002). Το ζευγάρι των τοξοειδών είναι το μεγαλύτερο από τα τρία και αυτό που χρησιμοποιείται συχνότερα για την εκτίμηση της ηλικίας (Panfili et al. 2002, Νεοφύτου & Νεοφύτου 2018).

Στις περιόδους κατά τις οποίες γίνεται εναπόθεση περισσότερου αραγωνίτη δημιουργούνται στον ωτόλιθο οι αδιαφανείς ζώνες ή αλλιώς οι αδιαφανείς δακτύλιοι. Οι περίοδοι αυτοί χαρακτηρίζονται από ταχεία ανάπτυξη. Αντίστοιχα, κατά τις περιόδους λιγότερης εναπόθεσης αραγωνίτη στον ωτόλιθο, δημιουργούνται οι διάφανες (υαλώδεις) ζώνες ή διάφανοι δακτύλιοι και οι περίοδοι αυτοί χαρακτηρίζονται από βραδεία ανάπτυξη για το ψάρι (Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018). Η διαδικασία αυτή

δεν σταματάει καθ' όλη την διάρκεια της ζωής του ψαριού και γι' αυτό η χρήση τους στην εκτίμηση της ηλικίας υπερτερεί σε σχέση με άλλα μέρη του σώματος όπως τα λέπια (Panfili et al., 2002). Η εκτίμηση της ηλικίας του ψαριού από τους ωτόλιθους στηρίχθηκε αρχικά πάνω στην εναλλαγή των διαφανών και αδιαφανών ζωνών (Νεοφύτου & Νεοφύτου 2018). Σήμερα, μαθηματικά μοντέλα και εξισώσεις έχουν αντικαταστήσει εν μέρη την παραδοσιακή αυτή μέθοδο η οποία εκτός από χρονοβόρα και κοστοβόρα στηρίζεται σε μεγάλο βαθμό στην υποκειμενικότητα του αναγνώστη και υπόκειται σε πολλά σφάλματα.

1.9. Επιδράσεις στο οικοσύστημα και τον άνθρωπο

Η εισβολή των χωροτακτικών *Pterois miles* και *Pterois volitans* στον δυτικό Ατλαντικό ξεκίνησε στα μέσα της δεκαετίας του '80 αλλά ο πληθυσμός τους αυξήθηκε δραματικά μόλις στις αρχές του 21^{ου} αιώνα (NOAA, 2022). Σήμερα, τα λεοντόψαρα έχουν εγκατασταθεί με επιτυχία στον δυτικό Ατλαντικό με επιβεβαιωμένες σοβαρές επιπτώσεις στην βιοποικιλότητα και το θαλάσσιο περιβάλλον του ενδημικού οικοσυστήματος (Albins & Hixon, 2008; Côté et al., 2013; Côté & Smith, 2018; Morris & Whitfield, 2009; Schofield, 2009). Οι Côté & Smith (2018) αναφέρουν μάλιστα, πως η εισβολή των λεοντόψαρων στον δυτικό Ατλαντικό είναι μέχρι και σήμερα από τις ταχύτερες και πιο επιβλαβείς οικολογικά εισβολές θαλάσσιων ψαριών. Οι ίδιοι συγγραφείς υποστηρίζουν ότι η επιτυχημένη εξάπλωση και εγκατάσταση των λεοντόψαρων, στον Ατλαντικό Ωκεανό, είναι αποτέλεσμα διαφόρων βιολογικών χαρακτηριστικών του, μεταξύ των οποίων η μεγάλη οικοφυσιολογική ανοχή τους, η γενικευμένη διαίτά τους, η παρουσία ελάχιστων θηρευτών τους στην περιοχή, η ταχεία ανάπτυξη και τα χαρακτηριστικά της αναπαραγωγής τους, την συμβολή των οποίων τονίζουν και οι Morris et al. (2011).

Όσον αφορά τις διατροφικές τους συνήθειες, αυτές φαίνεται να προκαλούν δύο μεγάλα προβλήματα στον δυτικό Ατλαντικό. Αρχικά, τα λεοντόψαρα τρέφονται, μεταξύ άλλων, με ψάρια που αποτελούν λεία οικονομικά σημαντικών ενδημικών ψαριών όπως οι σφυρίδες. Αυτό σημαίνει ότι η εξάπλωσή τους στις περιοχές αυτές επηρεάζει αρνητικά την οικονομία των ψαράδων που εξαρτώνται από την αλιεία αυτών των ψαριών. Σύμφωνα, με μελέτη των Albins & Hixon (2008) με την εισαγωγή του συγγενικού *Pterois voltaris* στο οικοσύστημα πειραματικών υφάλων στις Μπαχάμες κατά τη διάρκεια μιας περιόδου πέντε εβδομάδων παρατηρήθηκε μείωση κατά 79% στην στρατολόγηση ψαριών. Παράλληλα, πολλές φορές τα λεοντόψαρα τρέφονται με ψάρια βοσκητές των φυκών στους κοραλλιογενείς υφάλους. Τα ψάρια αυτά καθαρίζουν τους υφάλους και δεν αφήνουν τα φύκη να αναπτύσσονται ανεξέλεγκτα. Η θήρευση επομένως αυτών των ψαριών από τα λεοντόψαρα ασκεί πρόσθετη πίεση στους υφάλους που ήδη αγωνίζονται να επιβιώσουν από την αύξηση των θερμοκρασιών της κλιματικής αλλαγής, την ανθρώπινη ρύπανση και τις ασθένειες. Το γεγονός αυτό έχει οδηγήσει στην εξαφάνιση 7 ειδών κοραλλιών στην περιοχή του δυτικού Ατλαντικού Ωκεανού όπου εισέβαλαν τα λεοντόψαρα (NOAA 2022). Τέλος, οι Hare & Whitfield, (2003) επισημαίνουν την ανησυχία τους σχετικά με την θήρευση των κορυφαίων θηρευτών στα οικοσυστήματα που εισβάλουν τα λεοντόψαρα, γεγονός που τους επιτρέπει την πρόσβαση σε περισσότερη τροφή και οδηγεί σε μεγαλύτερη ανάπτυξη και εξάπλωσή τους.

Έχουν επίσης παρατηρηθεί και οι επιπτώσεις της εμφάνισης των λεοντόψαρων στις τουριστικές δραστηριότητες αναψυχής στις ακτές των νοτίων ΗΠΑ και της Καραϊβικής. Παρά τις προειδοποιητικές πινακίδες που υπάρχουν σε ορισμένες παραλίες που ενημερώνουν για τον κίνδυνο των αγκαθιών του λεοντόψαρου παρατηρούνται περιστατικά δηλητηρίασης. Με την αύξηση του πληθυσμού τους

αυξάνονται και τα περιστατικά δηλητηρίασης και μειώνονται οι δραστηριότητες αναψυχής με επακόλουθη οικονομική ζημία (Morris et al. 2009).

Στην Μεσόγειο η εισβολή του ξενικού και χωροτακτικού *P.miles* αποτελεί μία από τις πιο πρόσφατες εισβολές λεσσεψιανών μεταναστευτικών ψαριών (Bariche et al., 2017; Dimitriou et al., 2019; Stern et al., 2019). Όπως προαναφέρθηκε, το λεοντόψαρο πρωτοεμφανίστηκε στη Μεσόγειο το 1991 (Golani & Sonin 1992). Για τις επόμενες 2 δεκαετίες δεν υπήρξαν καταγραφές, μέχρι το 2012 που ξανά εμφανίστηκε στον Λίβανο (Bariche et al., 2013) και έπειτα εξαπλώθηκε σε όλη την Μεσόγειο, από την Τυνησία (Dailianis et al., 2016) μέχρι και την Τουρκία (Özbek et al., 2017). Κρίνοντας από την ταχεία επέκτασή του προς τα δυτικά στον Ατλαντικό, οι Kleitou et al. (2019) υποστηρίζουν ότι η μεσογειακή εισβολή θα έχει εκτεταμένες οικολογικές επιπτώσεις, προκαλώντας φόβο στους άμεσα εμπλεκόμενους, όπως οι αλιείς.

1.10.Έλεγχος και διαχείριση του είδους

Στον βόρειο-δυτικό Ατλαντικό η καταστροφική εξάπλωση των *P.miles* και *P.volitans* πυροδότησε μία σειρά από ενέργειες και προγράμματα για την διαχείρισή τους. Η γρήγορη εισβολή και εγκατάσταση του *P.miles* στην Μεσόγειο Θάλασσα έχει προκαλέσει την ανησυχία της ντόπιας επιστημονικής κοινότητας και των αλιέων. Με τον κίνδυνο λοιπόν η Μεσόγειος να βιώσει τα ίδια προβλήματα με τον δυτικό Ατλαντικό, πολλά προγράμματα διαχείρισης και ελέγχου των λεοντόψαρων έχουν προταθεί και υλοποιηθεί στις περιοχές εξάπλωσης του. Τα έργα αυτά στοχεύουν στον περιορισμό και την απομάκρυνσή του.

Οι Morris et al. (2009) αναφέρουν ένα πρόγραμμα θανάτωσης λεοντόψαρων των ειδών *P.volitans* και *P.miles*, στις Βερμούδες το 2006, όπου προσφέρονταν

εκπαιδευτικά προγράμματα κατάρτισης των συμμετεχόντων στην κατάδυση και αλιεία των λεοντόψαρων με ψαροντούφεκο. Επιπλέον, αναφέρουν την ύπαρξη νομοθεσίας που επιτρέπει και προτρέπει την θανάτωση λεοντόψαρων, στην περιοχή, από το 2005. Προσπάθειες είχαν γίνει και να εντάξουν το ψάρι στην διατροφή των πολιτών. Στα πλαίσια της απομάκρυνσής των λεοντόψαρων από την περιοχή αναπτύχθηκε και πρόγραμμα «υιοθεσίας» υφάλου όπου οι πολίτες μπορούσαν πληρώνοντας να προστατεύσουν τον ύφαλο από την εισβολή των λεοντόψαρων.

Στην Ελλάδα και την Μεσόγειο έχουν αναπτυχθεί αντίστοιχα προγράμματα αντιμετώπισης του χωροκατακτητικού *P. miles*. Στα πλαίσια του προγράμματος LIONHARE μεταξύ Απριλίου 2021 και 2023 με συνεργασία του ΕΛΚΕΘΕ, Πανεπιστημίου Πατρών και Πανεπιστημίου Κρήτης, ερασιτέχνες και επαγγελματίες ψαράδες κλήθηκαν να συμμετέχουν στην συλλογή και περιορισμό του είδους. Μερικοί από τους στόχους του έργου ήταν η οικολογική και βιολογική μελέτη του είδους και η εύρεση των κατάλληλων εργαλείων και τεχνικών για τον περιορισμό των πληθυσμών του. Παράλληλα, το έργο προσέφερε δράσεις ενημέρωσης του κοινού για τους κινδύνους που συνεπάγεται η εισβολή του λεοντόψαρου στο Αιγαίο καθώς και προτάσεις ένταξής του στην διατροφή του κοινού (περισσότερες πληροφορίες σχετικά με το έργο μπορεί κανείς να βρει στο <https://lionhare.hcmr.gr/>) (LIONHARE, 2021). Στην Κύπρο, αντίστοιχο πρόγραμμα το RELIONMED διήρκεσε 5 χρόνια, από το 2017 έως και το 2022, βοήθησε στη μελέτη της επέκτασης του λεοντόψαρου στην περιοχή (Kleitou et al., 2019).

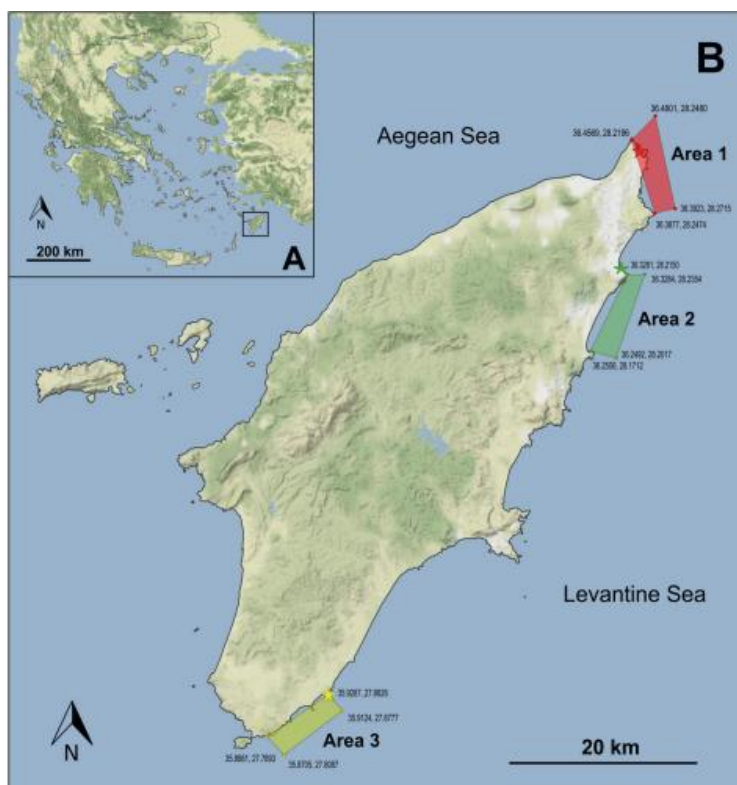
1.11.Στόχος εργασίας

Στόχος της παρούσας εργασίας ήταν η μελέτη της πληθυσμιακής δομής και των βιολογικών χαρακτηριστικών του *P. miles* στο νότιο Αιγαίο. Μελετήθηκε η αναπαραγωγική οικολογία και η πληθυσμιακή δομή του *P.miles* στη διάρκεια του έτους. Επιπλέον, μελετήθηκε η πληθυσμιακή δυναμική και τα βιολογικά χαρακτηριστικά του υπό μελέτη πληθυσμού. Τα αποτελέσματα της μελέτης μπορούν να συμβάλουν στην ανάπτυξη αποτελεσματικών στρατηγικών διαχείρισης για τον περιορισμό της εξάπλωσης αυτού του χωροκατακτητικού λεσσεψιανού μετανάστη.

2.ΥΛΙΚΑ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ

2.1. Περιοχή, τρόποι και συνθήκες δειγματοληψίας

Περιοχή μελέτης ορίστηκε η Ανατολική πλευρά της νήσου Ρόδου. Στην Εικόνα 2 παρουσιάζονται οι 3 περιοχές δειγματοληψίας. Οι περιοχές επιλέχθηκαν έπειτα από πληροφόρηση από τους ντόπιους αλιείς για τις περιοχές με την μεγαλύτερη συγκέντρωση λεοντόψαρων. Από τον Απρίλιο του 2021 έως και τον Μάρτιο του 2022 πραγματοποιήθηκαν συνολικά 72 καλάδες, 36 με μανωμένα δίχτυα και 36 με απλάδια δίχτυα. Δεδομένου ότι στόχος ήταν να απεικονιστούν τα πραγματικά δεδομένα των αλιευμάτων της τοπικής παράκτιας αλιείας χρησιμοποιήθηκαν τα παραπάνω αλιευτικά εργαλεία τα οποία χρησιμοποιούνται πιο συχνά από τους αλιείς της περιοχής.



Εικόνα 2. Χάρτης της περιοχής μελέτης και των σταθμών δειγματοληψίας. (Α) Χάρτης της Ελλάδας με την περιοχή της Ρόδου περιγεγραμμένη. (Β) Χάρτης της Ρόδου με τις 3 χρωματισμένες περιοχές δειγματοληψίας. Με αστέρι παρουσιάζονται τα κύρια αλιευτικά πεδία.

Η δειγματοληψία και στις τρεις περιοχές πραγματοποιήθηκε σε βάθη μεταξύ 8 και 35 μέτρων. Η ανάπτυξη των διχτύων γινόταν μόλις πριν από την Δύση του ήλιου, παράλληλα με την ακτογραμμή ενώ η ανάσυρση των διχτύων γινόταν τις πρώτες πρωινές ώρες. Κάθε καλάδα διαρκούσε περίπου 12,5 ώρες ± 15 λεπτά. Τα απλάδια δίχτυα είχαν μήκος 600 μέτρων, ύψος 1,7 μέτρων και 22 mm άνοιγμα ματιού. Αντίστοιχα, τα μανωμένα δίχτυα είχαν μήκος 600 μέτρων, 1,7 μέτρα ύψος και άνοιγμα ματιού 24-32/130 mm.

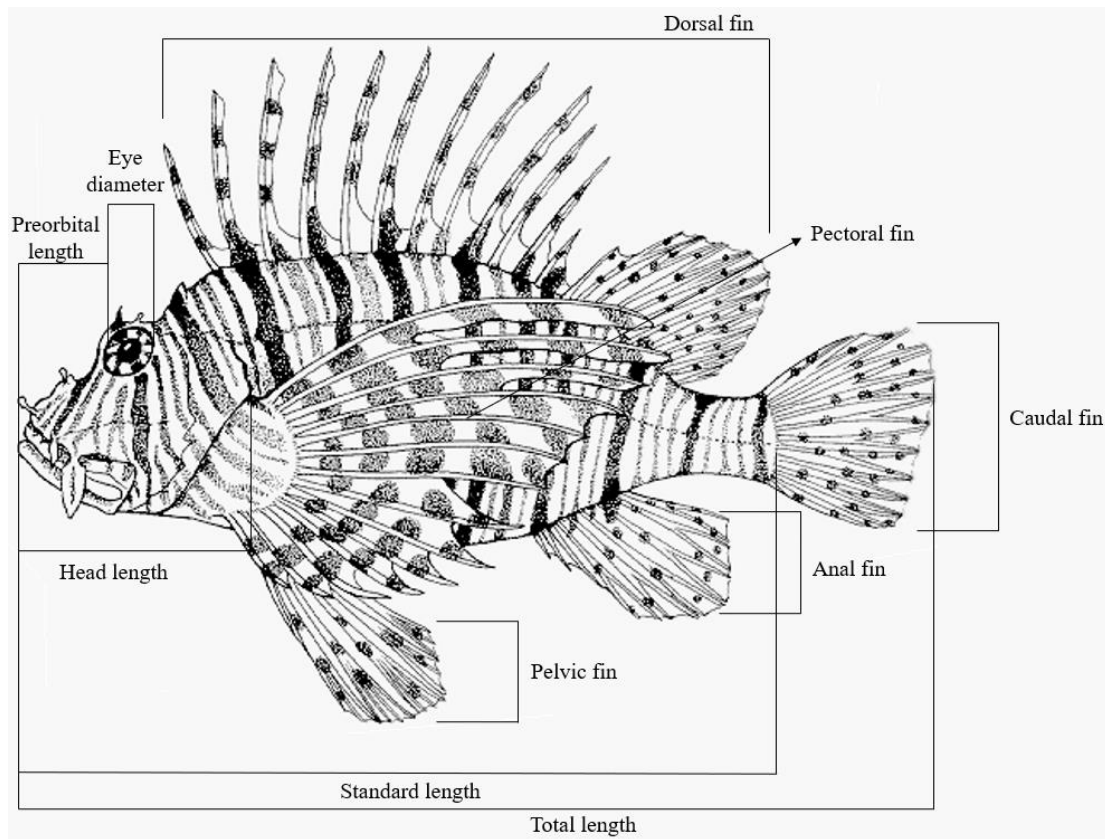
Η ελάχιστη καταγεγραμμένη θερμοκρασία κατά την διάρκεια των δειγματοληψιών ήταν οι 17°C, από το τέλος του χειμώνα και τις αρχές της άνοιξης, ενώ η μέγιστη περίπου 28°C καταγράφηκε στα μέσα του καλοκαιριού. Στα βάθη των 20-30 μέτρων η θερμοκρασία δεν ξεπέρασε ποτέ τους 25°C. Η μέση θερμοκρασία στο διάστημα των δειγματοληψιών ήταν στους $21,12 \pm 3,04$ °C και η μέση αλατότητα στο $39,25 \pm 0,16$ ppt.

Στην περιοχή 1 το υπόστρωμα ήταν βραχώδες με την παρουσία ελάχιστου χονδρόκοκου ιζήματος κάτι το οποίο άλλαζε στα βάθη των 10-25 m όπου η περιοχή καταλαμβάνονταν κυρίως από άμμο. Νότια της περιοχής 1 σε βάθη νερού 20-25 m βρέθηκαν αραιές συστάδες λιβαδιών *Posidonia oceanica*. Σε βάθη νερού μεγαλύτερα από 25 m κυριαρχούσε το αργιλικό ίζημα. Από την άλλη στο βόρειο τμήμα της περιοχής 2 το υπόστρωμα ήταν κυρίως βραχώδες με τοπικές εμφανίσεις βότσαλων και άμμου και ελάχιστα λιβάδια *P. oceanica*. Αντιθέτως στα νότια της περιοχής 2 κυριαρχούσε το αμμώδες υπόστρωμα και η άργιλος. Τέλος, στην περιοχή 3 το υπόστρωμα ήταν αμμώδες και ιλυώδες στα βαθύτερα τμήματα.

2.2.Μέτρηση μορφομετρικών και βιολογικών χαρακτηριστικών

Συνολικά αλιεύτηκαν 363 άτομα του είδους *Pterois miles*. Όλοι οι οργανισμοί που συλλέχθηκαν μεταφέρθηκαν στις εγκαταστάσεις του Υδροβιολογικού Σταθμού Ρόδου του Ελληνικού Κέντρου Θαλασσίων Ερευνών (ΕΛΚΕΘΕ). Σε όλα τα άτομα μετρήθηκαν το συνολικό βάρος του σώματος, το βάρος των γονάδων και του ήπατος, με ζυγαριά ακριβείας 0,01 γραμμαρίων. Τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά που μετρήθηκαν ήταν τα ακόλουθα (Εικόνα 3):

- **Ολικό μήκος σώματος (Total length)**
- **Σταθερό μήκος σώματος (Standard length)**
- **Μέγιστο ύψος σώματος (Body depth)**
- **Μήκος κεφαλής (Head length)**
- **Περίμετρος σώματος (Girth)**
- **Διάμετρος ματιού (Eye diameter)**
- **Προκογχικό μήκος (Preorbital Length)**
- **Πλάτος στόματος (Mouth width)**
- **Μήκος στόματος (Mouth depth)**



Εικόνα 3. Βασικές μορφομετρικές μετρήσεις του *P.miles* και θέση πτερυγίων (total length: ολικό μήκος, standard length: σταθερό μήκος, head length: μήκος κεφαλής, eye diameter: διάμετρος ματιού, dorsal fin: ραχιαίο πτερύγιο, pectoral fin:πλευρικό πτερύγιο, caudal fin: ουραίο πτερύγιο, anal fin: εδρικό πτερύγιο, pelvic fin: θωρακικό πτερύγιο). (Πηγή: προσωπικό αρχείο συγγραφέα)

Επιπλέον, υπολογίστηκε το άνοιγμα του στόματος σύμφωνα με τους Savva et al.

(2020) με βάση την παρακάτω σχέση:

$$\text{Άνοιγμα στόματος} = \pi * \left(\frac{\text{πλάτος στόματος}}{2} \right) * \left(\frac{\text{μήκος στόματος}}{2} \right)$$

Όπου $\pi = 3,14$.

2.3.Υπολογισμός βιολογικών δεικτών

Οι βιολογικοί δείκτες χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση της αναπαραγωγικής κατάστασης, της ανάπτυξης και της προσαρμογής στο περιβάλλον

ενός πληθυσμού (Nikolsky, 1963). Στα ψάρια, ο γοναδοσωματικός δείκτης (gonadosomatic index, GSI) είναι ένας καλός δείκτης της αναπαραγωγικής δραστηριότητας, γι' αυτό και η περίοδος αναπαραγωγής καθορίζεται από μια συσχέτιση του με την κατανομή των συχνοτήτων των σταδίων ωριμότητας των γονάδων. Ο GSI αυξάνεται πριν την αναπαραγωγή παράλληλα με την αύξηση του μεγέθους των γονάδων και μειώνεται μετά την αναπαραγωγή. Αντίστοιχα, ο ηπατοσωματικός δείκτης (hepatosomatic index, HSI) δείχνει την συμμετοχή του ήπατος στην βιτελλογένεση (Rizzo & Bazzoli, 2020). Καθώς οι γονάδες ωριμάζουν, η βιτελλογενίνη και άλλες πρωτεΐνες που σχετίζονται με την αναπαραγωγή συντίθενται από τα ηπατοκύτταρα και μέσω της κυκλοφορίας του αίματος μεταφέρονται στις ωοθήκες (Arukwe & Goksøyr, 2003). Έτσι, ο HSI αυξάνεται στα πρώτα στάδια της ωρίμανσης και στη συνέχεια μειώνεται πριν την τελική ωρίμανση (Rizzo & Bazzoli, 2020). Οι δείκτες αυτοί υπολογίστηκαν σύμφωνα με τις παρακάτω σχέσεις:

$$GSI = \text{βάρος γονάδας (g)} / \text{βάρος σώματος (g)} \times 100$$

(Rizzo & Bazzoli, 2020; Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018)

$$HSI = (\text{βάρος ήπατος (g)} / \text{βάρος σώματος (g)}) \times 100$$

(Rizzo & Bazzoli, 2020)

Επιπλέον, υπολογίστηκε ο δείκτης ευρωστίας (condition factor K) κατά Fulton που εκφράζει την αναλογία μεταξύ του σωματικού βάρους των ψαριών και του μήκους τους (Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018), αντανakλώντας τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ

βιοτικών και αβιοτικών μεταβλητών στη φυσιολογική κατάσταση των ψαριών (Le Cren, 1951). Ο δείκτης ευρωστίας υποθέτει την ισομετρική αύξηση του βάρους ($b=3$) ως συνάρτηση του μήκους των ψαριών και υπολογίζεται με την ακόλουθη εξίσωση:

$$K = 100 * (W / L^3),$$

όπου W, είναι το ολικό σωματικό βάρος σε γραμμάρια και L είναι το ολικό μήκος σώματος σε εκατοστά (Fulton, 1904; Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018).

2.4.Γονάδες και ωριμότητα

Οι γονάδες αφαιρέθηκαν, ζυγίστηκαν, και εξετάστηκαν μακροσκοπικά για να ταυτοποιηθεί το φύλο και το στάδιο αναπαραγωγικής τους ωριμότητας σύμφωνα με τους Green et al. (2012). Έτσι, κάθε άτομο χαρακτηρίστηκε ως αναπαραγωγικά ώριμο ή ανώριμο.

2.5.Μαθηματικός υπολογισμός ηλικίας και ρυθμού ανάπτυξης

Αρχικά, σύμφωνα με τον Bhattacharya (1967) και με την χρήση του λογισμικού FiSAT II (FAO, Rome, Italy) (v. 1.2.0.2.) υπολογίστηκαν από τις κατανομές συχνοτήτων των ολικών μηκών, οι ηλικιακές κλάσεις. Πραγματοποιήθηκε αντιστοίχιση του ολικού μήκους κάθε ατόμου με την ηλικία και εκτιμήθηκαν οι παράμετροι αύξησης με την χρήση της εξίσωσης Von Bertalanffy (1938):

$$Lt = L_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)}),$$

όπου: Lt: το ολικό μήκος του σώματος του ψαριού σε οποιανδήποτε χρονική στιγμή t, L_{∞} : το ασυμπτωτικό μήκος (θεωρητικό μέγιστο μήκος σώματος που μπορεί να αποκτήσει το ψάρι), K: παράμετρος που εκφράζει το ρυθμό με τον οποίο το ψάρι

πλησιάζει το L_{∞} (μετριέται σε 1/t), t: η ηλικία σε έτη και t_0 : η υποθετική ηλικία στην οποία το ψάρι έχει μηδενικό μήκος (Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018).

Έπειτα, υπολογίστηκε η κατά προσέγγιση μέγιστη ηλικία (t_{max}) που μπορεί να προσεγγίσουν τα ψάρια του πληθυσμού, η οποία σύμφωνα τους Froese & Binohlan (2000), υπολογίζεται από την παρακάτω εξίσωση:

$$t_{max} = (2,9957/K) + t_0$$

Το σημείο καμπής ενός πληθυσμού (inflection point), είναι η ηλικία στην οποία ο ρυθμός αύξησης αρχίζει να επιβραδύνεται και αποτελεί σημαντική βιολογική παράμετρο για έναν ιχθύ. Υπολογίζει την αντίστοιχη ηλικία στο μέγιστο ρυθμό ανάπτυξης (t_{max}) και υπολογίζεται σύμφωνα με τον Ricker (1979) από την σχέση:

$$\text{Σημείο καμπής} = t_0 + \ln 3 / K$$

Τέλος, υπολογίστηκε ο δείκτης αύξησης ϕ' (growth index) που χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση της αξιοπιστίας των παραμέτρων που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό της ανάπτυξης των ψαριών (σε γενικές γραμμές όσο μεγαλύτερος τόσο καλύτερα) και δίνεται από τον τύπο:

$$\phi' = \log K + 2 * \log L_{inf} \text{ (Munro \& Pauly, 1983)}$$

2.6.Θνησιμότητα, άριστο μήκος και ρυθμός εκμετάλλευσης

Ως θνησιμότητα (Z) ορίζεται η απώλεια των ψαριών από ένα απόθεμα, λόγω θανάτου. Για να γίνει σωστή διαχείριση ενός ιχθυαποθέματος είναι απαραίτητη η γνώση του ρυθμού απομάκρυνσης ατόμων από αυτό. Η θνησιμότητα στους υδρόβιους οργανισμούς χωρίζεται σε φυσική και αλιευτική. Η φυσική θνησιμότητα (M) αναφέρεται στην απώλεια οργανισμών από φυσικά αίτια όπως η ασθένεια και η

θήρευση ενώ η αλιευτική στην απομάκρυνση οργανισμών ως αποτέλεσμα της αλιείας. Από την άλλη μεριά, η αλιευτική θνησιμότητα (F) αναφέρεται στην απομάκρυνση ψαριών, από ένα απόθεμα, λόγω αλιευτικών δραστηριοτήτων (Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018). Η φυσική και η ολική θνησιμότητα δύναται να υπολογιστούν από εμπειρικές εξισώσεις μέσω του λογισμικού FiSAT II (FAO, Rome, Italy) (v. 1.2.2.). Συγκεκριμένα, το λογισμικό, για τον υπολογισμό της φυσικής θνησιμότητας, χρησιμοποιεί την εξίσωση του Pauly (1984):

$$\log(M) = -0,0066 - 0,279 * \log(linf) + 0,6543 * \log(K) + 0,4634 * \log(T)$$

όπου Linf και K είναι παράμετροι της εξίσωσης Von Bertalanffy και T είναι η μέση θερμοκρασία κατά της διάρκεια των δειγματοληψιών που στην περίπτωσή μας ήταν 21,12°C. Επιπλέον η φυσική θνησιμότητα υπολογίστηκε και με την επικαιροποιημένη εξίσωση των Then et al. (2015):

$$M = 4.899 * t_{max}^{-0.916}$$

Η συνολική θνησιμότητα (Z) σύμφωνα με τον Beverton (1957) μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση:

$$Z = K \times (L^{\infty} - L_{mean}) / (L_{mean} - L')$$

όπου, L_{mean} είναι το μέσο μήκος των ψαριών που έχουν μήκος μεγαλύτερο ή ίσο με αυτό των ψαριών της κλάσης με τα περισσότερα άτομα και L' είναι το ολικό μήκος της κλάσης με τα περισσότερα άτομα αυξημένο κατά 0,1 cm. Η ολική θνησιμότητα δύναται να υπολογιστεί και ως η κλίση της καμπύλης σύλληψη μέσω του λογισμικού FiSAT II.

Η αλιευτική θνησιμότητα μπορεί να υπολογιστεί ως η διαφορά της ολικής θνησιμότητας με την φυσική θνησιμότητα (Sparre, 1998; Νεοφύτου & Νεοφύτου, 2018):

$$F = Z - M$$

Επιπλέον, υπολογίστηκε ο δείκτης εκμετάλλευσης ενός ιχθυοαποθέματος (E:exploitation rate) σύμφωνα με τον Pauly (1983) ως ο λόγος της αλιευτικής θνησιμότητας προς την ολική θνησιμότητα:

$$E = F/Z$$

Ο δείκτης αυτός παίρνει τιμές από 0 έως 1, με το απόθεμα να βρίσκεται σε ισορροπία όταν η τιμή του είναι στο 0,5 και οι δύο τύποι θνησιμότητας είναι ίσοι. Τιμές μικρότερες του 0,5 σημαίνουν ότι το απόθεμα έχει περιθώριο εκμετάλλευσης ενώ μεγαλύτερες υποδεικνύουν υπερεκμετάλλευση του αποθέματος (Pauly, 1984).

Υπολογίστηκε επίσης, ο δείκτης πληθυσμιακής ανάπτυξης και ισορροπίας σύμφωνα με τους Elbouzidi et al. (2022) ως η αναλογία της ολικής θνησιμότητας προς τον ρυθμό ανάπτυξης (K) που υπολογίστηκε νωρίτερα από την εξίσωση Von-Bertalanffy:

$$Z/K$$

Όταν ο δείκτης αυτός έχει τιμή 1 δηλαδή $Z=K$ τότε η ανάπτυξη ισούται με την θνησιμότητα ενώ σε αντίθετη περίπτωση αν $Z/K > 1$ τότε υπερσχύει η θνησιμότητα της ανάπτυξης και αν $Z/K < 1$ υπερσχύει η ανάπτυξη των ψαριών έναντι της θνησιμότητας (Barry, 1989). Τέλος, υπολογίστηκε η κλάση μήκους που έχει την μεγαλύτερη βιομάζα σε έναν μη αλιευμένο πληθυσμό, από την εξίσωση:

$$L_{opt} = 3 * L_{inf} / (3 + \frac{M}{K}), \text{ (Beverton, 1995)}$$

2.9.Ωτόλιθοι

2.9.1.Καθαρισμός και προετοιμασία ωτολίθων

Ακολουθώντας τις οδηγίες των Green et al. (2012) αφαιρέθηκαν πρώτα οι ωτόλιθοι από το κεφάλι κάθε ατόμου. Έπειτα, καθαρίστηκαν από τυχόν υπολείμματα σάρκας με απευθείας εμβάπτιση τους σε διάλυμα γλυκερόλης-αιθανόλης σε αναλογία 1:3, τρίβοντας προσεκτικά με τον αντίχειρα και τον δείκτη μέχρι να γίνουν λευκοί. Στην συνέχεια, ξεπλύθηκαν με απεσταγμένο νερό και σκουπίστηκαν προσεκτικά αφαιρώντας την υγρασία πριν από την αποθήκευση.

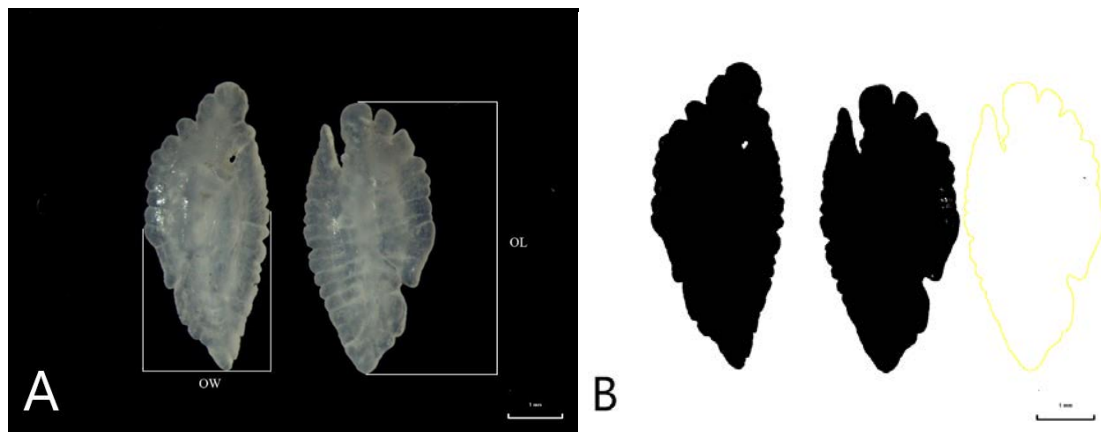
2.9.2.Μορφομετρικές μετρήσεις

Όλοι οι ωτόλιθοι φωτογραφήθηκαν σε μαύρο υπόβαθρο με την βοήθεια του στερεοσκοπίου Olympus SZX Research stereomicroscope system με εφαρμοσμένη σε αυτό κάμερα Olympus U-TV0.5XC-3, 7H01028, Japan και με την χρήση του προγράμματος Infinity v. 6.2. Στην Εικόνα 4 παρουσιάζεται ένα ζευγάρι ωτολίθων λεοντόψαρου.

Τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά των ωτολίθων όπως το ολικό μήκος, το πλάτος, το εμβαδόν και η περίμετρος, υπολογίστηκαν με την βοήθεια του λογισμικού ανοιχτού κώδικα, επεξεργασίας εικόνων ImageJ (ImageJ, National Institutes of Health), με ακρίβεια $\pm 0,0001$ mm (Εικόνα 5). Επιπλέον, κάθε ωτόλιθος ξεχωριστά ζυγίστηκε σε ζυγό ακριβείας (Shimadzu ATX124R) $\pm 0,0001$ g (Εικόνα 6). Στις περιπτώσεις σπασμένων ωτόλιθων λαμβάνονταν όσα χαρακτηριστικά ήταν δυνατόν να μετρηθούν.



Εικόνα 4. Ζευγάρι ωτολίθων του είδους *Pterois miles*. Αριστερά στην εικόνα φαίνεται ο δεξής ωτόλιθος και δεξιά ο αριστερός, όπως βρίσκονται μέσα στο κρανίο του ψαριού, με το ρόστρο προς τα πάνω. Η κλίμακα της εικόνας, κάτω δεξιά, δείχνει το 1 mm. Πηγή: προσωπικό αρχείο συγγραφέα.



Εικόνα 5. Μορφομετρικές μετρήσεις ωτολίθων. A) Μετρήσεις μήκους και πλάτους (OW: Otolith Width, πλάτος ωτόλιθου, OL: Otolith length, μήκος ωτολίθου), B) Μετρήσεις εμβαδού και περιμέτρου (με κίτρινο φαίνεται το περίγραμμα του ωτολίθου). Πηγή: προσωπικό αρχείο συγγραφέα.



Εικόνα 6. Ζύγισμα ωτολίων σε ζυγό ακριβείας. Πηγή: προσωπικό αρχείο συγγραφέα.

2.9.3.Ανάγνωση δακτυλίων

Λόγω έλλειψης κατάλληλου εξοπλισμού, η ανάγνωση των ετήσιων δακτυλίων των ωτολίων σύμφωνα με τις κλασσικές μεθόδους που χρησιμοποιούνται στην βιβλιογραφία όπως το κόψιμο (Savva et al., 2020), ήταν αδύνατον να εφαρμοστούν. Για το λόγο αυτό εξετάστηκαν δύο απλοί τρόποι ανάγνωσης δακτυλίων ωτολίων. Πρώτα, εξετάστηκε η απλή εμβάπτισή τους σε απεσταγμένο νερό και παρατήρηση σε μαύρο υπόβαθρο όπως αναφέρουν οι Jurado-Ruzafa & Santamaría (2018) για την περίπτωση των ωτολίων του σαυριδιού *Trachurus picturatus*. Έπειτα, σύμφωνα με τους Brigham & Jensen (1964) οι ωτόλιθοι παρατηρήθηκαν μέσα στο διάλλειμα γλυκερόλης-αιθανόλης με το οποίο είχαν προηγουμένως καθαριστεί.

2.10. Στατιστική ανάλυση δεδομένων

Η στατιστική ανάλυση των δεδομένων έγινε με τη χρήση των στατιστικών προγραμμάτων Jamovi 2.4.8 (Jamovi, Sydney, Australia) και Minitab 21 software (Minitab, Pennsylvania, PA, USA). Το επίπεδο σημαντικότητας ορίστηκε στο $\alpha=0,05$.

Ο έλεγχος της κανονικής κατανομής των δεδομένων ελέγχθηκε με την χρήση του Kolmogorov–Smirnov test. Τα τεστ Barlett και Levene χρησιμοποιήθηκαν για τον έλεγχο της ομοιογένειας στην διακύμανση των δεδομένων. Ο έλεγχος της μηδενικής υπόθεσης H_0 για στατιστικές συγκρίσεις μεταξύ 2 δειγμάτων, αν τα δεδομένα ακολουθούσαν την κανονική κατανομή και παρατηρούνταν ομοιογένεια στην διακύμανση, ελέγχθηκε με τη χρήση του Independent samples t-test. Στην περίπτωση τριών και παραπάνω δειγμάτων ο έλεγχος της μηδενικής υπόθεσης, όταν τα δεδομένα ακολουθούσαν την κανονική κατανομή και είχαν ομοιογένεια στην διακύμανση, έγινε με το τεστ One-Way ANOVA. Όπου τα δεδομένα δεν ακολουθούσαν την κανονική κατανομή χρησιμοποιήθηκαν μη παραμετρικά τεστ για τον έλεγχο της H_0 και όπου τα δεδομένα δεν είχαν ομοιογένεια στην διακύμανση έγινε μετασχηματισμός τους σε λογαριθμική κλίμακα. Αν ο μετασχηματισμός πετύχαινε την ομοιογένεια στην διακύμανση, ο έλεγχος της H_0 γινόταν με το τεστ με την μεγαλύτερη δύναμη.

Οι διαφορές εντός τριών και παραπάνω δειγμάτων ελέγχθηκαν με τα Turkey's pairwise comparisons, Games & Howell και DSCF, Post Hoc τεστ. Οι φυλετικές διαφορές μεταξύ εποχών και περιοχών, στον γοναδοσωματικό και τον ηπατοσωματικό δείκτη, ελέγχθηκαν με τη χρήση Γενικού Γραμμικού Μοντέλου (General Linear Model, GLM). Η φυλετική αναλογία υπολογίστηκε με την χρήση της δοκιμασίας χ^2 καλής προσαρμογής και μεταξύ των εποχών και των περιοχών με τη χρήση της δοκιμασίας χ^2 ανεξαρτησίας.

Η εξίσωση που περιγράφει καλύτερα την σχέση (έχει τον μεγαλύτερο συντελεστή συσχέτισης R^2) μεταξύ 2 μορφομετρικών χαρακτηριστικών υπολογίστηκε με την βοήθεια του λογισμικού Curve Expert statistical software (version 1.4), Hyams Development, Alabama, AL, USA. Όλες οι στατιστικά σημαντικές σχέσεις που εντοπίστηκαν ήταν μη γραμμικές συσχετίσεις της μορφής: $Y = aX^b$. Η αλλομετρία της κάθε σχέσης ελέγχθηκε με το One-sample Student t-test. Η σύγκριση μεταξύ δύο γραμμικών συσχετίσεων πραγματοποιήθηκε με το Two-samples Student t-test.

3.ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

3.1.Περιγραφική στατιστική

3.1.1.Μορφομετρικά χαρακτηριστικά

Στον Πίνακα 1 δίνονται η μέση τιμή, η διάμεσος, η τυπική απόκλιση, η ελάχιστη και μέγιστη τιμή των μορφολογικών χαρακτηριστικών του *P.miles*.

Πίνακας 1. Περιγραφική στατιστική των μορφολογικών χαρακτηριστικών του *P.miles* (N: αριθμός δειγμάτων, Μ.Ο.: μέσος όρος, Τ.Α.: τυπική απόκλιση).

	N	Μ.Ο.	Διάμεσος	Τ.Α.	Ελάχιστο	Μέγιστο
Ολικό Βάρος (gr)	363	259.69	236.20	132.29	40.71	787.80
Ολικό Μήκος (cm)	363	26.17	26.10	3.98	15.70	37.80
Σταθερό Μήκος (cm)	363	19.47	19.40	3.05	11.10	28.30
Μέγιστο Ύψος (cm)	363	7.12	7.16	1.38	3.50	11.00
Περιφέρεια (cm)	363	18.23	18.20	3.51	8.50	27.80
Διάμετρος Ματιού (cm)	363	1.39	1.35	0.28	0.60	2.18
Μήκος Κεφαλής (cm)	363	6.67	6.61	1.09	3.70	9.90
Προκογχικό Μήκος (cm)	363	2.40	2.40	0.49	1.20	4.60
Πλάτος Στόματος (cm)	363	2.96	2.90	0.74	1.10	6.00
Μήκος Στόματος (cm)	363	3.03	2.99	0.79	1.28	5.50

Το μέσο ολικό μήκος των δειγμάτων υπολογίστηκε στα 26.17 ± 3.98 cm και το μέσο ολικό βάρος στα 259.69 ± 132.29 gr.

3.1.2.Βιολογικά χαρακτηριστικά

Στον Πίνακα 2 δίνονται η μέση τιμή, η διάμεσος, η τυπική απόκλιση, η ελάχιστη και μέγιστη τιμή των βιολογικών χαρακτηριστικών και δεικτών του *P.miles*.

Πίνακας 2. Περιγραφική στατιστική των βιολογικών χαρακτηριστικών και δεικτών του *P.miles* (N: αριθμός δειγμάτων, M.O.: μέσος όρος, T.A.: τυπική απόκλιση, FCF: Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton, G.S.I.: γοναδοσωματικός δείκτης, H.S.I.: ηπατοσωματικός δείκτης).

	N	Απόντα	M.O.	Διάμεσος	T.A.	Ελάχιστο	Μέγιστο
Βάρος Ήπατος (gr)	345	18	4.02	3.19	3.10	0.05	17.97
Βάρος Γονάδων (gr)	351	12	2.99	0.56	5.14	0.0000	48.92
Βάρος Εντέρου & Στομάχου (gr)	350	13	8.26	7.61	4.43	1.46	40.04
Βάρος Γεμάτου Στομάχου (gr)	351	12	5.69	5.13	3.31	0.88	34.73
Βάρος Άδειου Στομάχου (gr)	351	12	3.99	3.56	2.14	0.40	12.03
Καθαρό Βάρος (gr)	348	15	225.60	202.94	117.67	37.00	711.60
FCF	350	13	1.33	1.32	0.17	0.78	1.93
G.S.I.	355	8	1.13	0.26	1.59	0.0006	8.02
H.S.I.	345	18	1.51	1.39	0.73	0.05	5.31

3.2.Επαγωγική στατιστική

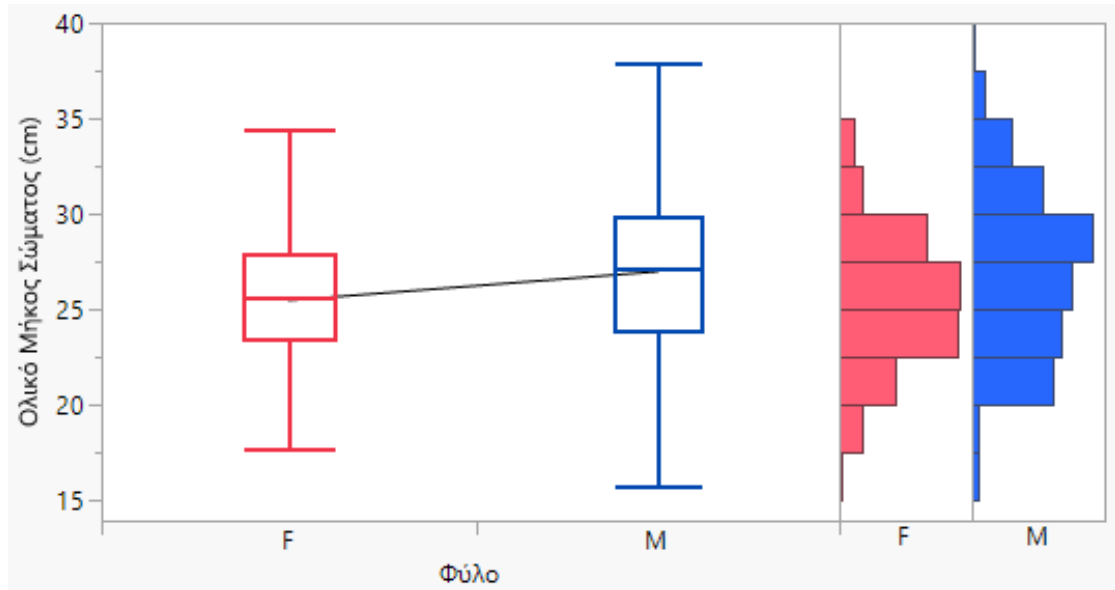
3.2.1.Σχέση αρσενικών-θηλυκών με μορφομετρικά χαρακτηριστικά

Στον Πίνακα 3 δίνονται οι στατιστικοί έλεγχοι για τις διαφορές των μορφομετρικών χαρακτηριστικών μεταξύ αρσενικών και θηλυκών ατόμων καθώς και οι μέσες τιμές με τα αντίστοιχα τυπικά σφάλματα για κάθε χαρακτηριστικό και φύλο.

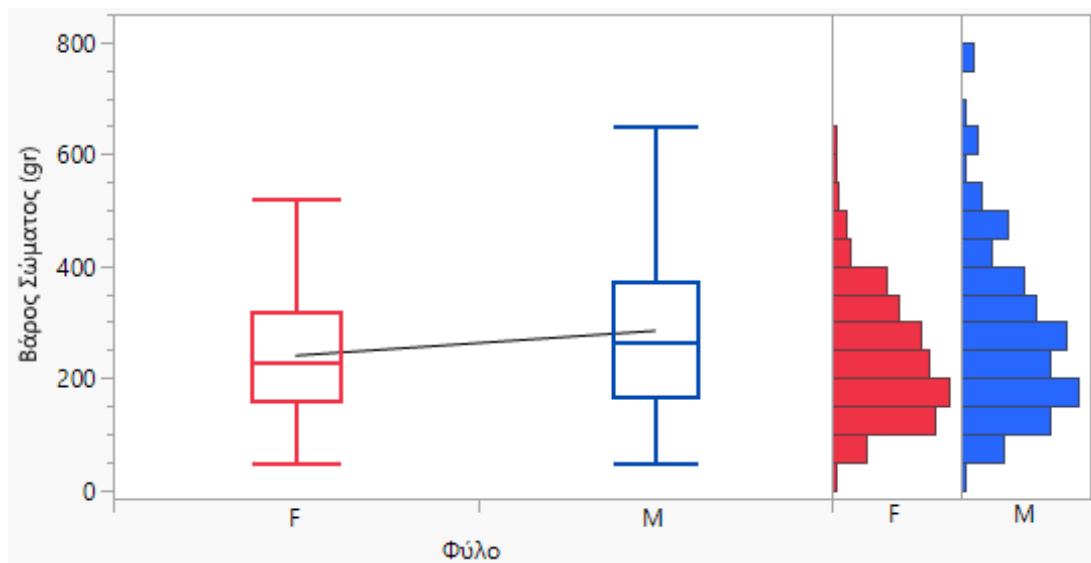
Πίνακας 3. Σύγκριση μέσων τιμών των μορφομετρικών χαρακτηριστικών μεταξύ θηλυκών και αρσενικών ατόμων στον υπό μελέτη πληθυσμό. Οι μέσες τιμές παρουσιάζονται με τα αντίστοιχα τυπικά σφάλματα (όπου p: p-value).

	N	Θηλυκά	N	Αρσενικά	Σύγκριση
Ολικό βάρος	184	239.91±8.30	179	284.13±11.57	Student's t-test, p=0.007
Ολικό Μήκος	184	25.46±0.26	179	26.98±0.33	Student's t-test, p<0.001
Σταθερό Μήκος	184	18.99±0.20	179	20.02±0.25	Student's t-test, p=0.001
Μέγιστο Ύψος	184	7.03±0.09	179	7.26±0.11	Student's t-test, p=0.075
Περιφέρεια	184	17.80±0.24	179	18.77±0.29	Student's t-test, p=0.013
Διάμετρος Ματιού	184	1.36±0.02	179	1.41±0.02	Mann-Whitney test, p=0.059
Μήκος Κεφαλής	184	6.53±0.08	179	6.81±0.08	Student's t-test, p=0.010
Προκογχικό Μήκος	184	2.33±0.03	179	2.45±0.04	Student's t-test, p=0.020
Πλάτος Στόματος	184	2.79±0.04	179	3.11±0.06	Student's t-test, p<0.001
Μήκος Στόματος	184	2.86±0.05	179	3.17±0.06	Student's t-test, p<0.001
Άνοιγμα Στόματος	184	6.53±0.02	179	8.21±0.03	Mann-Whitney test, p<0.001

Στατιστικά σημαντικές διαφορές ($p<0.05$) παρατηρήθηκαν για όλες τις παραμέτρους εκτός του μέγιστου ύψους ($p=0.075$) και της διαμέτρου του ματιού ($p=0.059$). Για όλες τις παραμέτρους τα αρσενικά εμφάνισαν τις μεγαλύτερες τιμές. Στα διαγράμματα των Εικόνων 7 και 8 παρουσιάζεται η υπεροχή αυτή των αρσενικών ατόμων για τις περιπτώσεις του ολικού μήκους και του ολικού βάρους με την χρήση θηκογραμμάτων και διαγραμμάτων συχνοτήτων.



Εικόνα 7. Θηκογράμματα και διαγράμματα συχνοτήτων του ολικού μήκους του σώματος των θηλυκών (F) και αρσενικών (M) ατόμων *P.miles* στο νότιο Αιγαίο. Η γραμμή εντός του ορθογωνίου συμβολίζει την διάμεσο κάθε υποδείγματος και η μαύρη γραμμή ενώνει τις μέσες τιμές τους.



Εικόνα 8. Θηκογράμματα και διαγράμματα συχνοτήτων του ολικού βάρους του σώματος των θηλυκών (F) και αρσενικών ατόμων (M) *P.miles* στο νότιο Αιγαίο. Η γραμμή εντός του ορθογωνίου συμβολίζει την διάμεσο κάθε υποδείγματος και η μαύρη γραμμή ενώνει τις μέσες τιμές τους.

3.2.2. Σχέσεις μορφομετρικών χαρακτηριστικών με τις περιοχές

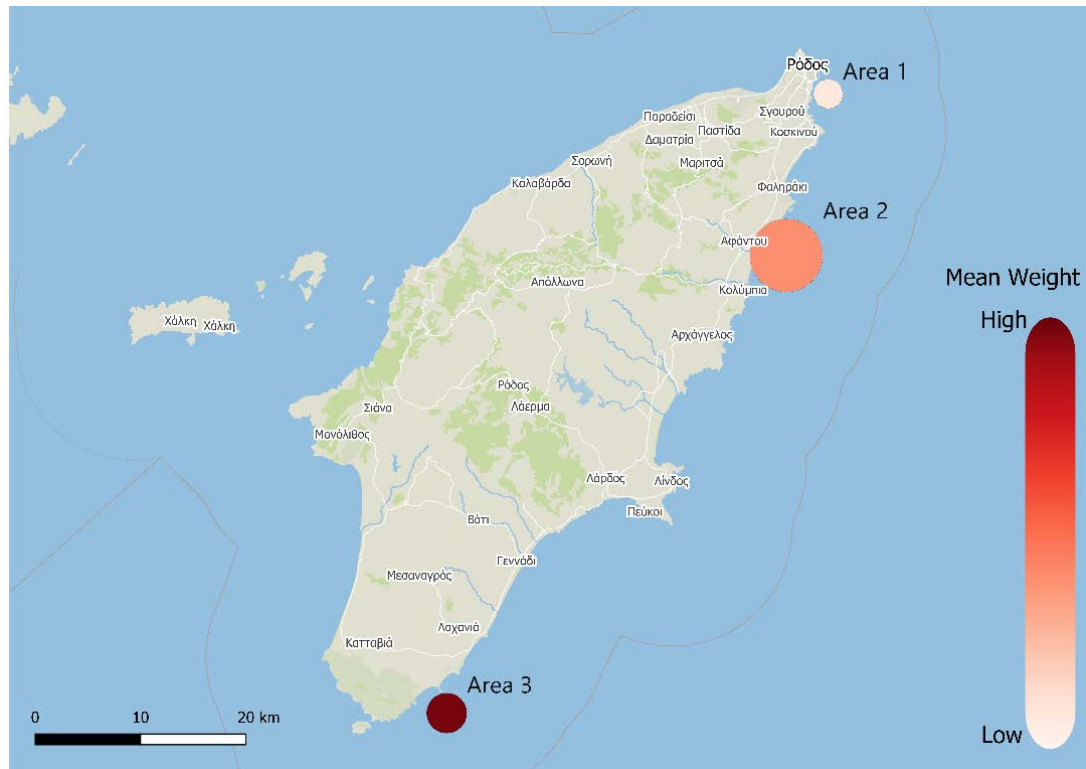
Στον Πίνακα 4 δίνονται οι μέσες τιμές των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του *P.miles* για κάθε περιοχή δειγματοληψίας και τα αποτελέσματα των στατιστικών ελέγχων.

Πίνακας 4. Τιμές με την τυπική απόκλιση των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του λεοντόπαρου για κάθε περιοχή δειγματοληψίας και τα αποτελέσματα των τεστ για τον έλεγχο των μεταξύ τους σχέσεων. (N= αριθμός δειγμάτων, p= p-value).

	N	Περιοχή 1	N	Περιοχή 2	N	Περιοχή 3	Σύγκριση
Ολικό βάρος	104	234.63±12.06	141	254.07±10.04	118	288.48±13.75	Kruskal-Wallis' test, p=0.011
Ολικό Μήκος	104	25.44 ± 0.39	141	25.79 ± 0.30	118	27.25 ± 0.38	Fisher's test, p<0.001
Σταθερό Μήκος	104	18.82 ± 0.30	141	19.25 ± 0.22	118	20.29 ± 0.29	Fisher's test, p<0.001
Μέγιστο Ύψος	104	6.86 ± 0.14	141	7.07 ± 0.11	118	7.41 ± 0.12	Fisher's test, p=0.004
Περιφέρεια	104	17.43 ± 0.35	141	18.22 ± 0.28	118	18.93 ± 0.33	Fisher's test, p=0.003
Διάμετρος Ματιού	104	1.42 ± 0.03	141	1.36 ± 0.02	118	1.37 ± 0.03	Welch's test, p=0.344
Μήκος Κεφαλής	104	6.53 ± 0.11	141	6.60 ± 0.09	118	6.88 ± 0.09	Fisher's test, p=0.016
Προκογχικό Μήκος	104	2.39 ±0.06	141	2.40 ±0.04	118	2.37 ±0.04	Welch's test, p=0.871
Πλάτος Στόματος	104	2.75 ±0.08	141	2.96 ±0.04	118	3.14 ±0.08	Welch's test, p=0.001
Μήκος Στόματος	104	2.86 ±0.08	141	2.92 ±0.05	118	3.29 ±0.08	Welch's test, p<0.001
Άνοιγμα Στόματος	104	6.61 ±0.35	141	6.96 ±0.21	118	8.66 ±0.42	Mood's Median test, p=0.002

Μη στατιστικά σημαντική διαφορά βρέθηκε για τις τιμές του προκογχικού μήκους (Welch's test, F=0,0672, p-value= 0,871) και της διαμέτρου του ματιού (Welch's test, F=1,0711, p-value= 0,344). Τα υπόλοιπα μορφομετρικά παρουσίασαν στατιστικά σημαντική διαφορά με τα ψάρια της Περιοχής δειγματοληψίας 3 να εμφανίζονται ως μεγαλύτερα και αυτά της Περιοχής δειγματοληψίας 1 τα μικρότερα.

Στον χάρτη της Εικόνας 9 απεικονίζεται η διαφορά σε πλήθος και μέσο βάρος δειγμάτων, μεταξύ των 3 Περιοχών δειγματοληψίας.



Εικόνα 9. Χάρτης της Ρόδου με τις 3 περιοχές δειγματοληψίας (Area 1,2,3). Το μέγεθος των κύκλων δηλώνει το πλήθος των ψαριών που αλιεύτηκαν σε κάθε σταθμό και το χρώμα του κύκλου το μέσο βάρος των ψαριών.

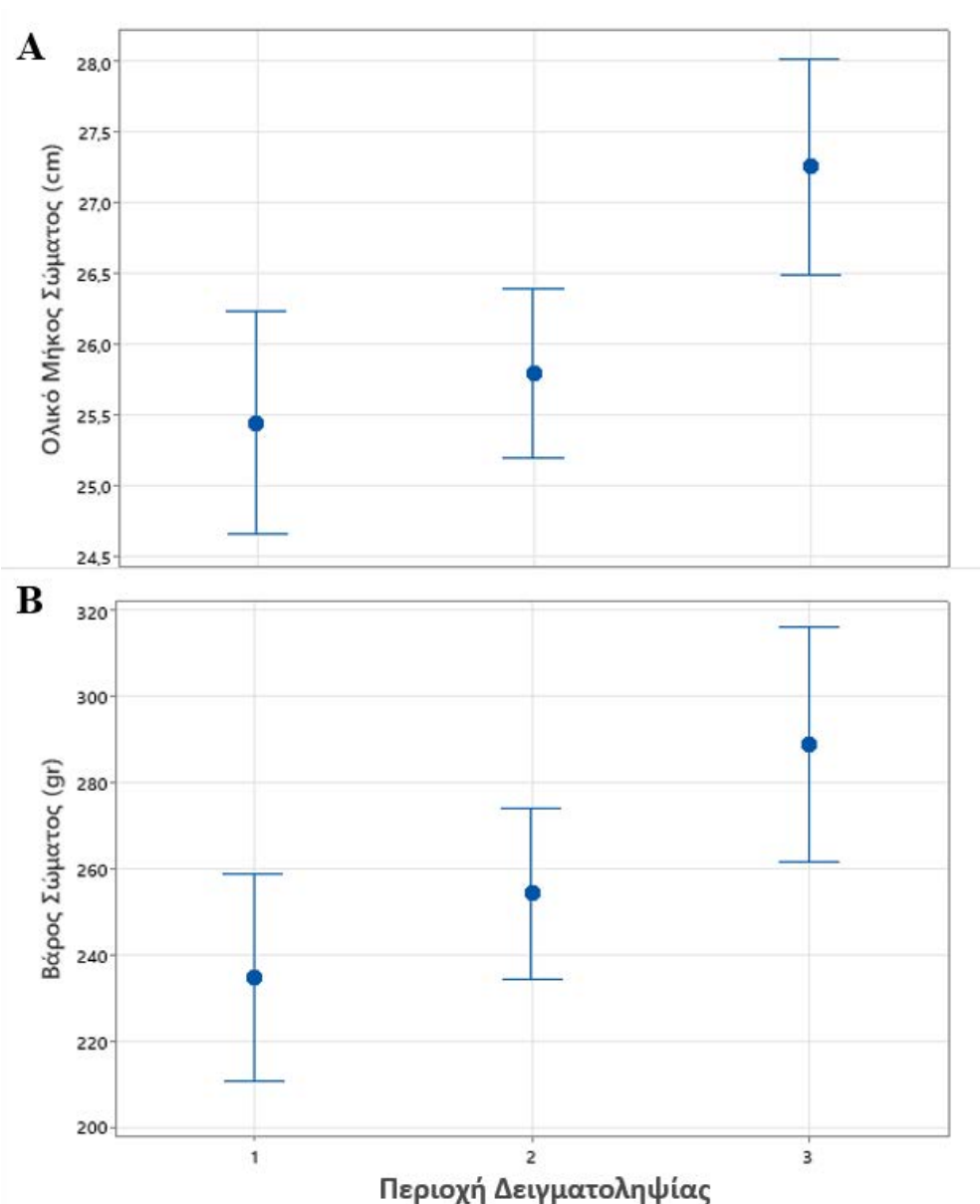
Χρησιμοποιώντας Post-Hoc tests διερευνήθηκε η διαφοροποίηση των μορφομετρικών εντός των 3 περιοχών δειγματοληψίας. Για το πλάτος και το μήκος του στόματος χρησιμοποιήθηκε το Games-Howell test, για το βάρος του χρησιμοποιήθηκε το DSCF test (Dwass-Steel-Critchlow-Fligner test) και για τα υπόλοιπα το Tukey test. Στον Πίνακα 6 δίνονται τα αποτελέσματα των τεστ με την τιμή της πιθανότητας (p-value) για κάθε περίπτωση. Όλες οι μορφομετρικές παράμετροι εμφάνισαν στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ της Περιοχής δειγματοληψίας 1 και Περιοχής δειγματοληψίας 3, καμία παράμετρος δεν εμφάνισε στατιστικά σημαντική διαφορά

μεταξύ των Περιοχών δειγματοληψίας 1 και 2, ενώ για τις Περιοχές δειγματοληψίας 2 και 3 στατιστικά σημαντική διαφορά εμφάνισαν το ολικό ($p=0.003$) και σταθερό μήκος σώματος ($p=0.006$) καθώς και το μήκος του στόματος ($p<0,001$).

Πίνακας 6. Έλεγχος διαφορών των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των ατόμων *P.miles* εντός των 3 περιοχών δειγματοληψίας (ns=non-significant difference).

	Σχέση εντός των περιοχών		
	Περιοχή 1-Περιοχή 2	Περιοχή 1-Περιοχή 3	Περιοχή 2- Περιοχή 3
Ολικό βάρος	ns	p-value=0.009	ns
Ολικό Μήκος	ns	p-value<0.001	p-value=0.003
Σταθερό Μήκος	ns	p-value<0.001	p-value=0.006
Μέγιστο Ύψος	ns	p-value=0.003	ns
Περιφέρεια	ns	p-value=0.002	ns
Μήκος Κεφαλής	ns	p-value=0.022	ns
Πλάτος Στόματος	ns	p-value<0.001	ns
Μήκος Στόματος	ns	p-value<0.001	p-value<0.001

Στην Εικόνα 10 παρουσιάζονται τα διαγράμματα για το ολικό μήκος και βάρος των 3 περιοχών δειγματοληψίας, με την υπεροχή της Περιοχής δειγματοληψίας 3 να φαίνεται έντονα.



Εικόνα 10. Α) Διαγράμματα ολικού μήκους σώματος και Β) ολικού βάρους σώματος των ατόμων *P.miles* σε κάθε Περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή κάθε παραμέτρου στο αλιευτικό πεδίο και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.2.3. Σχέσεις μορφομετρικών χαρακτηριστικών με τις εποχές

Στον Πίνακα 7 δίνονται οι μέσες τιμές των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του *P.miles* για κάθε εποχή δειγματοληψίας και τα αποτελέσματα των στατιστικών ελέγχων. Όλα τα μορφομετρικά παρουσίασαν ισχυρή στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των εποχών με τις μεγαλύτερες τιμές να παρατηρούνται την περίοδο του καλοκαιριού και τις μικρότερες τον χειμώνα.

Πίνακας 7. Τιμές με την τυπική απόκλιση των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του λεοντόπαρου για κάθε εποχή και τα αποτελέσματα των τεστ για τον έλεγχο των μεταξύ τους σχέσεων. (N= αριθμός δειγμάτων, p= p-value).

	N	Ανοιξη	N	Καλοκαίρι	N	Φθινόπωρο	N	Χειμώνας	Σύγκριση
Ολικό βάρος	92	271.76 ±12.28	157	293.18 ±11.39	57	277.20 ±16.58	57	178.88 ±11.48	Kruskal-Wallis' test, p<0.001
Ολικό Μήκος	92	25.68 ±0.42	157	27.95 ± 0.29	57	26.61 ±0.54	57	23.42 ±0.43	Fisher's test, p<0.001
Σταθερό Μήκος	92	19.15 ±0.31	157	20.24 ± 0.23	57	19.94 ±0.42	57	17.35 ±0.32	Fisher's test, p<0.001
Μέγιστο Ύψος	92	6.97 ±0.14	157	7.44 ± 0.10	57	7.46 ±0.21	57	6.15 ±0.15	Fisher's test, p<0.001
Περιφέρεια	92	17.76 ±0.35	157	19.14 ± 0.26	57	18.81 ±0.53	57	15.90 ±0.36	Welch's test, p<0.001
Διάμετρος Ματιού	92	1.42 ±0.03	157	1.43 ± 0.02	57	1.39 ±0.05	57	1.1 ± 0.03	Welch's test, p<0.001
Μήκος Κεφαλής	92	6.61 ±0.12	157	6.76 ± 0.08	57	6.75 ±0.15	57	5.97 ±0.12	Fisher's test, p<0.001
Προκογχικό Μήκος	92	2.45 ±0.06	157	2.43 ±0.03	57	2.45 ±0.07	57	2.16 ±0.05	Welch's test, p<0.001
Πλάτος Στόματος	92	2.84 ±0.07	157	3.05 ±0.06	57	3.22 ±0.09	57	2.65 ±0.07	Welch's test, p<0.001
Μήκος Στόματος	92	2.89 ±0.08	157	2.94 ±0.07	57	3.54 ±0.09	57	2.99 ±0.07	Welch's test, p<0.001
Άνοιγμα Στόματος	92	6.78 ±0.34	157	7.49 ±0.34	57	9.42 ±0.44	57	6.41 ±0.30	Mood's Median test, p=0.002

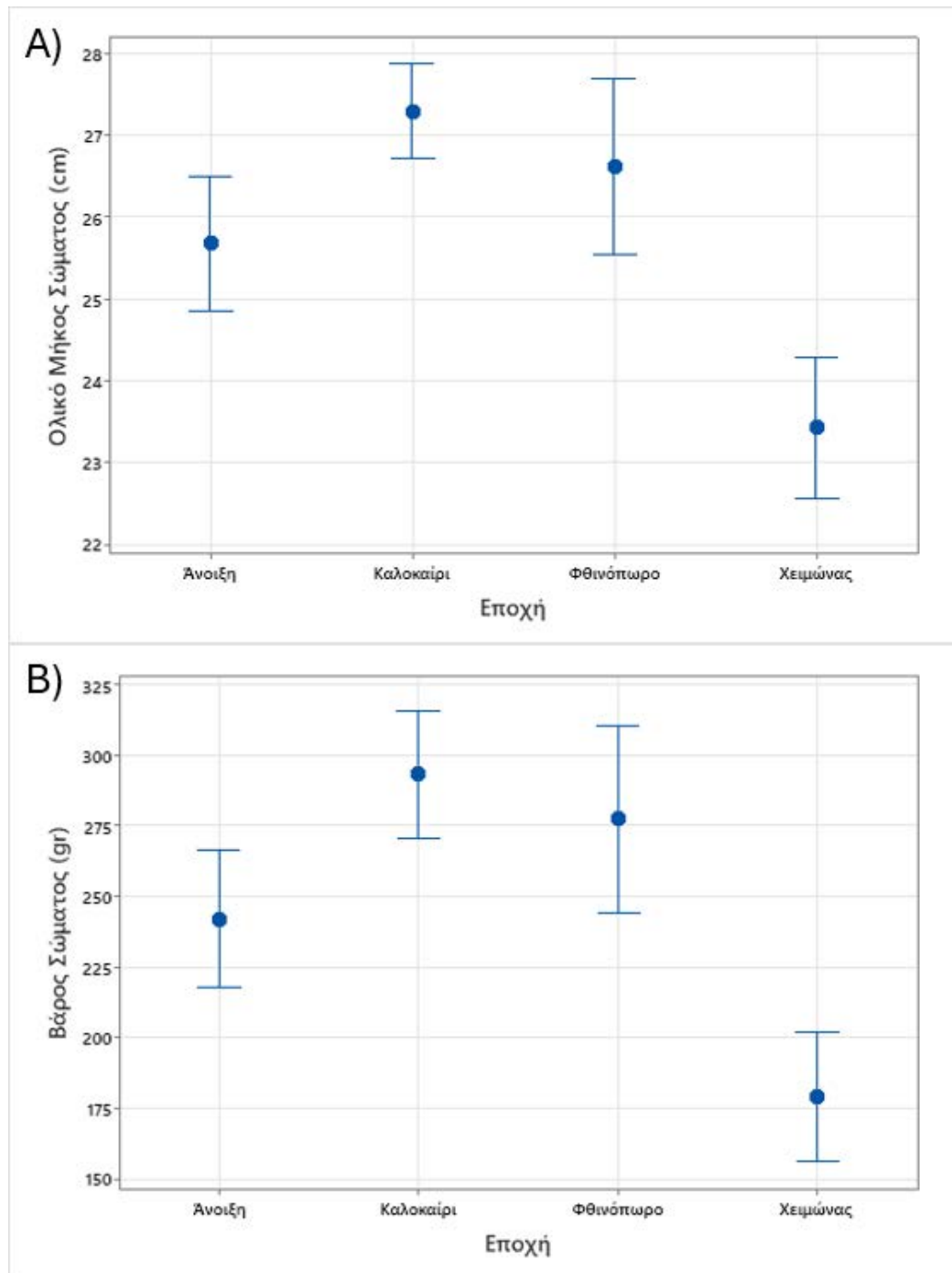
Χρησιμοποιώντας Post-Hoc tests διερευνήθηκε η διαφοροποίηση των μορφομετρικών εντός των 4 εποχών δειγματοληψίας. Για τη περιφέρεια, τη διάμετρο του ματιού, το προκογχικό μήκος, το πλάτος και το μήκος του στόματος χρησιμοποιήθηκε το Games-Howell test. Για το ολικό βάρος χρησιμοποιήθηκε το DSCF test (Dwass-Steel-Critchlow-Fligner test) και για τα υπόλοιπα το Tukey test. Για το άνοιγμα του στόματος που για τον στατιστικό έλεγχο χρησιμοποιήθηκε το Mood's Median τεστ δεν υπάρχει Post hoc τεστ.

Στον Πίνακα 8 δίνονται τα αποτελέσματα των τεστ με την τιμή της p-value για κάθε περίπτωση. Μεταξύ άνοιξης και καλοκαιριού παρατηρήθηκε διαφορά για το ολικό μήκος, ολικό βάρος, σταθερό μήκος, μέγιστο ύψος και περιφέρεια. Μεταξύ καλοκαιριού και φθινοπώρου παρατηρήθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μόνο για την περίπτωση του μήκους του στόματος, ενώ μεταξύ φθινοπώρου και χειμώνα παρατηρήθηκε διαφορά για όλα τα χαρακτηριστικά. Μεταξύ χειμώνα και άνοιξης μόνο για το πλάτος και μήκος του στόματος δεν ανιχνεύτηκε διαφορά και αντίστοιχα μεταξύ καλοκαιριού και χειμώνα μόνο για την περίπτωση του μήκους του στόματος. Τέλος, μεταξύ άνοιξης και φθινοπώρου διαφορά παρουσιάστηκε μόνο για το μήκος και πλάτος του στόματος των λεοντόψαρων.

Πίνακας 8. Έλεγχος διαφορών των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των ατόμων *P.miles* εντός των 4 εποχών δειγματοληψίας (ns=μη στατιστικά σημαντική διαφορά).

	Σχέση εντός των εποχών					
	Άνοιξη- Καλοκαίρι	Καλοκαίρι- Φθινόπωρο	Φθινόπωρο- Χειμώνας	Χειμώνας- Άνοιξη	Καλοκαίρι- Χειμώνας	Άνοιξη- Φθινόπωρο
Ολικό βάρος	p=0.035	ns	p<0.001	p=0.005	p<0.001	ns
Ολικό Μήκος	p=0.006	ns	p<0.001	p=0.002	p<0.001	ns
Σταθερό Μήκος	p=0.021	ns	p<0.001	p=0.001	p<0.001	ns
Μέγιστο Ύψος	p=0.031	ns	p<0.001	p=0.001	p<0.001	ns
Περιφέρεια	p=0.011	ns	p<0.001	p=0.002	p<0.001	ns
Διάμετρος Ματιού	ns	ns	p<0.001	p<0.001	p<0.001	ns
Μήκος Κεφαλής	ns	ns	p<0.001	p=0.002	p<0.001	ns
Προκογχικό Μήκος	ns	ns	p=0.006	p=0.003	p<0.001	ns
Πλάτος Στόματος	ns	ns	p<0.001	ns	p<0.001	p=0.013
Μήκος Στόματος	ns	p<0.001	p<0.001	ns	ns	p<0.001

Στην Εικόνα 11 παρουσιάζονται τα διαγράμματα για το ολικό μήκος και βάρος των 4 εποχών δειγματοληψίας, με το καλοκαίρι να φαίνεται να παρατηρούνται οι μεγαλύτερες τιμές.

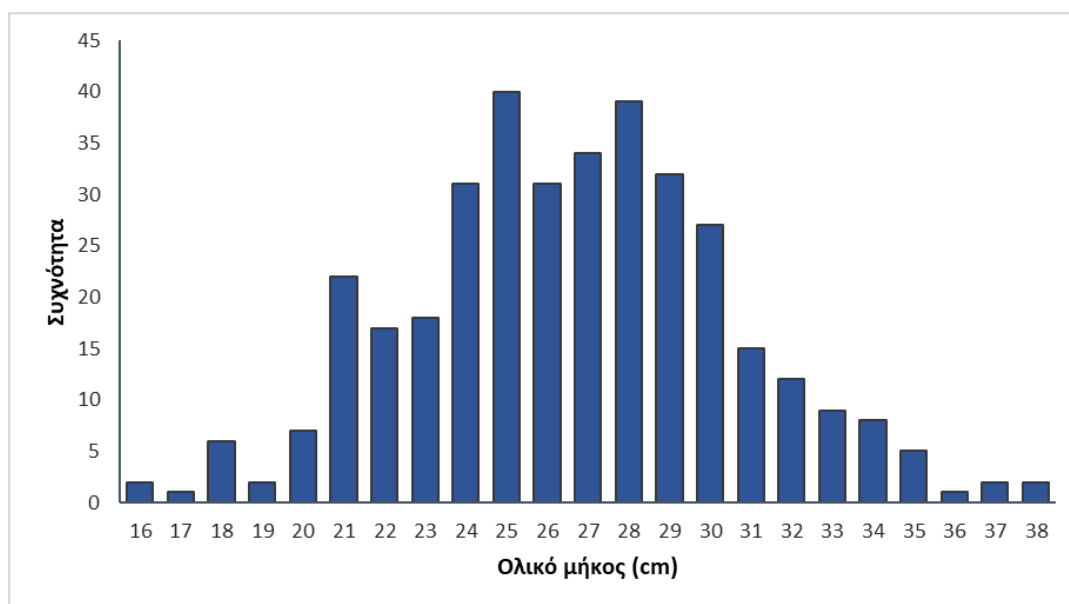


Εικόνα 11. A) Διαγράμματα ολικού μήκους σώματος και B) ολικού βάρους σώματος των ατόμων *P.miles* για κάθε εποχή δειγματοληψίας. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή κάθε παραμέτρου στο αλιευτικό πεδίο και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.3.Ιστογράμματα συχνοτήτων

3.3.1.Ιστόγραμμα μήκους ολικού πληθυσμού

Στην Εικόνα 12 απεικονίζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων για το μήκος του σώματος ολόκληρου του πληθυσμού. Από τα συνολικά 363 δείγματα, τα 207, δηλαδή η πλειοψηφία με ποσοστό 57%, έχουν μήκος σώματος 24-29 εκατοστά εκ των οποίων τα 40 ανήκουν στο μήκος σώματος 25 εκατοστών. Μικρότερα των 20 και μεγαλύτερα των 31 εκατοστών αλιεύτηκε μικρός αριθμός ψαριών.

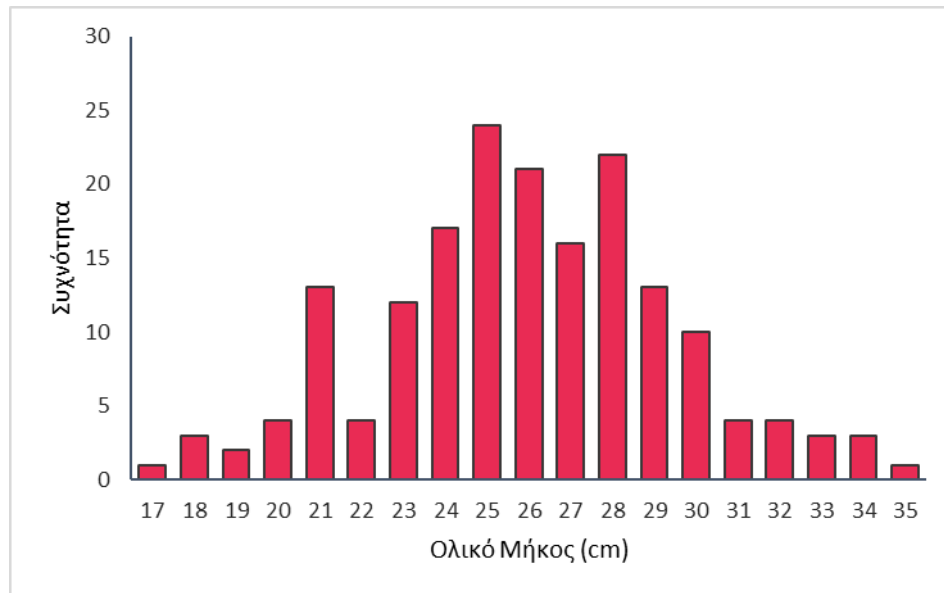


Εικόνα 12. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του ολικού μήκους σώματος για όλο τον πληθυσμό του *P. miles* στην περιοχή της Ρόδου.

3.3.2.Ιστόγραμμα συχνοτήτων θηλυκών ατόμων

Στην Εικόνα 13 απεικονίζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων για το μήκος του σώματος των θηλυκών ατόμων του πληθυσμού. Από τα συνολικά 184 δείγματα τα 100, δηλαδή η πλειοψηφία αυτών με ποσοστό 54%, έχουν μήκος σώματος 24-28 εκατοστά ενώ από αυτά τα περισσότερα διαθέτει και πάλι η κλάση των 25 εκατοστών. Το μικρότερο σε μήκος θηλυκό άτομο βρέθηκε με μήκος 16,1 εκατοστά και το μεγαλύτερο

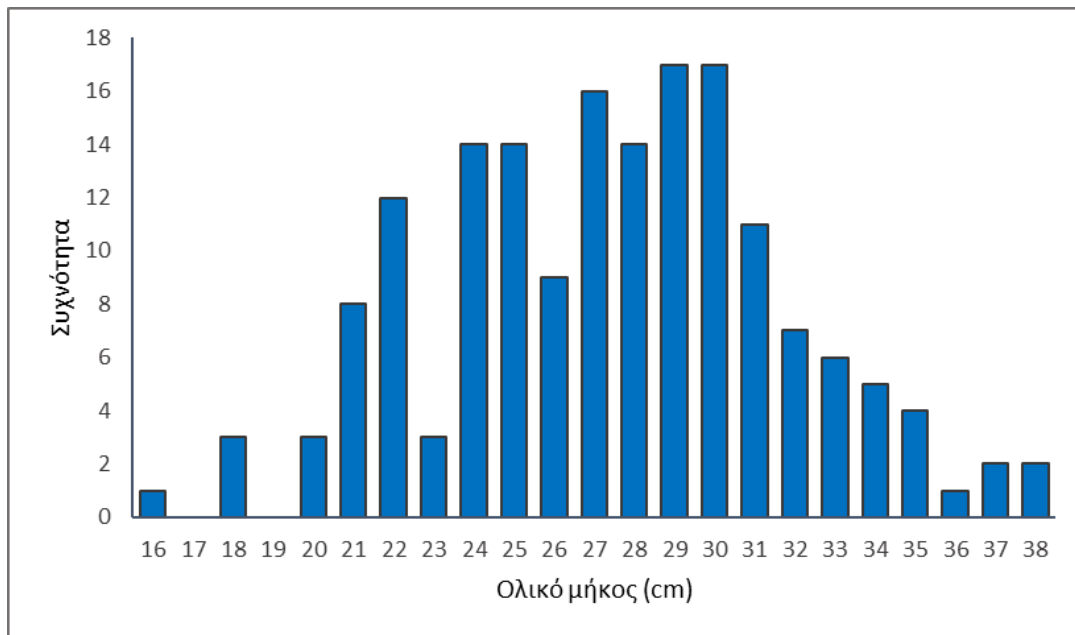
με 34,3 εκατοστά. Κάτω από 21 και πάνω από 30 εκατοστά αλιεύτηκαν πολύ λίγα θηλυκά άτομα.



Εικόνα 13. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του ολικού μήκους σώματος των θηλυκών ατόμων του *P. miles* στην περιοχή της Ρόδου.

3.3.3. Ιστόγραμμα συχνοτήτων αρσενικών ατόμων

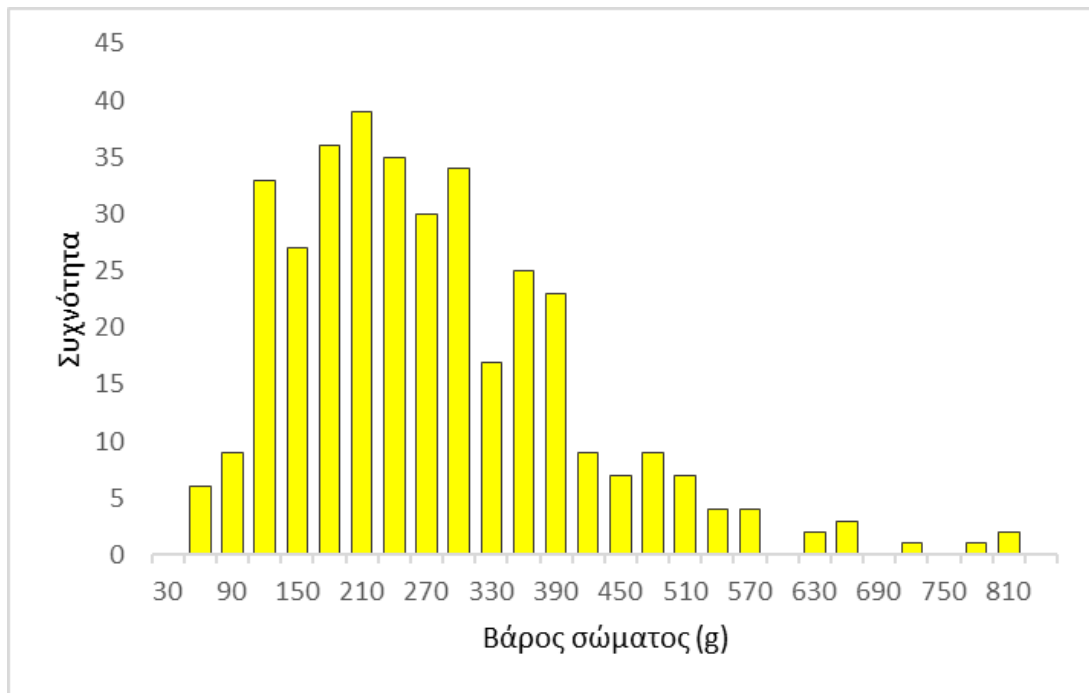
Αντίστοιχα, στην Εικόνα 14 απεικονίζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων για το μήκος του σώματος των αρσενικών ατόμων του πληθυσμού. Από τα συνολικά 179 δείγματα τα 101, δηλαδή το 56,4%, έχουν μήκος σώματος 24-31 εκατοστά εκ των οποίων τα 34 βρίσκονται μεταξύ 29 και 30 εκατοστά. Το μικρότερο αρσενικό άτομο βρέθηκε με μήκος σώματος 17,1 εκατοστά και το μεγαλύτερο με 37,8 εκατοστά. Κάτω από 21 και πάνω από 32 εκατοστά αλιεύτηκαν πολύ λίγα αρσενικά άτομα.



Εικόνα 14. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του ολικού μήκους σώματος των αρσενικών ατόμων του *P. miles* στην περιοχή της Ρόδου.

3.3.4. Ιστόγραμμα συχνοτήτων βάρους

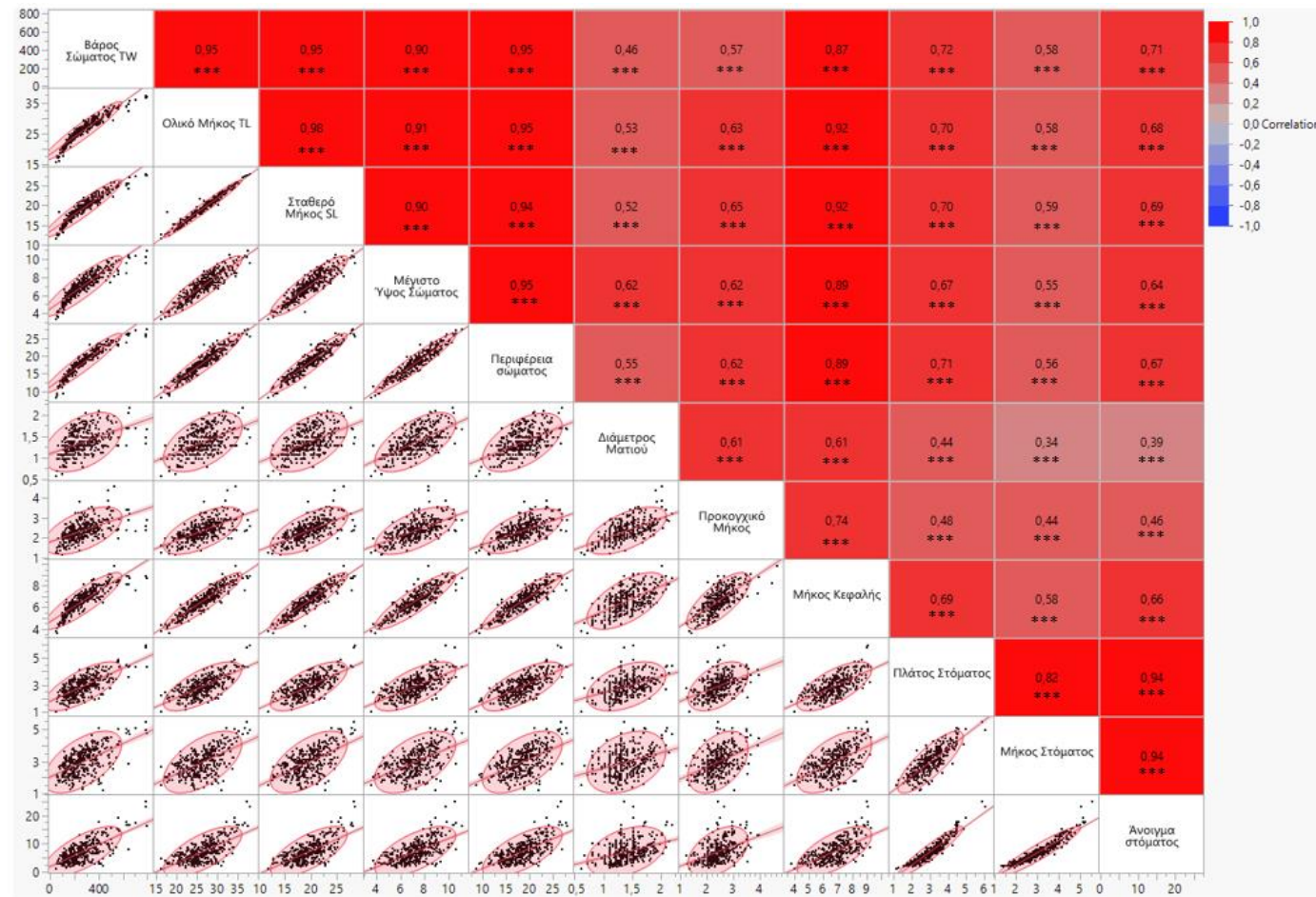
Στην Εικόνα 15 απεικονίζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων για το βάρος του σώματος όλων των ατόμων του πληθυσμού. Από τα συνολικά 363 δείγματα τα 299, δηλαδή η πλειοψηφία αυτών με ποσοστό 82%, έχουν βάρος σώματος 120-390 γραμμάρια ενώ από αυτά τα περισσότερα διαθέτει η κλάση των 210 γραμμαρίων με 39 καταγεγραμμένες τιμές. Το μικρότερο βάρος που ανιχνεύτηκε ήταν τα 40,71 γραμμάρια ενώ το μεγαλύτερο 787,8 γραμμάρια. Κάτω από 120 και πάνω από τα 390 γραμμάρια αλιεύτηκαν πολύ λίγα άτομα.



Εικόνα 15. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του βάρους ολόκληρου του πληθυσμού του *P. miles* στην περιοχή της Ρόδου.

3.4.Αλλομετρικές σχέσεις

Θετική συσχέτιση, με υψηλή στατιστική σημαντικότητα (***), βρέθηκε για όλους τους συνδυασμούς των μορφομετρικών του σώματος (Εικόνα 16).

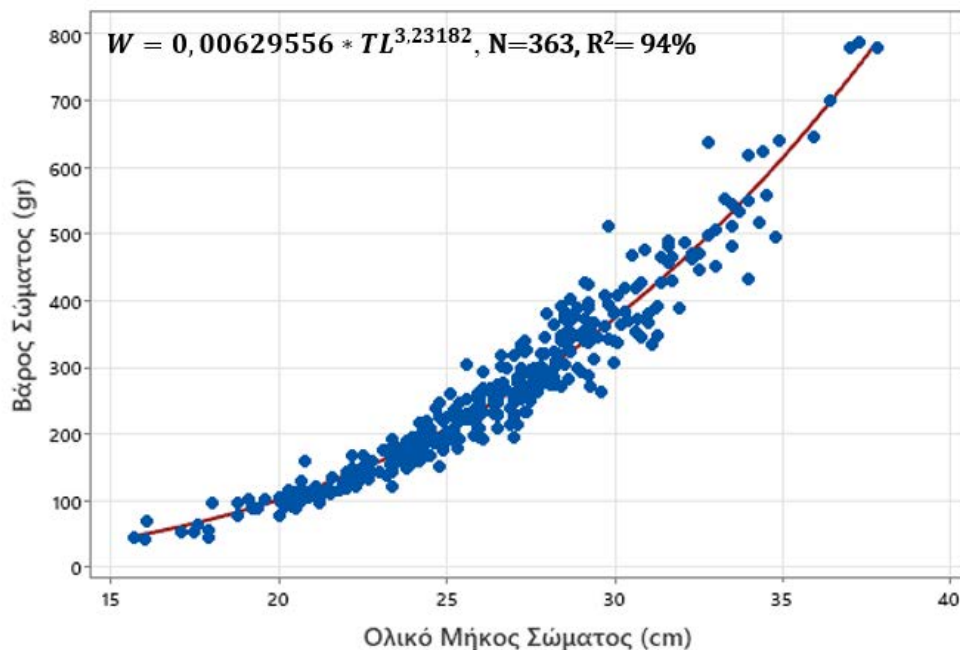


Εικόνα 16. Συσχέτιση μεταξύ των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του σώματος του *P. miles*. Περιοχές με έντονο κόκκινο χρώμα υποδηλώνουν υψηλή θετική συσχέτιση ενώ πιο λευκές περιοχές υποδηλώνουν απουσία μεγάλης συσχέτισης. Οι αριθμοί αφορούν τον βαθμό συσχέτισης (θετικές τιμές υποδηλώνουν θετική συσχέτιση, αρνητικές τιμές αρνητική συσχέτιση και τιμές κοντά στο μηδέν απουσία συσχέτισης), *** υποδεικνύει στατιστικά σημαντική συσχέτιση ($p < 0,001$).

Ως η εξίσωση που συνδέει καλύτερα το ολικό μήκος του σώματος με το ολικό βάρος του σώματος, με $R^2=94\%$, βρέθηκε η ακόλουθη:

$$W = 0,00629556 * TL^{3,23182}$$

όπου W είναι το βάρος του σώματος, TL το ολικό μήκος του σώματος και οι παράμετροι αύξησης a (intercept) και b (slope) είναι 0,00629656 και 3,23182 αντίστοιχα με τυπικό σφάλμα $SE_a = 0,0009381$ ($p < 0,001$) και $SE_b = 0,0440232$ ($p < 0,001$) αντίστοιχα. Σύμφωνα με την σχέση, θετική αλλομετρία συνδέει το βάρος και το μήκος των λεοντόψαρων ($p < 0,001$). Στην Εικόνα 17 παρουσιάζεται σε διάγραμμα η σχέση. Η σχέση αυτή συγκρίθηκε με την αντίστοιχη που αναφέρει ο Savvas et al. (2020) για τον πληθυσμό των *P.miles* στην περιοχή της Κύπρου ($W = 0.00854 * LT^{3,15391}$, $n = 249$ $SE_a = 0.00189$ $p < 0.001$, $SE_b = 0.06559$ $p < 0.001$) και βρέθηκε ότι δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά ούτε για την παράμετρο a ($p=0,730$) ούτε και την b ($p=0,310$).

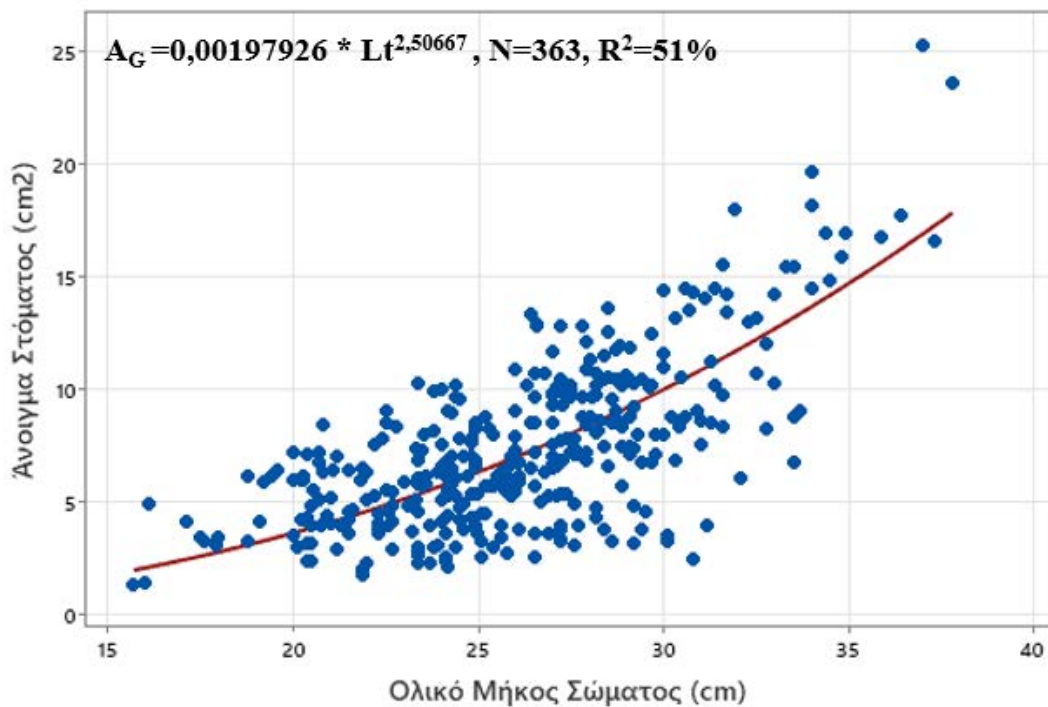


Εικόνα 17. Σχέση βάρους -μήκους του σώματος του συνολικού πληθυσμού του *P.miles*.

Ως η εξίσωση που συνδέει καλύτερα το ολικό μήκος του σώματος με το άνοιγμα του στόματος, με $R^2=51\%$, βρέθηκε η ακόλουθη:

$$A_G = 0,00197926 * L_t^{2,50667}$$

όπου A_G είναι το άνοιγμα του στόματος, TL το ολικό μήκος του σώματος και οι παράμετροι αύξησης a και b είναι 0,00197926 και 2,50667 αντίστοιχα, με τυπικό σφάλμα $SE_a=0,000833$ και $SE_b=0,125317$. Σύμφωνα με την σχέση αυτή έχουμε αρνητική αλλομετρία ($p<0.001$) μεταξύ του ανοίγματος του στόματος και του ολικού μήκους του σώματος του λεοντόψαρου. Στην Εικόνα 18 παρουσιάζεται σε διάγραμμα η σχέση. Η σχέση αυτή, όπως και η αντίστοιχη βάρους-μήκους, συγκρίθηκε με την καταγεγραμμένη από τους Savvas et al. (2020) ($A_G = 0,02212 * TL^{1,83911}$, $n = 249$, $SE_a = 0,00492$ $p < 0.001$, $SE_b = 0,06762$ $p < 0.001$) και βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά για τις παραμέτρους a ($p<0,001$) και την b ($p<0,001$).



Εικόνα 18. Σχέση ανοίγματος του στόματος με το μήκος του σώματος του *P.miles*.

Στον Πίνακα 9 δίνονται μερικές από τις εξισώσεις που συνδέουν τα μορφομετρικά χαρακτηριστικά των λεοντόπαρων που είχαν μεταξύ τους μεγάλη (>0.65) συσχέτιση.

Πίνακας 9. Αλλομετρικές σχέσεις των μορφομετρικών χαρακτηριστικών ολόκληρου του πληθυσμού, των θηλυκών και των αρσενικών ατόμων. Όπου W: ολικό βάρος σώματος, TL: ολικό μήκος σώματος, BD: μέγιστο ύψος σώματος, Ga: άνοιγμα στόματος, R²: Συντελεστής συσχέτισης, +ve: θετική αλλομετρία, -ve: αρνητική αλλομετρία, ns: μη στατιστικά σημαντική διαφορά, *: p<0.05, **:p<0.01, ***: p<0.001.

Μορφομετρικές σχέσεις						Σύγκριση εξισώσεων	
Δείγμα	Εξίσωση	N	R ²	t-test	Αλλομετρία	Intercept (a)	Slope (b)
Ολικό	$W=0.00629556 \cdot TL^{3.23182}$	363	94	***	+ve		
Θηλυκά	$W=0.00719319 \cdot TL^{3.19851}$	184	91.6	*	+ve	ns	ns
Αρσενικά	$W=0.00449681 \cdot TL^{3.32584}$	179	95.6	***	+ve		
Ολικό	$TL=6.51907 \cdot BD^{0.709873}$	363	82.7	***	-ve		
Θηλυκά	$TL=7.12503 \cdot BD^{0.655196}$	184	80	***	-ve	ns	ns
Αρσενικά	$TL=6.3389 \cdot BD^{0.732751}$	179	86.7	***	-ve		
Ολικό	$TL = 5.12038 \times HL^{0.860389}$	363	85.4	***	-ve		
Θηλυκά	$TL = 5.8514 \times HL^{0.784487}$	184	84.8	***	-ve	***	**
Αρσενικά	$TL = 4.68094 \times HL^{0.91349}$	179	84.1	***	-ve		
Ολικό	$Ga=0.0019792 \times TL^{2.50667}$	363	51	***	-ve		
Θηλυκά	$Ga=0.0013977 \times TL^{1.89496}$	184	32.5	***	+ve	ns	***
Αρσενικά	$Ga=0.0008567 \times TL^{2.76209}$	179	60	ns	ισομετρία		

Για την σχέση μήκους-βάρους βρέθηκε θετική αλλομετρία για όλο τον πληθυσμό και ξεχωριστά για θηλυκά και αρσενικά, ενώ δεν ανιχνεύτηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των σχέσεων για αρσενικά και θηλυκά. Για την σχέση μήκος σώματος-ύψος σώματος και μήκος σώματος-μήκος κεφαλής ανιχνεύτηκε αρνητική αλλομετρία με την σχέση μήκος σώματος- μήκος κεφαλής θηλυκών να

διαφέρει από την αντίστοιχη των αρσενικών για τις παραμέτρους a ($p < 0.001$) και b ($p < 0.01$). Τέλος, για την σχέση άνοιγμα στόματος-μήκος σώματος παρατηρήθηκε αρνητική αλλομετρία και τον ολικό πληθυσμό ενώ για τα θηλυκά ανιχνεύτηκε θετική αλλομετρία και για τα αρσενικά ισομετρία. Διαφορά μεταξύ των σχέσεων για αρσενικά και θηλυκά ανιχνεύτηκε για την παράμετρο b ($p < 0.001$).

3.5.Φυλετική αναλογία

3.5.1.Φυλετική αναλογία στο συνολικό δείγμα

Στον Πίνακα 10 φαίνεται ότι η φυλετική αναλογία των ατόμων *P.miles* στο Νότιο Αιγαίο διαφέρει ($p < 0,001$) από την αναμενόμενη (αρσενικά/θηλυκά=1:1.54) που προτείνουν οι Savvas et al. (2020) για την περιοχή της Κύπρου. Η αναλογία αυτή επιλέχθηκε ως η πιο πρόσφατη και πιο κοντινή στην περιοχή μελέτης.

Πίνακας 10. Φυλετική αναλογία ατόμων του *P.miles* με αναμενόμενη τιμή την 1:1.54 (αρσενικά/θηλυκά). Ο έλεγχος έγινε με τη δοκιμασία χ^2 καλής προσαρμογής.

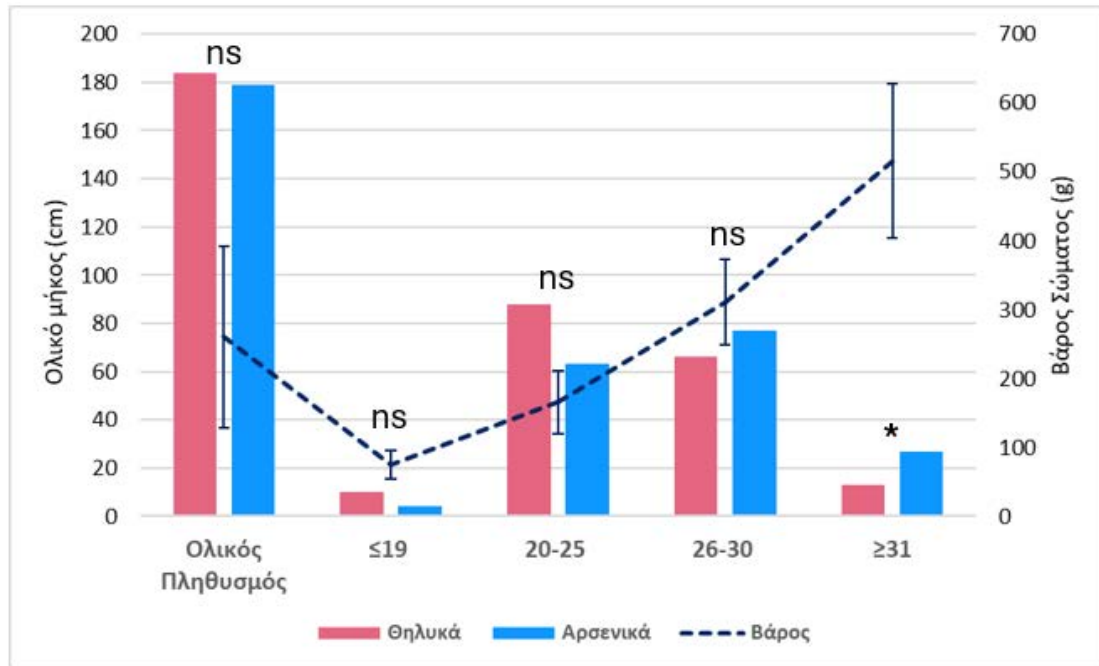
		Μετρήσεις	Αναλογία	χ^2	df	p
Θηλυκά	Παρατηρούμενες	184	0.512	13.0	1	<0.001
	Αναμενόμενες	220	0.606			
Αρσενικά	Παρατηρούμενες	179	0.488			
	Αναμενόμενες	143	0.394			

Στην πραγματικότητα η φυλετική αναλογία προσεγγίζει στατιστικά ($p = 0.667$) το 1:1, όπως φαίνεται από τον Πίνακα 11.

Πίνακας 11. Φυλετική αναλογία ατόμων του *P.miles* με αναμενόμενη τιμή την 1:1 (αρσενικά/θηλυκά). Ο έλεγχος έγινε με τη δοκιμασία χ^2 καλής προσαρμογής.

		Μετρήσεις	Αναλογία	χ^2	df	p
Θηλυκά	Παρατηρούμενες	184	0.512	0.185	1	0.667
	Αναμενόμενες	181.5	0.500			
Αρσενικά	Παρατηρούμενες	179	0.488			
	Αναμενόμενες	181.5	0.500			

Για να διερευνηθεί η φυλετική αναλογία εντός των διαφόρων μεγεθών σώματος του λεοντόψαρου, χωρίστηκε ο ολικός πληθυσμός σε 4 κλάσεις μήκους. Όπως φαίνεται στην Εικόνα 19 η πρώτη κλάση αποτελούνταν από ψάρια με μήκος σώματος μικρότερο των 19 cm, η δεύτερη με ψάρια μεταξύ 20 και 25 cm, η τρίτη με ψάρια 26-30 cm και η τελευταία με ψάρια μήκους μεγαλύτερου των 31 cm. Μεγαλύτερη φυλετική αναλογία με αρσενικά προς θηλυκά 2,08:1 βρέθηκε για την κλάση μήκους ≥ 31 cm (χ^2 τεστ, $\chi^2=5,61$, df=1, p=0,018). Για τις υπόλοιπες τρεις κλάσεις μήκους των ≤ 19 cm (χ^2 τεστ, $\chi^2=3,44$, df=1, p=0,064), 20-25 cm (χ^2 τεστ, $\chi^2=3,33$, df=1, p=0,068) και 26-30 cm (χ^2 τεστ, $\chi^2=1,47$, df=1, p=0,226) δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά με την 1:1 αναλογία.



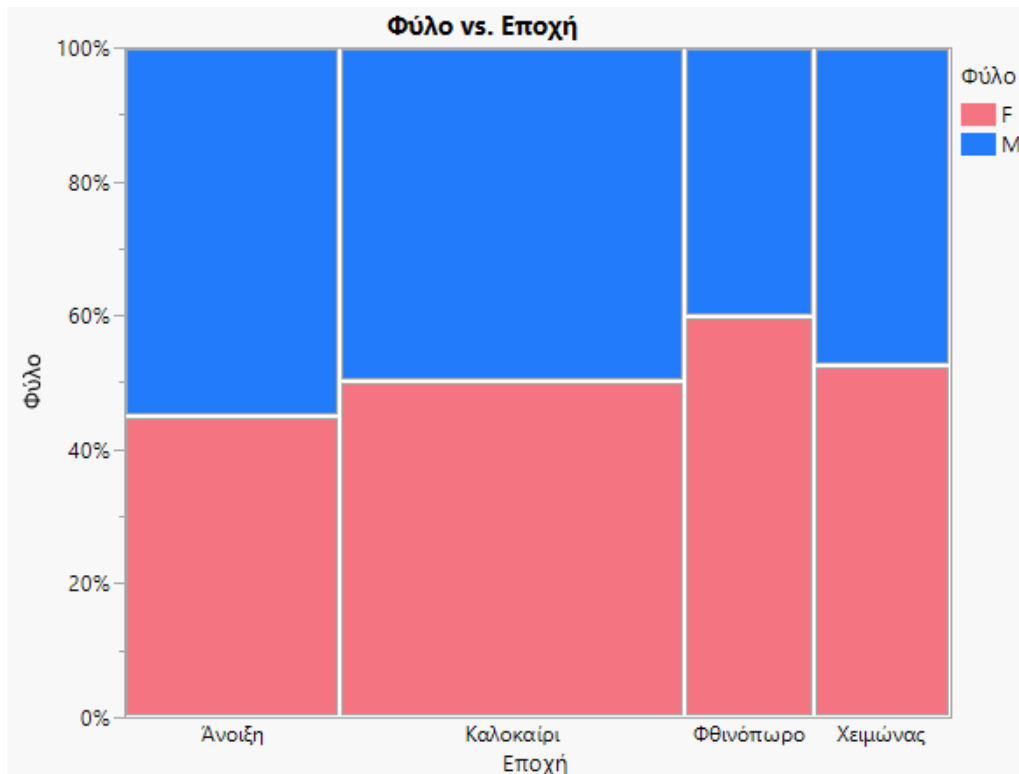
Εικόνα 19. Φυλετική αναλογία στο συνολικό δείγμα και στις κλάσεις μεγέθους ≤ 19 cm, 20-25cm, 26-30 cm και ≥ 31 cm και η μέση τιμή του βάρους σε κάθε περίπτωση $\pm$ το τυπικό σφάλμα. Στατιστική σύγκριση της αναλογίας της κάθε κλάσης έγινε με αυτή του συνολικού δείγματος (1:1). ns: δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά, *: $p < 0,05$.

3.5.2.Εποχιακή φυλετική αναλογία

Στον Πίνακα 12 δίνονται τα αποτελέσματα της ανάλυσης χ^2 για την εποχιακή διακύμανση της φυλετικής αναλογίας. Η μικρότερη αναλογία υπολογίζεται το φθινόπωρο με 0.66:1 αρσενικά προς θηλυκά και η μεγαλύτερη (1.2:1) την άνοιξη. Συνολικά η φυλετική αναλογία δεν φαίνεται να επηρεάζεται από την εποχή ($\chi^2=3.02$, $df=3$, $p=0.388$). Στην Εικόνα 20 απεικονίζεται η εποχιακή διακύμανση των 2 φύλων.

Πίνακας 12. Φυλετική αναλογία ατόμων *P. miles* ανά εποχή με έλεγχο χ^2 ανεξαρτησίας.

Φύλο		Εποχή				p-value
		Άνοιξη	Καλοκαίρι	Φθινόπωρο	Χειμώνας	
F	Παρατηρούμενες	41	73	33	30	0.388
	Αναμενόμενες	46	74.2	28.1	28.6	
	% της στήλης	45.5%	50.3%	60.0%	53.6%	
M	Παρατηρούμενες	49	72	22	26	
	Αναμενόμενες	44.0	70.8	26.9	27.4	
	% της στήλης	54.4%	49.7%	40.0%	46.4%	



Εικόνα 20. Διάγραμμα μωσαϊκού της εποχιακής διακύμανσης των 2 φύλων. Το πλάτος των στηλών δηλώνει το πλήθος των δειγμάτων σε κάθε εποχή. Με ροζ παρουσιάζονται τα θηλυκά και με μπλε τα αρσενικά.

3.5.3. Φυλετική αναλογία με βάση την Περιοχή δειγματοληψίας

Στον Πίνακα 13 δίνεται ο συνολικός αριθμός των αρσενικών και θηλυκών ατόμων *P.miles* που συλλέχθηκαν από κάθε περιοχή δειγματοληψίας. Στις Περιοχές δειγματοληψίας 1 και 2 τα θηλυκά υπερσχύουν έναντι των αρσενικών ενώ στην Περιοχή δειγματοληψίας 3 υπερέχουν τα αρσενικά. Από τον έλεγχο χ^2 ανεξαρτησίας φαίνεται να μην υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά ($\chi^2=3.02$, $df=3$, $p=0,538$) στην αναλογία αρσενικών/θηλυκών μεταξύ των 3 Περιοχών δειγματοληψίας.

Πίνακας 13. Παρατηρούμενες και αναμενόμενες τιμές θηλυκών και αρσενικών ατόμων ανά περιοχή δειγματοληψίας με έλεγχο χ^2 ανεξαρτησίας.

		Περιοχή Δειγματοληψίας			p-value
Φύλο		1	2	3	0.538
F	Παρατηρούμενες	50	73	54	
	Αναμενόμενες	48.6	69.6	58.8	
	% της στήλης	52.6%	53.7%	47.0%	
M	Παρατηρούμενες	45	63	61	
	Αναμενόμενες	46.4	66.4	56.2	
	% της στήλης	47.4%	46.3%	53.0%	

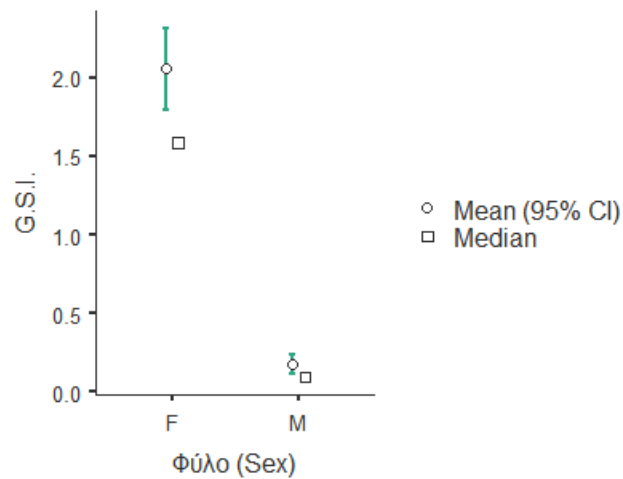
3.6.Γοναδοσωματικός δείκτης

3.6.1.Φυλετική διακύμανση

Αρχικά, ελέγχθηκε η φυλετική διαφοροποίηση του γοναδοσωματικού δείκτη (GSI) (Πίνακας 14) και βρέθηκε ότι υπάρχει στατιστικά σημαντική ($p < 0,001$) διαφορά του GSI μεταξύ των 2 φύλων. Από την Εικόνα 21 φαίνεται ότι τα θηλυκά πετυχαίνουν μεγαλύτερες μέσες τιμές GSI ($1,76 \pm 0,772$) σε σχέση με τα αρσενικά ($1,25 \pm 0,572$).

Πίνακας 14. Σύγκριση γοναδοσωματικού δείκτη με το φύλο (GSI: γοναδοσωματικός δείκτης)

		Chi-Square	df	p
G.S.I.	Mood's Median test	18.0	363	<0.001



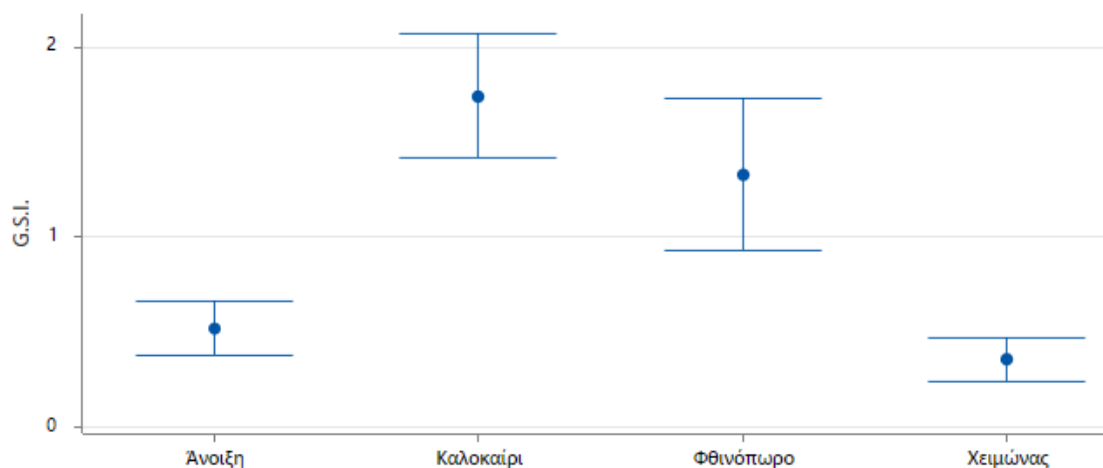
Εικόνα 21. Φυλετική διαφοροποίηση του γοναδοσωματικού δείκτη. Με κύκλο απεικονίζονται οι μέσες τιμές και με τετράγωνο οι διάμεσοι, οι μπάρες απεικονίζουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.6.2. Εποχιακή διακύμανση

Στην συνέχεια, στατιστικά σημαντική διαφορά ($p=0.026$) ανιχνεύτηκε και μεταξύ των 4 εποχών (Πίνακας 15). Η εποχή με τις μεγαλύτερες τιμές του GSI φαίνεται από την Εικόνα 22 να είναι το καλοκαίρι (1.74 ± 0.17) και αυτή με τις μικρότερες ο χειμώνας (0.35 ± 0.06).

Πίνακας 15. Σύγκριση γοναδοσωματικού δείκτη με την εποχή (GSI: γοναδοσωματικός δείκτης)

		Chi-square	df	p
G.S.I	Mood's Median test	9.22	3	0.026



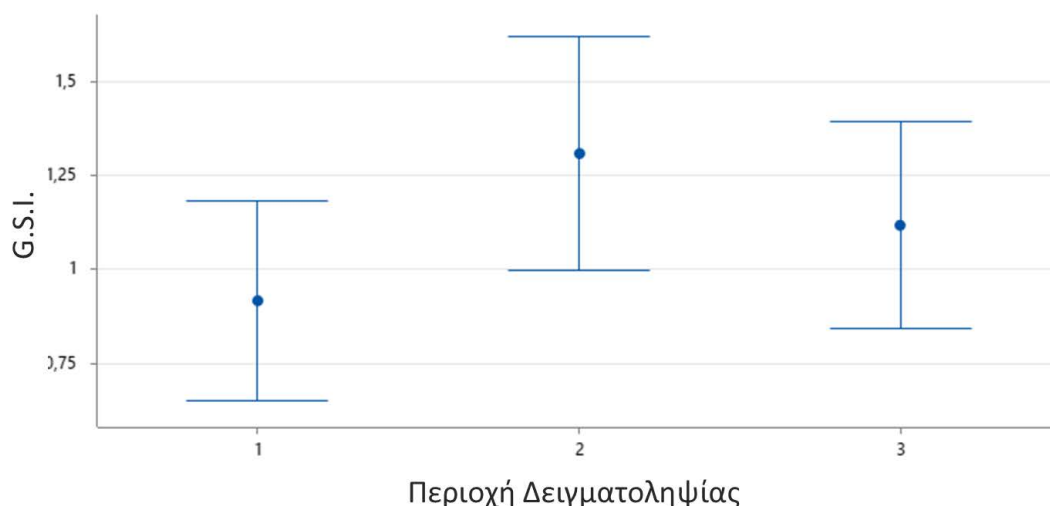
Εικόνα 22. Εποχιακή διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.6.3.Χωρική διακύμανση

Αντίστοιχα, διερευνήθηκε η σχέση του γοναδοσωματικού δείκτη με τις περιοχές δειγματοληψίας (Πίνακας 16) δεν βρέθηκε όμως στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ τους ($p=0,331$). Στην Εικόνα 23 απεικονίζονται οι μέσες τιμές και το εύρος του γοναδοσωματικού δείκτη για κάθε Περιοχή δειγματοληψίας.

Πίνακας 16. Σύγκριση γοναδοσωματικού δείκτη μεταξύ των περιοχών δειγματοληψίας (GSI: γοναδοσωματικός δείκτης)

		H-value	df	p
G.S.I.	Kruskal- Wallis	2.21	2	0.331



Εικόνα 23. Γοναδοσωματικός δείκτης με βάση τη Περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.6.4. Φυλετική και εποχιακή διακύμανση

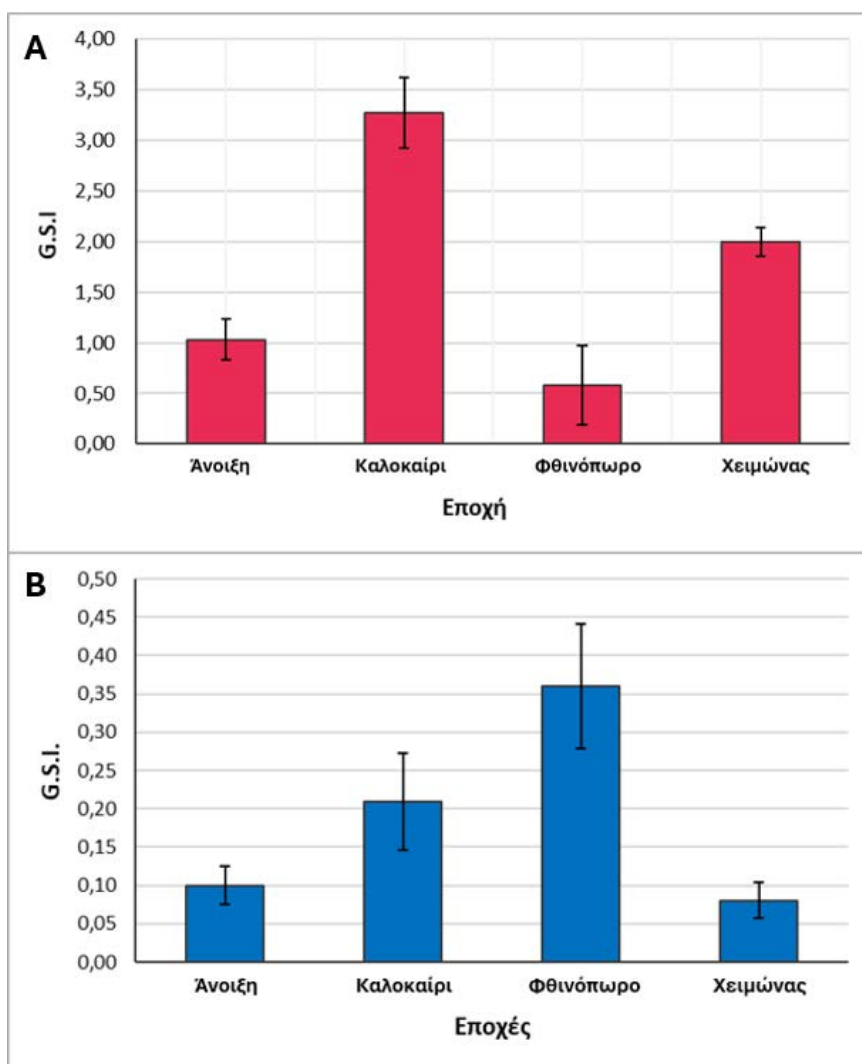
Στον Πίνακα 17 παρουσιάζεται το γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση του γοναδοσωματικού δείκτη με την εποχή και το φύλο. Σύμφωνα με το μοντέλο, το φύλο, η εποχή και η μεταξύ τους αλληλεπίδραση τους έχουν στατιστικά σημαντική επίδραση στο γοναδοσωματικό δείκτη ($p < 0.001$).

Πίνακας 17. Γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, εποχής και της μεταξύ τους αλληλεπίδρασης στο γοναδοσωματικό δείκτη (ανεξάρτητος παράγοντας) για το *P.miles*. Όπου df: βαθμοί ελευθερίας, SS: άθροισμα τετραγώνων, F: αποτέλεσμα του τεστ ANOVA.

	SS	df	F	p
Μοντέλο	523.3	7	71.6	<0.001
Φύλο	170.4	1	163.2	<0.001
Εποχή	117.7	3	37.5	<0.001
Φύλο *Εποχή	96.5	3	30.8	<0.001
Υπόλοιπα	352.0	337		
Σύνολο	875.3	344		

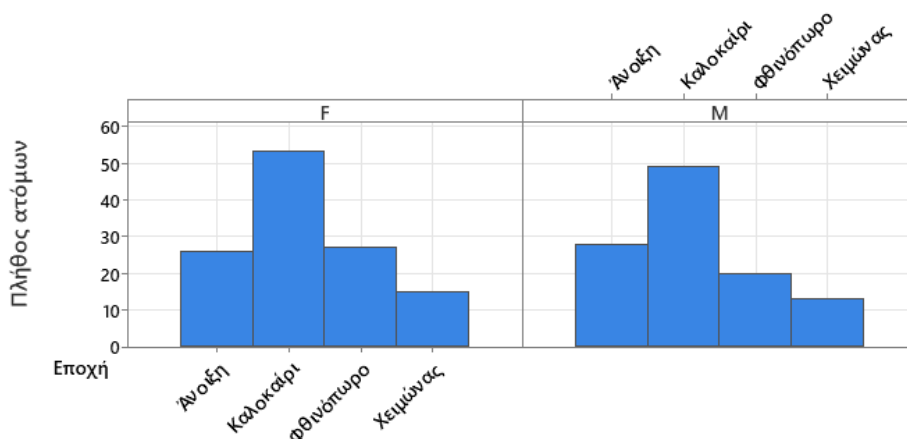
Στην Εικόνα 24 δίνεται σχηματική αναπαράσταση της μεταβολής του γοναδοσωματικού δείκτη μεταξύ των εποχών για θηλυκά και αρσενικά. Για τα θηλυκά

άτομα βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ άνοιξης -καλοκαίριου ($p<0,001$), άνοιξης- φθινοπώρου ($p=0.002$), μεταξύ του καλοκαιριού-χειμώνα ($p<0,001$) και καλοκαιριού- φθινοπώρου ($p<0,001$) και μεταξύ φθινοπώρου και χειμώνα ($p<0,001$). Για τα αρσενικά άτομα δεν βρέθηκε καμία στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ των τεσσάρων εποχών. Μεταξύ των 2 φύλων βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά την άνοιξη ($p<0,001$), το καλοκαίρι ($p<0,001$) και το φθινόπωρο ($p<0,001$) ενώ το χειμώνα δεν φαίνεται να διαφέρει ο γοναδοσωματικός δείκτης μεταξύ των φύλων.



Εικόνα 24. Α) Εποχιακή διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη για τα θηλυκά άτομα και Β) Εποχιακή διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη για τα αρσενικά άτομα

Στην Εικόνα 25 φαίνεται το πλήθος των αναπαραγωγικά ώριμων , θηλυκών και αρσενικών ατόμων, σε κάθε εποχή. Η πλειοψηφία των ώριμων θηλυκών και αρσενικών ατόμων παρατηρήθηκε το καλοκαίρι.



Εικόνα 25. Εποχιακή κατανομή των ώριμων σεξουαλικά ατόμων. F: θηλυκά, M: αρσενικά.

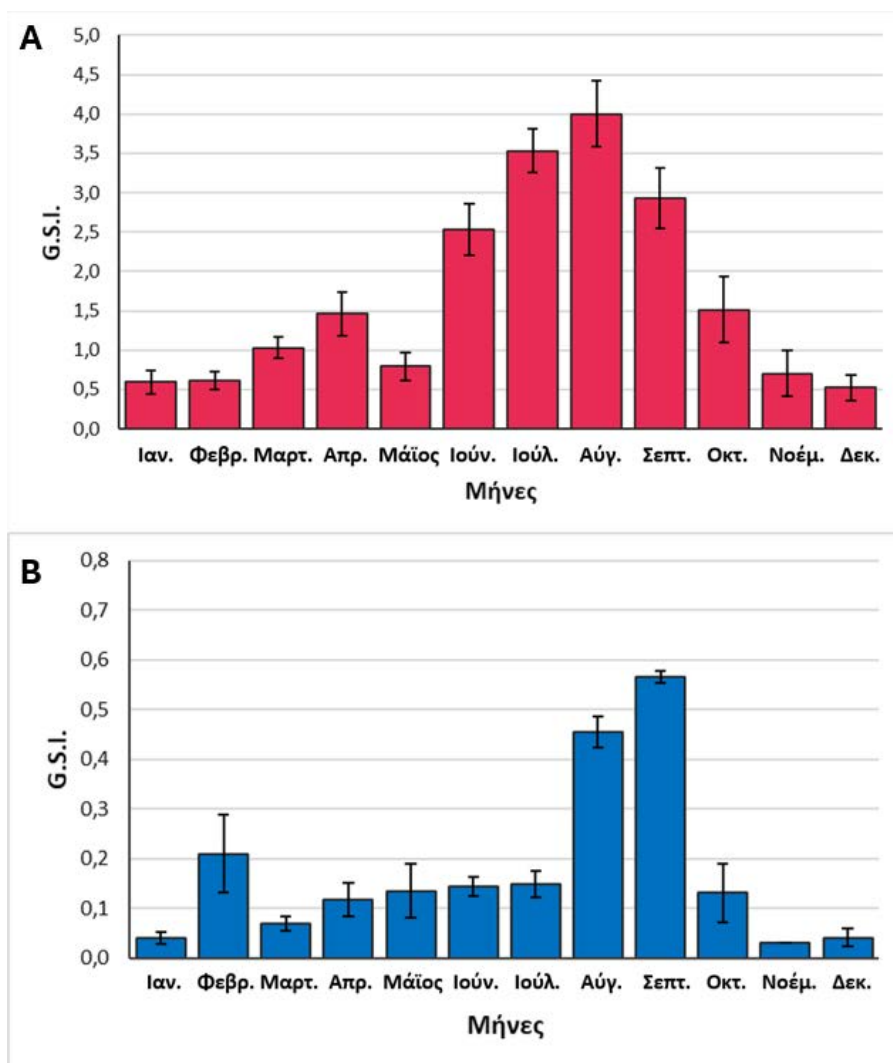
Για να διερευνηθεί περαιτέρω η διαφοροποίηση του γοναδοσωματικού δείκτη σε βάθος χρόνου, χωρίστηκαν οι εποχές σε μήνες και ξανα εφαρμόστηκε γενικό γραμμικό μοντέλο (Πίνακας 18). Σύμφωνα με το μοντέλο, το φύλο, ο μήνας και η μεταξύ τους αλληλεπίδραση έχουν στατιστικά σημαντική επίδραση στο γοναδοσωματικό δείκτη ($p < 0.001$).

Πίνακας 18. Γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, μήνα και της μεταξύ τους αλληλεπίδρασης στο γοναδοσωματικό δείκτη (ανεξάρτητος παράγοντας) για το *P.miles*. Όπου df: βαθμοί ελευθερίας, SS: άθροισμα τετραγώνων, F: αποτέλεσμα του τεστ ANOVA.

	SS	df	F	p
Μοντέλο	582	23	27.6	<0.001
Φύλο	106	1	115.9	<0.001
Μήνας	143	11	14.1	<0.001
Φύλο *Μήνας	106	11	10.5	<0.001

Υπόλοιπα	293	320		
Σύνολο	875	344		

Στην Εικόνα 26 δίνεται σχηματική αναπαράσταση της μεταβολής του γοναδοσωματικού δείκτη μεταξύ των μηνών για θηλυκά και αρσενικά. Για τα θηλυκά μεταξύ Μαΐου - Ιουνίου, Ιουλίου και Αύγουστο υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά ($p < 0,001$) με τον Αύγουστο να πετυχαίνει τις μεγαλύτερες τιμές ($4,0045 \pm 1,32$). Έπειτα, ο Αύγουστος παρουσιάζει στατιστικά σημαντική διαφορά με τον Οκτώβριο ($p < 0,001$). Μετά την μέγιστη ετήσια τιμή του γοναδοσωματικού δείκτη τον Αύγουστο οι τιμές μειώνονται με τη μικρότερη ετήσια τιμή να παρουσιάζεται τον Δεκέμβριο ($0,5239 \pm 0,1592$). Για τα αρσενικά οι τιμές του γοναδοσωματικού δείκτη δεν διαφοροποιούνται στατιστικά κατά την διάρκεια του χρόνου.



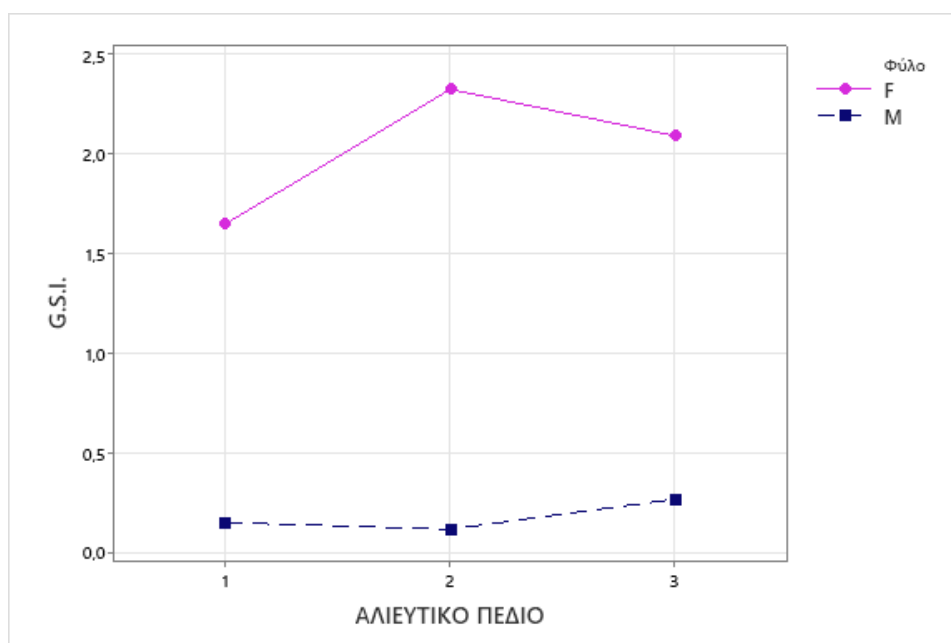
Εικόνα 26. Α) Μηνιαία διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη για τα θηλυκά άτομα και Β) Μηνιαία διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη για τα αρσενικά άτομα

3.6.5. Φυλετική και χωρική διακύμανση

Στον Πίνακα 19 παρουσιάζεται το γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, περιοχής δειγματοληψίας και γοναδοσωματικού δείκτη. Σύμφωνα με το μοντέλο, δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική επίδραση στις τιμές του γοναδοσωματικού δείκτη από το φύλο και την περιοχή δειγματοληψίας ($p=0,116$). Στην Εικόνα 27 δίνεται η απεικόνιση της φυλετικής και χωρικής διακύμανση του γοναδοσωματικού δείκτη.

Πίνακας 19. Γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, της Περιοχής δειγματοληψίας και της μεταξύ τους αλληλεπίδρασης στο γοναδοσωματικό δείκτη (ανεξάρτητος παράγοντας) για το *P.miles*. Όπου df: βαθμοί ελευθερίας, SS: άθροισμα τετραγώνων, F: αποτέλεσμα του τεστ ANOVA.

	SS	df	F	p
Μοντέλο	320.65	5	39.2	<0.001
Φύλο	6.30	2	1.93	0.147
Περιοχή δειγματοληψίας	286.84	1	175.32	<0.001
Φύλο * Περιοχή δειγματοληψίας	7.10	2	2.17	0.116
Υπόλοιπα	554.63	339		
Σύνολο	875.28	344		



Εικόνα 27. Γοναδοσωματικός δείκτης με βάση το αλιευτικό πεδίο. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

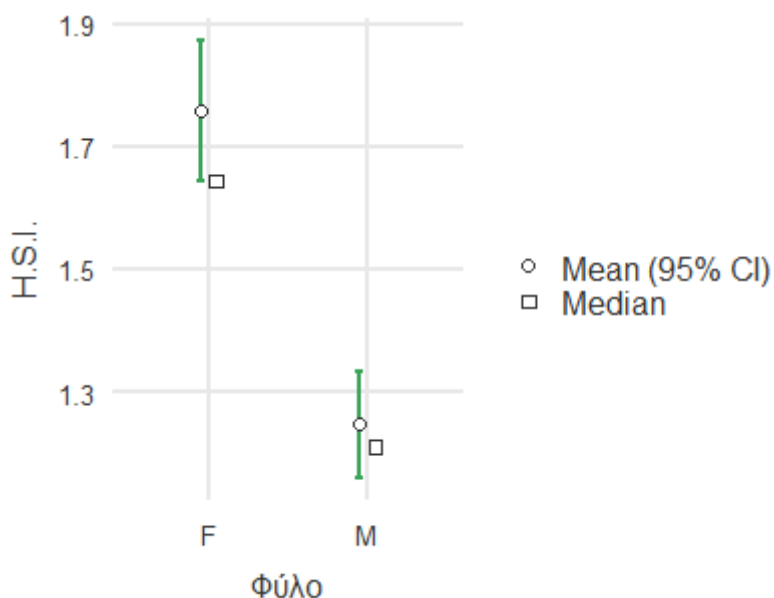
3.7. Ηπατοσωματικός δείκτης

3.7.1. Φυλετική διακύμανση

Αρχικά, ελέγχθηκε η φυλετική διαφοροποίηση του ηπατοσωματικού δείκτη (HSI) (Πίνακας 20) και βρέθηκε ότι υπάρχει στατιστικά σημαντική ($p < 0,001$) διαφορά μεταξύ των 2 φύλων. Από την Εικόνα 28 φαίνεται ότι τα θηλυκά πετυχαίνουν υψηλότερες τιμές HSI.

Πίνακας 20. Σύγκριση ηπατοσωματικού δείκτη με το φύλο (HSI: ηπατοσωματικός δείκτης)

		t	df	p
HSI	Welch's t-test	6.6	321	<0.001

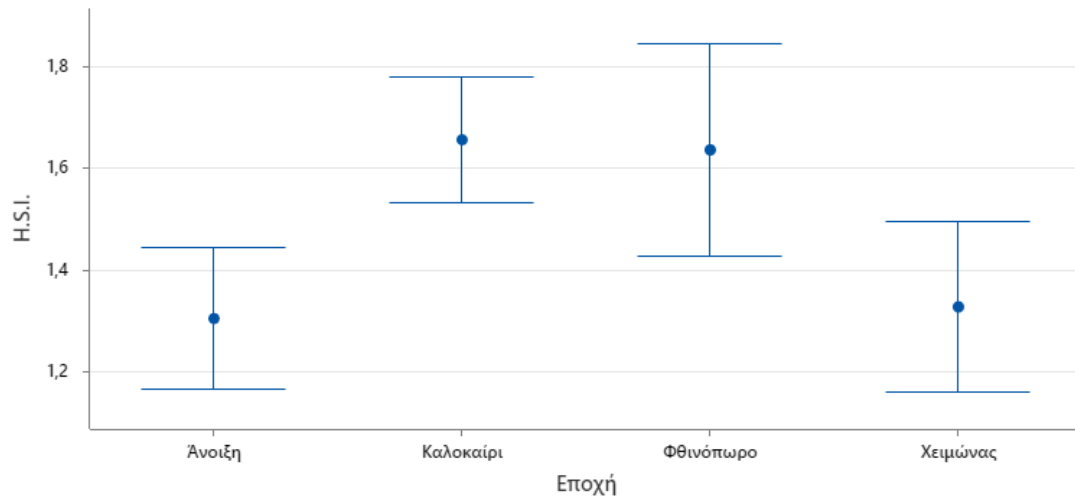
**Εικόνα 28.** Φυλετική διαφοροποίηση του ηπατοσωματικού δείκτη. Με κύκλο απεικονίζονται οι μέσες τιμές και με τετράγωνο οι διάμεσοι, οι μπάρες απεικονίζουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.7.2.Εποχιακή διακύμανση

Στην συνέχεια, στατιστικά σημαντική διαφορά ($p < 0,001$) ανιχνεύτηκε και μεταξύ των 4 εποχών (Πίνακας 21). Η εποχή με τις μεγαλύτερες τιμές HSI φαίνεται από την Εικόνα 29 ότι είναι το καλοκαίρι (1.66 ± 0.06) και με τις μικρότερες τιμές η άνοιξη (1.32 ± 0.07).

Πίνακας 17. Σύγκριση ηπατοσωματικού δείκτη με τις εποχές

		t	df	p
HSI	Kruskal-Wallis	18.2	3	<0.001



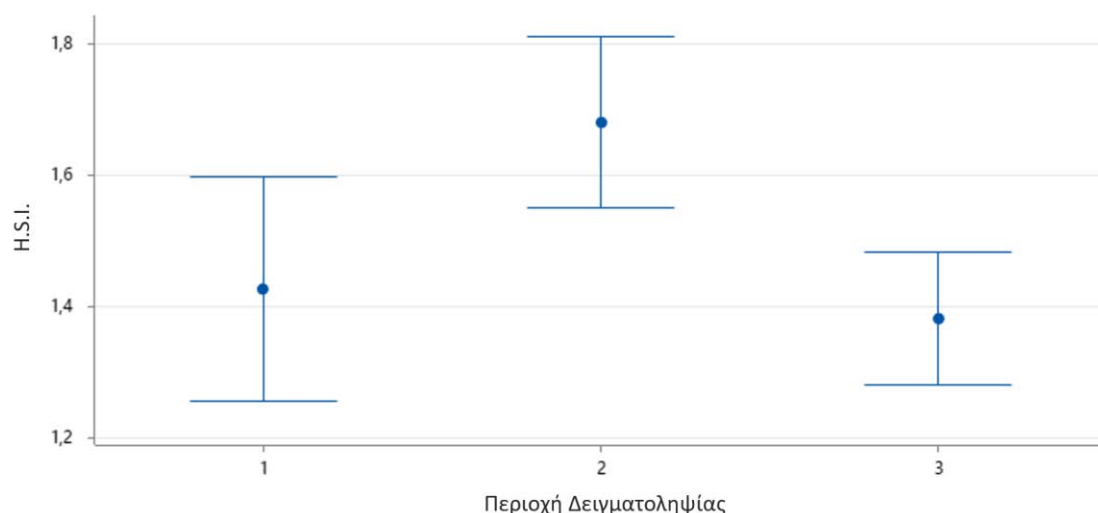
Εικόνα 29. Εποχιακή διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.7.3. Χωρική διακύμανση

Αντίστοιχα, διερευνήθηκε η σχέση του ηπατοσωματικού δείκτη με τις περιοχές δειγματοληψίας (Πίνακας 18) αλλά δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ τους ($p=0,112$). Στη Εικόνα 30 παρουσιάζεται η χωρική διακύμανση του HSI.

Πίνακας 18. Σύγκριση του ηπατοσωματικού δείκτη με το αλιευτικό πεδίο

		t	df	p
HSI	Mood's Median test	4.37	2	0.112



Εικόνα 30. Ηπατοσωματικός δείκτης με βάση το αλιευτικό πεδίο. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

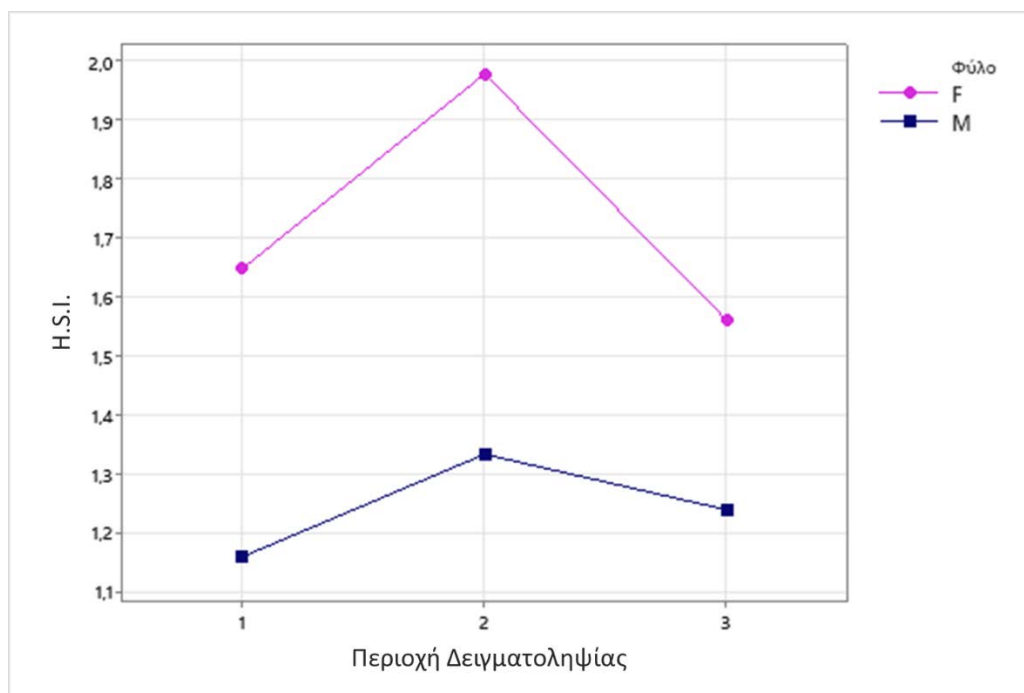
3.7.5. Φυλετική και χωρική διακύμανση

Στον Πίνακα 19 παρουσιάζεται το γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση του ηπατοσωματικού δείκτη με την εποχή και το φύλο. Σύμφωνα με το μοντέλο, το φύλο, η εποχή και η μεταξύ τους αλληλεπίδραση δεν έχουν στατιστικά σημαντική επίδραση στον ηπατοσωματικό δείκτη ($p=0.198$).

Πίνακας 19. Γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, της Περιοχής δειγματοληψίας και της μεταξύ τους αλληλεπίδρασης στο γοναδοσωματικό δείκτη (ανεξάρτητος παράγοντας) για το *P.miles*. Όπου df: βαθμοί ελευθερίας, SS: άθροισμα τετραγώνων, F: αποτέλεσμα του τεστ ANOVA.

	SS	df	F	p
Μοντέλο	29.33	5	13.03	<0.001
Φύλο	19.90	1	44.22	<0.001
Περιοχή δειγματοληψίας	5.51	2	6.12	0.002
Φύλο * Περιοχή δειγματοληψίας	1.46	2	1.62	0.198
Υπόλοιπα	150.32	334		
Σύνολο	179.64	339		

Στην Εικόνα 31 δίνεται σχηματική αναπαράσταση της μεταβολής του ηπατοσωματικού δείκτη μεταξύ των Περιοχών δειγματοληψίας με βάση το φύλο.



Εικόνα 31. Διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη μεταξύ των 3 περιοχών δειγματοληψίας με βάση το φύλο. Με μπλε απεικονίζονται τα αρσενικά και με ροζ τα θηλυκά.

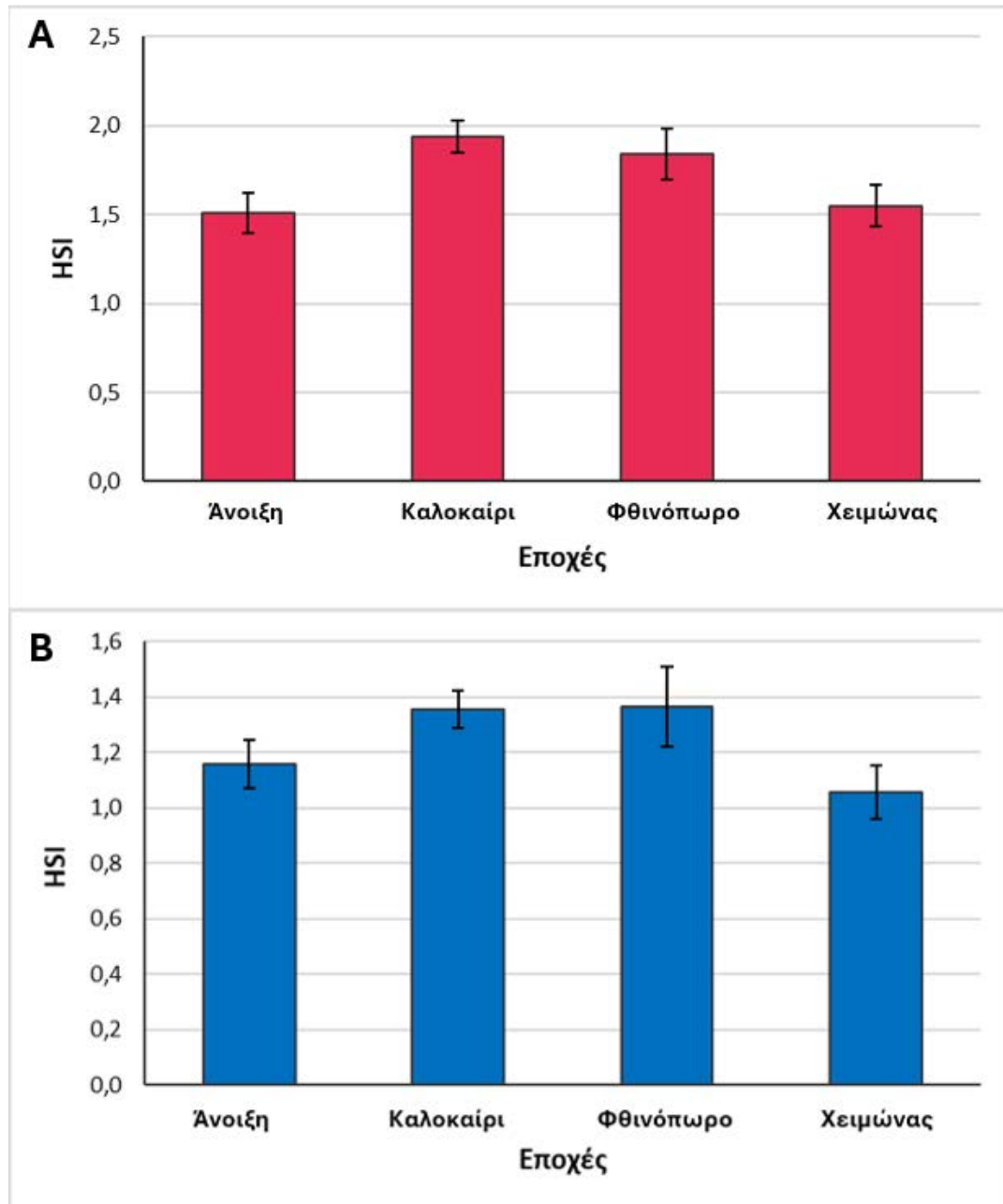
3.7.4. Φυλετική και εποχιακή διακύμανση

Στον Πίνακα 20 παρουσιάζεται το γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση του ηπατοσωματικού δείκτη με την εποχή και το φύλο. Σύμφωνα με το μοντέλο, το φύλο, η εποχή και η μεταξύ τους αλληλεπίδραση τους δεν έχουν στατιστικά σημαντική επίδραση στον ηπατοσωματικό δείκτη ($p=0.751$).

Πίνακας 20. Γενικό γραμμικό μοντέλο που αναδεικνύει την σχέση μεταξύ φύλου, εποχής και της μεταξύ τους αλληλεπίδρασης στον ηπατοσωματικό δείκτη (ανεξάρτητος παράγοντας) για το *P.miles*. Όπου df: βαθμοί ελευθερίας, SS: άθροισμα τετραγώνων, F: αποτέλεσμα του τεστ ANOVA.

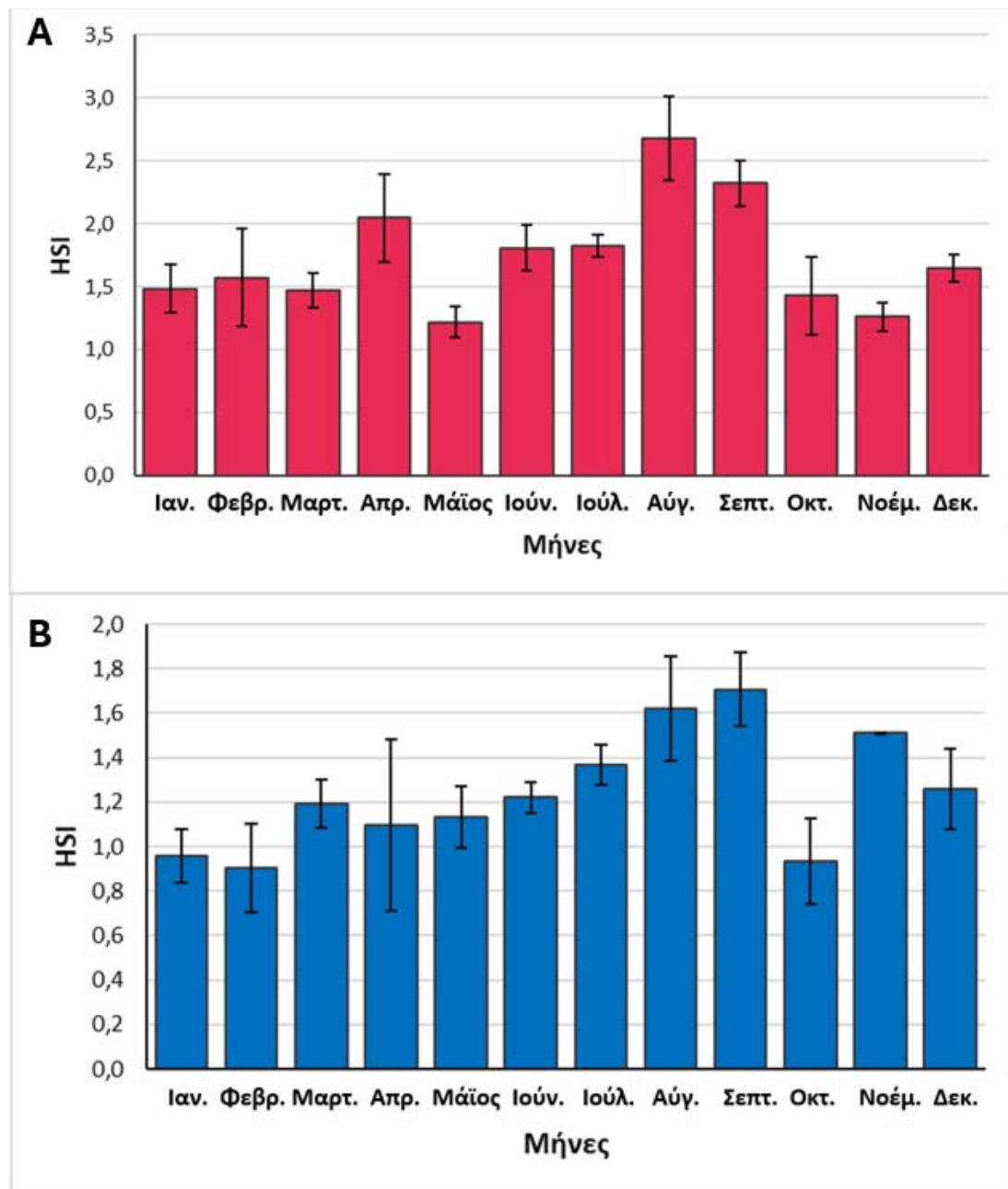
	SS	df	F	p
Μοντέλο	31.070	7	9.918	<0.001
Φύλο	16.607	1	37.110	<0.001
Εποχή	8.433	3	6.282	<0.001
Φύλο * Εποχή	0.541	3	0.403	0.751
Υπόλοιπα	148.575	332		
Σύνολο	179.645	339		

Στην εικόνα 32 δίνεται σχηματική αναπαράσταση της μεταβολής του ηπατοσωματικού δείκτη μεταξύ των εποχών με βάση το φύλο.



Εικόνα 32. Α) Εποχιακή διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη για τα θηλυκά άτομα και Β) Εποχιακή διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη για τα αρσενικά άτομα

Στην Εικόνα 33 δίνεται η μηνιαία διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη. Τα θηλυκά φαίνεται να πετυχαίνουν τις μεγαλύτερες τιμές τον Αύγουστο (2.68) και τα αρσενικά τον Σεπτέμβριο (1.71).



Εικόνα 33. Α) Μηνιαία διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη για τα θηλυκά άτομα και Β) Μηνιαία διακύμανση του ηπατοσωματικού δείκτη για τα αρσενικά άτομα

3.8.Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton

3.8.1.Φυλετική διακύμανση

Αρχικά, ελέγχθηκε η φυλετική διαφοροποίηση του δείκτη ευρωστίας (FCF) κατά Fulton. Στον Πίνακα 21 δίνονται αποτελέσματα του Student's t-test από όπου φαίνεται ($p=0,076$) ότι δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά για τον δείκτη ευρωστίας μεταξύ των 2 φύλων.

Πίνακας 21. Σύγκριση του δείκτη ευρωστίας κατά Fulton με το φύλο

		t	df	p
Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton	Student's t test	1.78	336	0.076

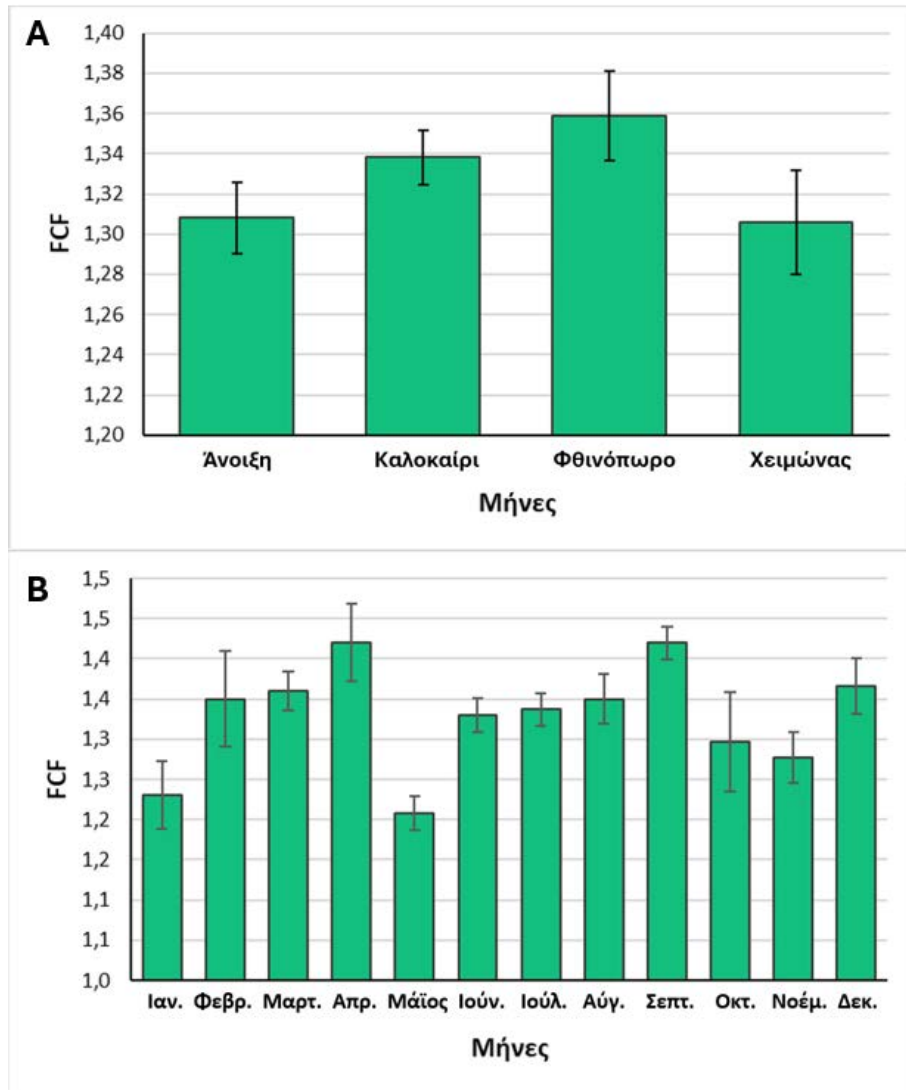
3.8.2.Εποχιακή διακύμανση

Στον Πίνακα 22 δίνονται τα αποτελέσματα του Fisher's One-way Anova τεστ. Ο δείκτης ευρωστίας δεν φαίνεται να μεταβάλλεται στατιστικά σημαντικά με βάση τις εποχές ($p=0,275$).

Πίνακας 22. Σύγκριση του δείκτη ευρωστίας μεταξύ εποχών

		F	df1	df2	p
Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton	Fisher's test	1.3	3	349	0.275

Στην Εικόνα 34 δίνεται η εποχιακή και η μηνιαία διακύμανση του δείκτη ευρωστίας για το σύνολο του πληθυσμού. Η μεγαλύτερες τιμές παρατηρούνται το φθινόπωρο (1.36) με την μεγαλύτερη (1.42) να παρατηρείται τον Σεπτέμβριο.



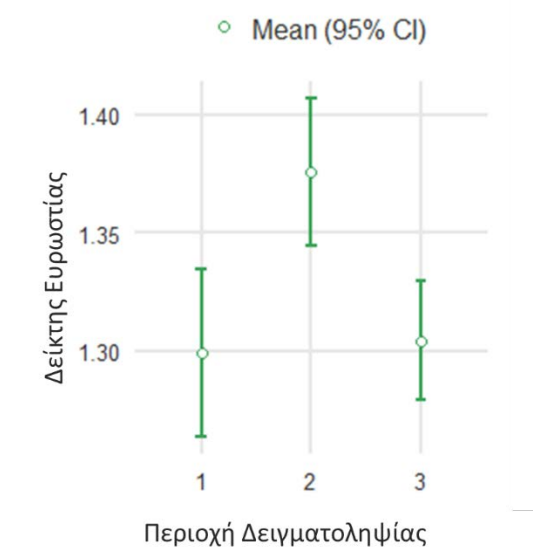
Εικόνα 34. Α) Εποχιακή διακύμανση του δείκτη ευρωστίας και Β) Μηνιαία διακύμανση του δείκτη ευρωστίας

3.8.3.Χωρική διακύμανση

Στον Πίνακα 23 δίνονται τα αποτελέσματα του Welch's test για την σύγκριση του δείκτη ευρωστίας με βάση την περιοχή δειγματοληψίας. Βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά του δείκτη ευρωστίας μεταξύ των 3 περιοχών δειγματοληψίας με την Περιοχή δειγματοληψίας 2 να παρουσιάζει τις μεγαλύτερες τιμές και την Περιοχή δειγματοληψίας 1 τις μικρότερες όπως φαίνεται και στην Εικόνα 35.

Πίνακας 23. Σύγκριση του δείκτη ευρωστίας με τις περιοχές δειγματοληψίας

		F	df1	df2	p
Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton	Fisher's test	7.61	2	223	<0.001

**Εικόνα 35.** Δείκτης ευρωστίας κατά Fulton σε κάθε περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο απεικονίζεται η μέση τιμή και με γραμμές το διάστημα εμπιστοσύνης.

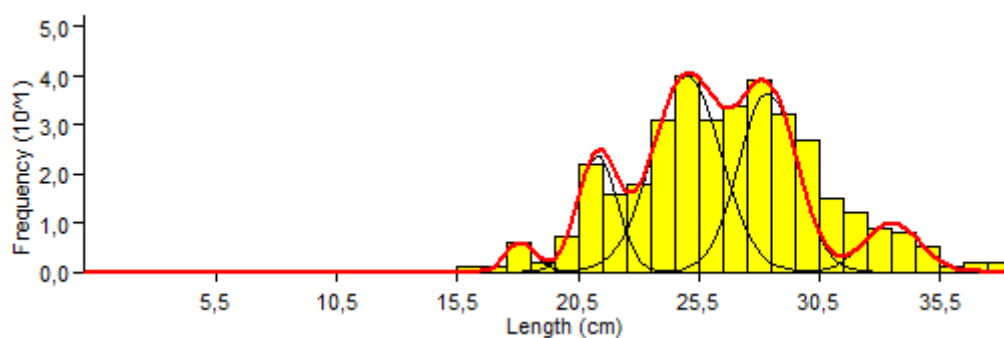
3.9.Ηλικιακή κατανομή- Bhattacharya

Με την χρήση της μεθόδου Bhattacharya (1967) για την εκτίμηση των ηλικιακών κλάσεων προέκυψαν 5 ηλικιακές ομάδες. Στον Πίνακα 24 δίνονται τα αποτελέσματα της μεθόδου με τις τιμές για το μέσο ολικό μήκος της κάθε κλάσης, την τυπική απόκλιση αυτού και το ποσοστό του πληθυσμού που ανήκει σε αυτή. Στην πρώτη ηλικιακή κλάση το *P.miles* στο Ανατολικό Αιγαίο φτάνει κατά μέσο όρο τα 18,12 cm και η πιο πολυπληθής ομάδα ανήκει στην 3^η ηλικιακή κλάση με ποσοστό 41.5% του συνόλου.

Πίνακας 24. Ηλικιακές κλάσεις και το ποσοστό του πληθυσμού σε κάθε μία από αυτές, με βάση τη μέθοδο Bhattacharya.

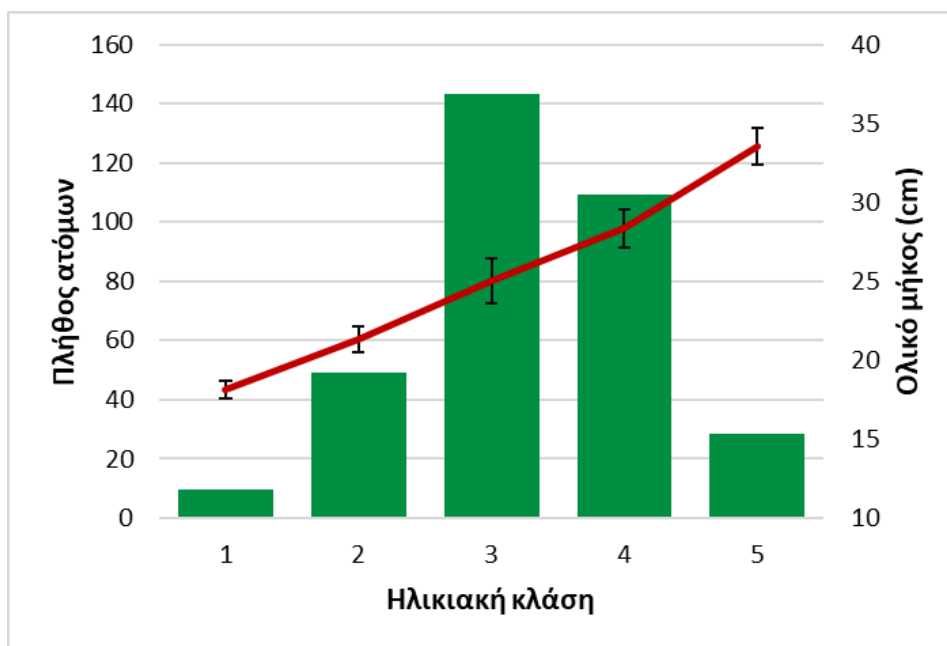
Ηλικιακή κλάση	Μέσο Ολικό Μήκος (cm)	Τυπική απόκλιση	Ποσοστό πληθυσμού (%)
1	18.12	0.59	2.79
2	21.32	0.84	14.90
3	25.01	1.39	41.49
4	28.35	1.20	32.40
5	33.52	1.16	8.42

Στην Εικόνα 36 παρουσιάζεται το ιστόγραμμα συχνοτήτων των ηλικιακών κλάσεων που προέκυψε από την μέθοδο Bhattacharya (1967).



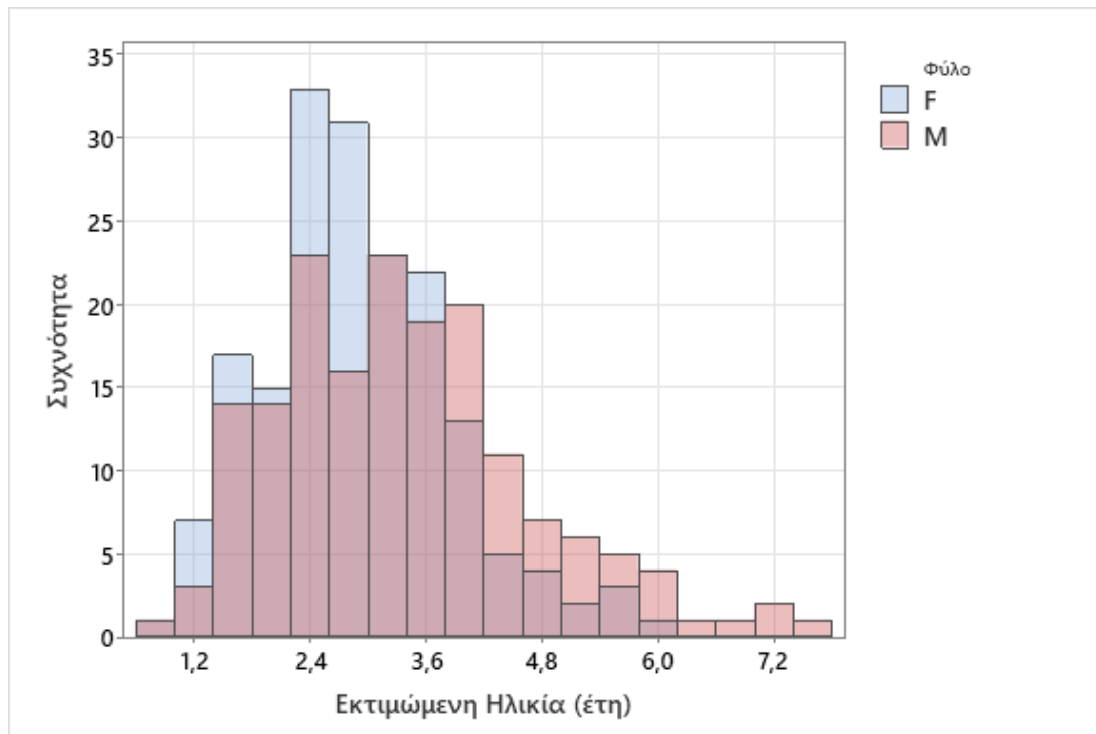
Εικόνα 36. Ιστόγραμμα συχνοτήτων εκτιμώμενων ηλικιακών κλάσεων με την μέθοδο Bhattacharya.

Στην Εικόνα 37 απεικονίζεται το ποσοστό των ατόμων που ανήκουν σε κάθε ηλικιακή κλάση σύμφωνα με τον Πίνακα 24 και το μέσο ολικό μήκος σώματος που αντιστοιχεί σε κάθε κλάση. Είναι φανερό εδώ ότι η τρίτη ηλικιακή κλάση είναι η πολυπληθέστερη με περίπου 140 άτομα, κατέχοντας το 41,5 % του συνολικού πληθυσμού, με ένα μέσο ολικό μήκος στα 25 cm.



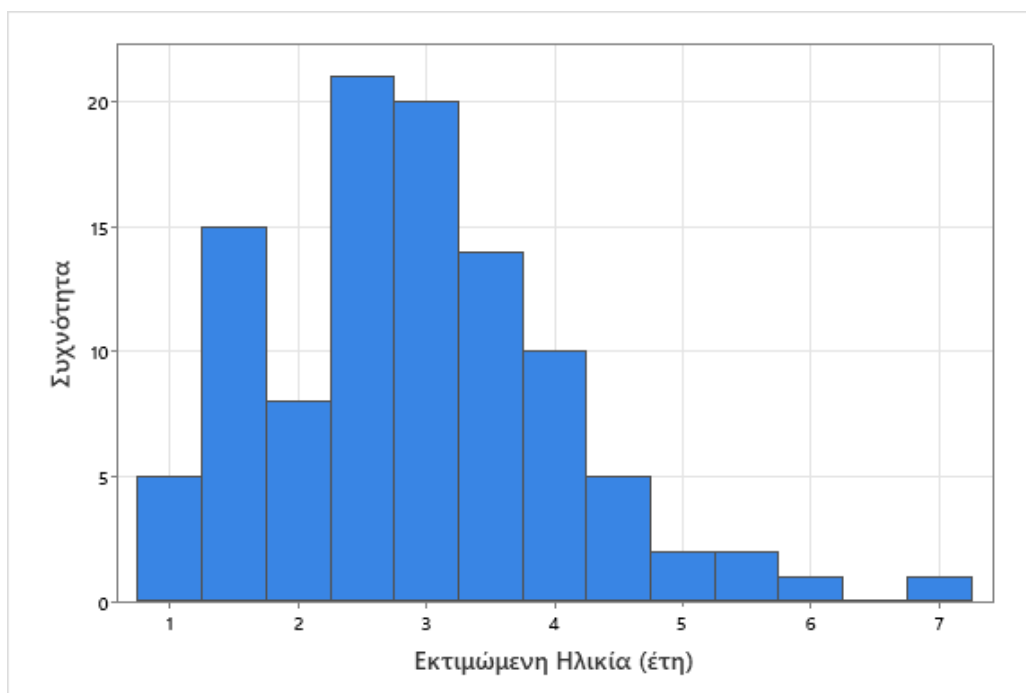
Εικόνα 37. Πληθυσμιακή κατανομή των ηλικιακών κλάσεων και μέσο ολικό μήκος σώματος με την τυπική απόκλιση που αντιστοιχεί σε κάθε κλάση.

Με βάση τις ηλικιακές κλάσεις εκτιμήθηκε η ηλικία σε κάθε μήκος σώματος. Η μέση ηλικία των ατόμων *P.miles* στην περιοχή της Ρόδου εκτιμήθηκε στα 3,12 έτη. Η ελάχιστη ηλικία υπολογίστηκε στα 0,84 έτη και η μέγιστη στα 7,46. Στην Εικόνα 38 δίνεται σχηματικά η διαφοροποίηση των ηλικιών μεταξύ αρσενικών και θηλυκών ατόμων εντός του δείγματος. Από το ιστόγραμμα ηλικιών της εικόνας φαίνεται τα θηλυκά να είναι πολυπληθέστερα σε μικρές ηλικίες έως περίπου τα 3,5 έτη και απόντα μετά την ηλικία των 6 ετών όπου κυριαρχούν τα αρσενικά. Η μέση τιμή της ηλικίας των αρσενικών υπολογίστηκε στα $3,38 \pm 0,10$ (τυπικό σφάλμα) έτη ενώ των θηλυκών στα $2,89 \pm 0,07$ έτη.

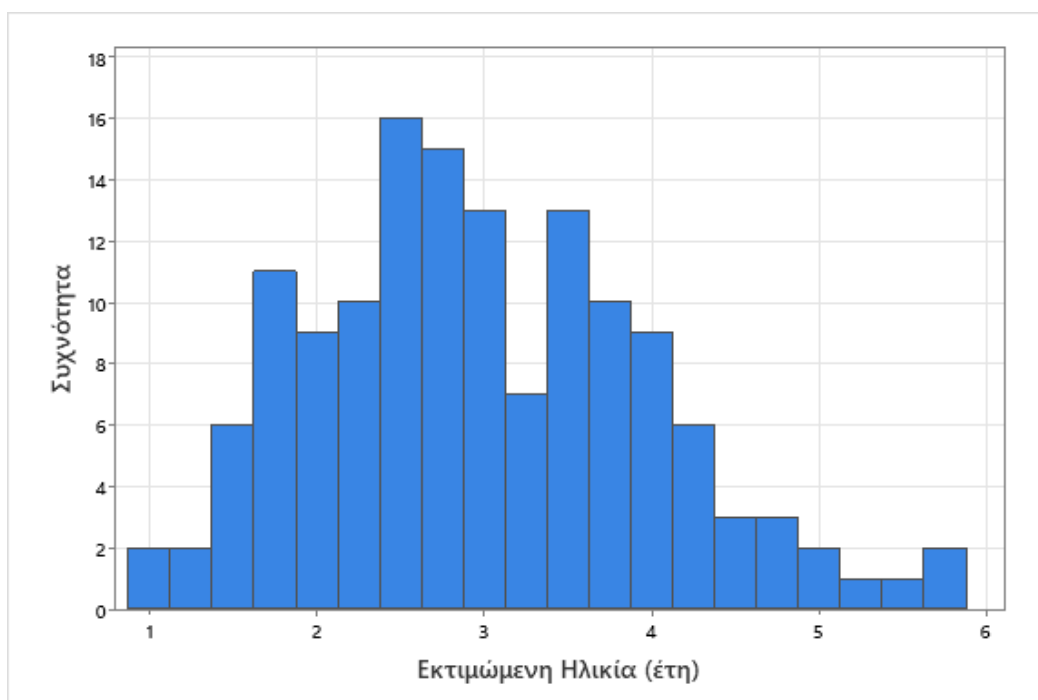


Εικόνα 38. Ιστογράμματα συχνοτήτων των ηλικιών για θηλυκά και αρσενικά άτομα.

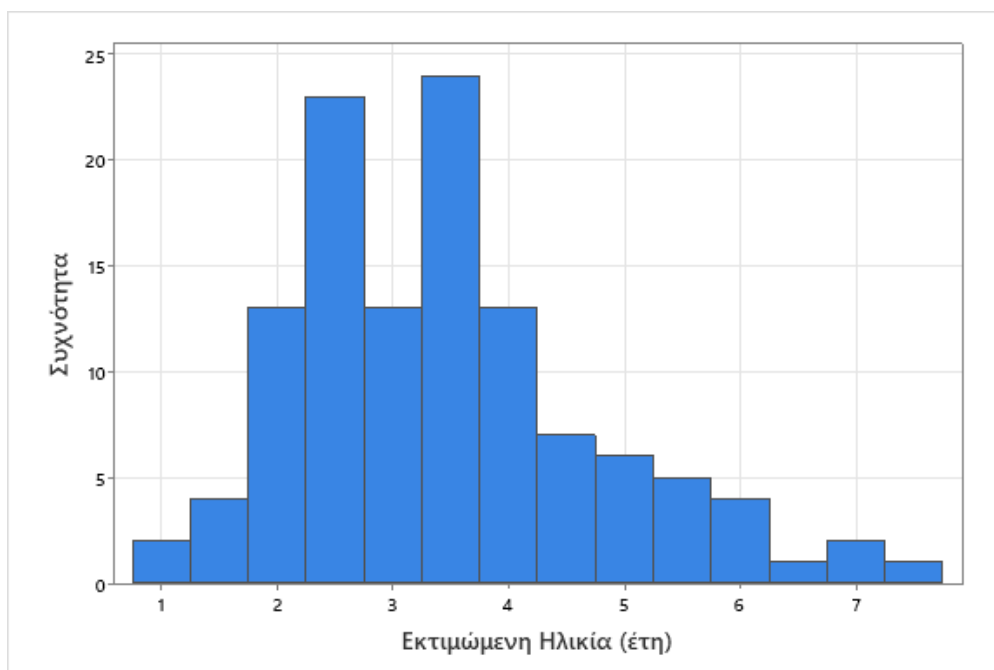
Στις Εικόνες 39, 40 και 41 παρουσιάζονται τα ιστογράμματα συχνοτήτων των ηλικιών για τις Περιοχές δειγματοληψίας 1,2 και 3 αντίστοιχα. Παρατηρείται ότι και στις τρεις περιοχές η πλειοψηφία των ατόμων έχουν ηλικία 2-4 έτη. Το μεγαλύτερο ποσοστό ατόμων με ηλικία πάνω από 6 έτη κατέχει η Περιοχή δειγματοληψίας 3, με 8 άτομα, ενώ στην Περιοχή δειγματοληψίας 1 έχουμε μόλις 2 και στην Περιοχή δειγματοληψίας 2 κανένα.



Εικόνα 39. Ιστόγραμμα συχνοτήτων των ηλικιών για την Περιοχή δειγματοληψίας 1.



Εικόνα 40. Ιστόγραμμα συχνοτήτων των ηλικιών για την Περιοχή δειγματοληψίας 2.



Εικόνα 41. Ιστογράμμο συχνοτήτων των ηλικιών για την Περιοχή δειγματοληψίας 3.

3.10.Ανάπτυξη (Εξίσωση Von Bertalanffy, σημείο καμπής και μέγιστη ηλικία)

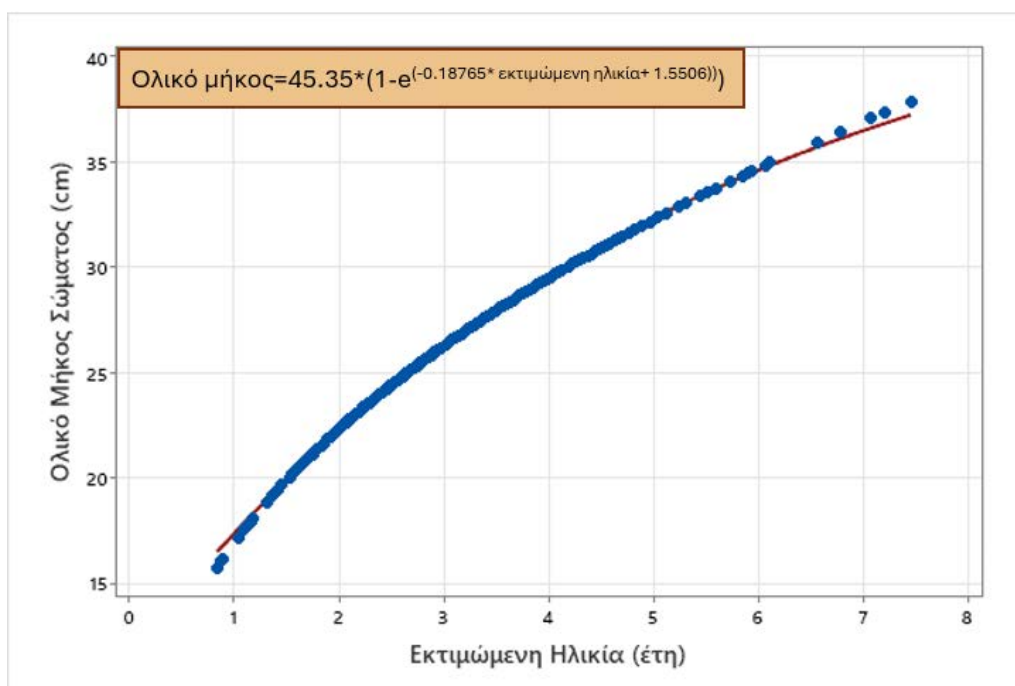
Χρησιμοποιώντας τις εκτιμώμενες ηλικίες από την μέθοδο Bhattacharya (1967) υπολογίστηκαν οι παράμετροι της εξίσωσης Von Bertalanffy, οι οποίες δίνονται στον Πίνακα 25. Το ασυμπτωτικό μήκος (L_{∞}) υπολογίστηκε στα 45.3512 ± 0.19 cm, ο ρυθμός K με τον οποίο το ψάρι πλησιάζει το L_{∞} υπολογίστηκε στο 0.1875 ± 0.002 και η θεωρητική ηλικία t_0 στην οποία το ψάρι έχει μηδενικό μήκος υπολογίστηκε στα -1.5508 ± 0.17 έτη.

Πίνακας 25. Παράμετροι της εξίσωσης von Bertalanffy για το σύνολο του πληθυσμού

Παράμετροι	Τιμή	Τυπικό Σφάλμα
L_{∞}	45.3512	0.188801
K	0.1875	0.001934
t_0	-1.5508	0.016885

Στην Εικόνα 42 παρουσιάζεται η εξίσωση Von Bertalanffy και η γραμμή τάσης που την διέπει, για το σύνολο του πληθυσμού. Η εξίσωση είναι :

$$\text{Ολικό μήκος (cm)} = 45,3512 * (1 - e^{(-0,18765 * (\text{εκτιμώμενη ηλικία (έτη)} + 1,5506))})$$



Εικόνα 42. Εξίσωση Von Bertalanffy για το σύνολο του πληθυσμού *P.miles* στο Νότιο Αιγαίο.

Το σημείο καμπής υπολογίστηκε στα 4,31 έτη. Σύμφωνα με Froese & Binohlan (2000), η μέγιστη ηλικία του πληθυσμού υπολογίστηκε στα 14,43 έτη. Ο ρυθμός αύξησης φ' υπολογίστηκε στο 2.59.

Στον Πίνακα 26 δίνονται οι τιμές των παραμέτρων της εξίσωσης Von Bertalanffy από αντίστοιχες μελέτες από περιοχές εξάπλωσης του είδους.

Πίνακας 26. Παράμετροι ανάπτυξης του *P.miles* στις διάφορες περιοχές εξάπλωσής του. Όπου L_{∞} , K και t_0 : παράμετροι της εξίσωσης Von Bertalanffy

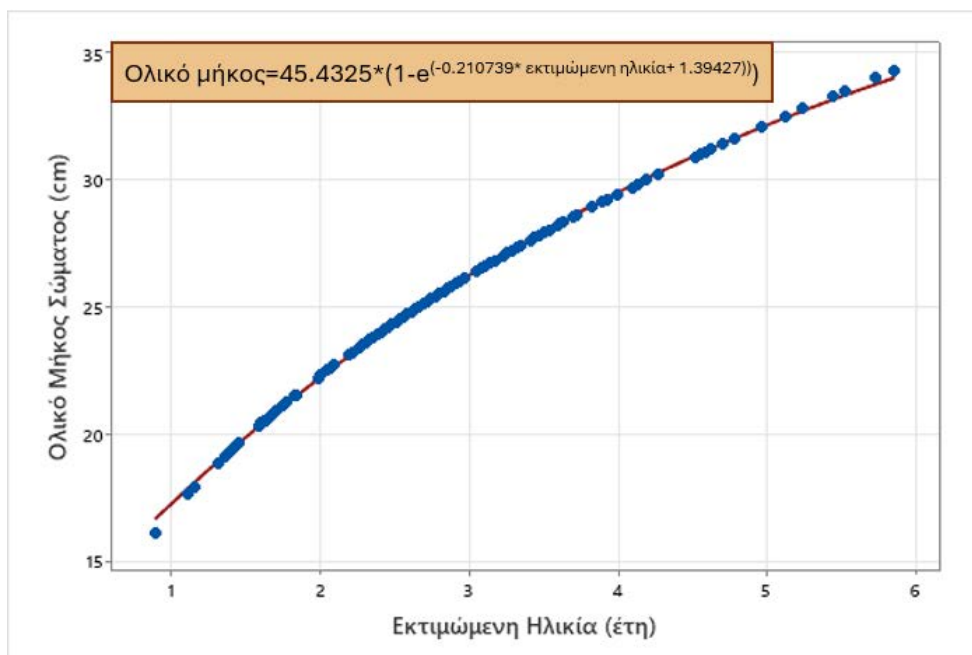
Περιοχή	L_{inf} (cm)	K	t_0	Μεθοδολογία	Πηγή
Ρόδος	45.35	0.19	-1.55	Με βάση το μήκος σώματος	Παρούσα Μελέτη
Κύπρος	44.49	-0.47	0.50	Με βάση το μήκος σώματος	(Savva et al., 2020)
Κύπρος	38.82	-0.38	1.02	Ωτόλιθοι	(Savva et al., 2020)
Ανατολική Μεσόγειος	44.6	0.19	-1.35	Με βάση το μήκος σώματος	(Dağhan & Demirhan, 2020)
Βόρεια Καρολίνα	45.5	0.32	-1.22	Ωτόλιθοι	(Potts et al., 2010)
Βόρεια Καρολίνα	42.5	0.47	-0.50	Ωτόλιθοι	(Barbour et al., 2011)
Βόρεια Φλόριντα	44.8	0.47	0.00	Με βάση το μήκος σώματος	(Johnson & Swenarton, 2016)
Κόλπος του Μεξικού (Βόρεια)	39.3	0.54	-0.08	Ωτόλιθοι	(Fogg et al., 2015)
Κόλπος του Μεξικού (Δυτικά)	38.9	0.54	-0.34	Ωτόλιθοι	(Fogg et al., 2015)
Κόλπος του Μεξικού (Νότια)	42.9	0.57	-0.16	Ωτόλιθοι	(Fogg et al., 2015)
Κόλπος του Μεξικού	42.0	0.88	0.11	Με βάση το μήκος σώματος	(Rodriguez-Cortes et al., 2015)
Κόλπος του Μεξικού	41.1	0.70	0.00	Με βάση το μήκος σώματος	(Swenarton et al., 2014)
Καραϊβική Θάλασσα	34.9	0.42	-1.01	Σήμανση και επανασύλληψη	(Edwards et al., 2014)

3.10.1. Ανάπτυξη θηλυκών ατόμων

Χρησιμοποιώντας τις ηλικίες μόνο για τα θηλυκά άτομα του δείγματος, που υπολογίστηκαν νωρίτερα με την μέθοδο Bhattacharya, προέκυψε η εξής εξίσωση Von Bertalanffy (Εικόνα 43):

$$\text{Ολικό μήκος (cm)} = 43,4325 * (1 - e^{(-0,210739 * (\text{Εκτιμώμενη ηλικία (έτη)} + 1,39427))}).$$

Το σημείο καμπής υπολογίστηκε στα 3,82 έτη. Σύμφωνα τους Froese & Binohlan (2000), η μέγιστη ηλικία των θηλυκών υπολογίστηκε στα 12,82 έτη. Ο ρυθμός αύξησης ϕ' υπολογίστηκε στο 2,599.



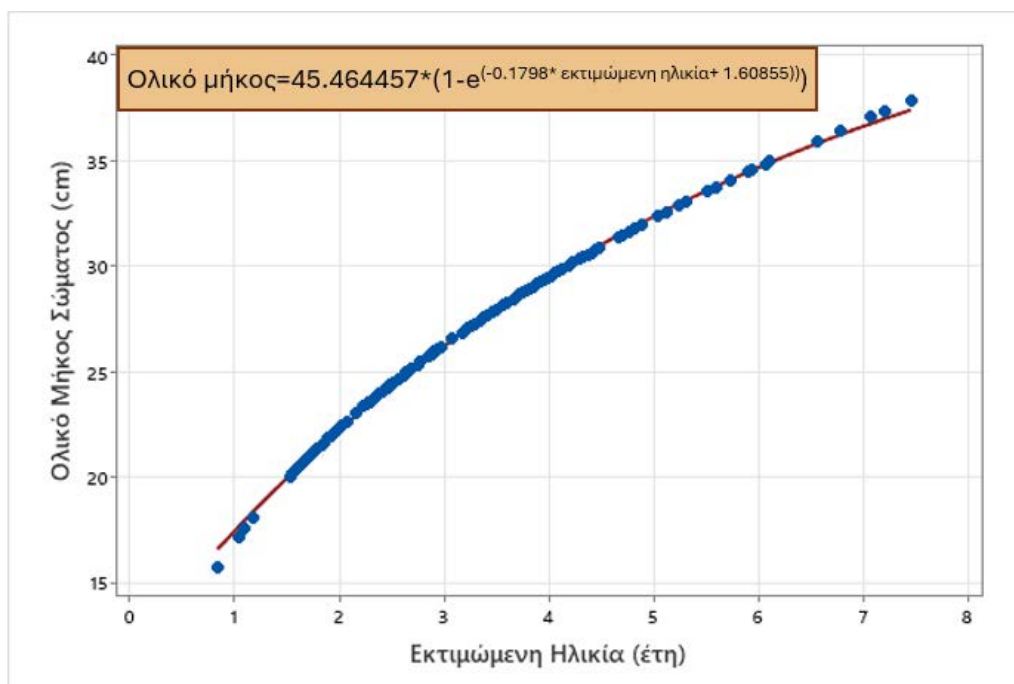
Εικόνα 43. Εξίσωση Von Bertalanffy για τα θηλυκά άτομα του πληθυσμού *P.miles* στο Νότιο Αιγαίο.

3.10.2. Ανάπτυξη αρσενικών ατόμων

Χρησιμοποιώντας τις ηλικίες μόνο για τα αρσενικά άτομα του δείγματος, που υπολογίστηκαν νωρίτερα με την μέθοδο Bhattacharya, προέκυψε η εξής εξίσωση Von Bertalanffy (Εικόνα 44):

$$\text{Ολικό μήκος (cm)} = 45.464457 * (1 - e^{(-0.1798 * (\text{εκτιμώμενη ηλικία (έτη)} + 1.60855))})$$

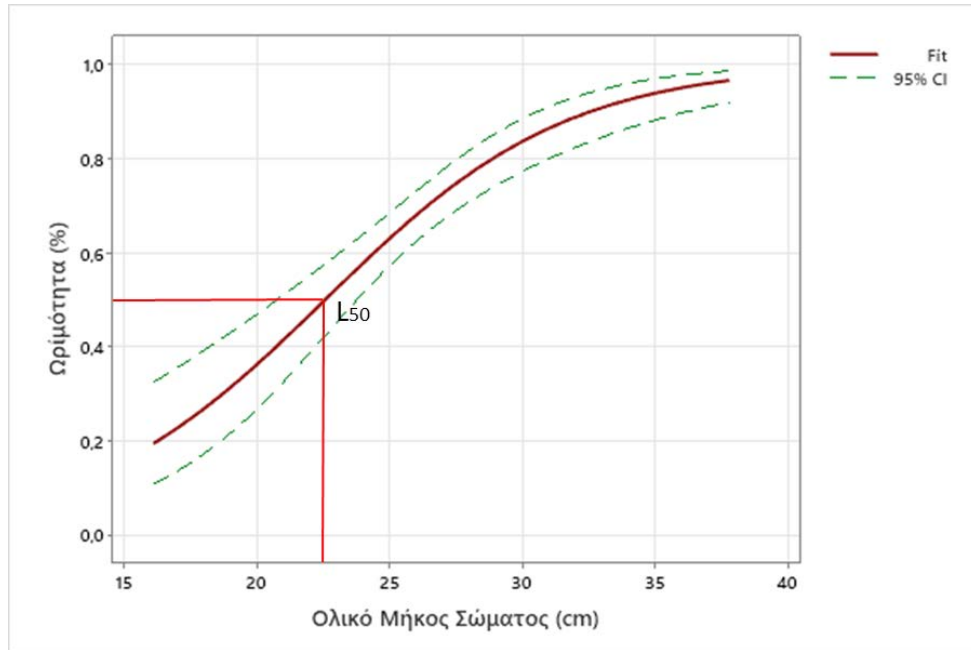
Το σημείο καμπής υπολογίστηκε στα 4,5 έτη. Σύμφωνα με τους Froese & Binohlan (2000), η μέγιστη ηλικία των αρσενικών υπολογίστηκε στα 15,05 έτη. Ο ρυθμός αύξησης ϕ' υπολογίστηκε στο 2,588.



Εικόνα 44. Εξίσωση Von Bertalanffy για τα αρσενικά άτομα του πληθυσμού *P. miles* στο Νότιο Αιγαίο.

3.11.Πρώτη γενετική ωρίμανση

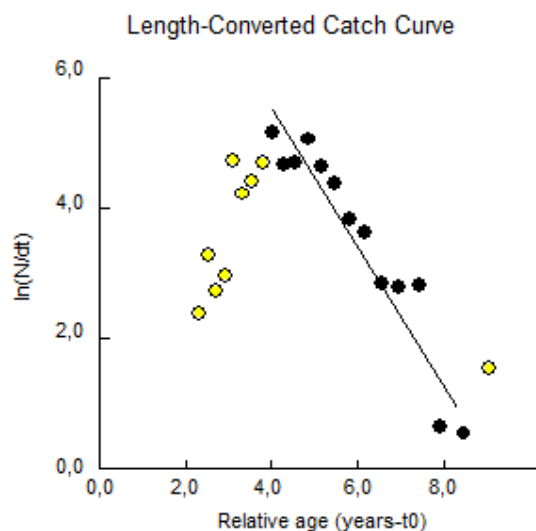
Η πρώτη γενετική ωρίμανση του 50% του πληθυσμού υπολογίστηκε στα 22,44 cm όπου το ψάρι είναι στην ηλικία των 2,1 ετών. Στην Εικόνα 45 απεικονίζεται η δυαδική λογιστική παλινδρόμηση για το ποσοστό των ώριμων γενετικά ατόμων *P. miles* σε σχέση με το συνολικό μήκος του σώματός τους. Οι ίδιες τιμές για τα θηλυκά άτομα του πληθυσμού υπολογίστηκαν σε 22,90 cm και 2,18 έτη και για τα αρσενικά αντίστοιχα στα 22 cm και 1.97 έτη.



Εικόνα 45. Δυναδική λογιστική παλινδρόμηση για το ποσοστό των ώριμων ατόμων *P. miles* σε σχέση με το συνολικό μήκος τους (οι πράσινες διακεκομμένες γραμμές υποδεικνύουν το διάστημα εμπιστοσύνης 95% και η ανοικτή κόκκινη γραμμή το ολικό μήκος στο οποίο το 50% των ατόμων αποκτούν αναπαραγωγική ωριμότητα).

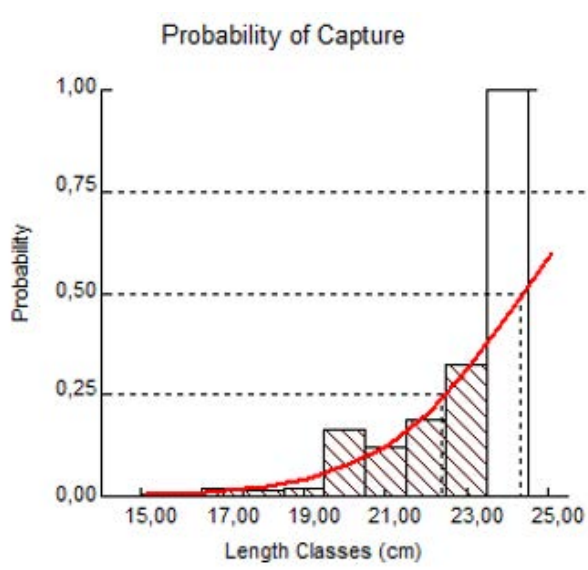
3.12. Θνησιμότητα, άριστο μήκος και ρυθμός εκμετάλλευσης

Η φυσική θνησιμότητα (M) υπολογίστηκε σύμφωνα με τον Pauly (1984) στο 0,466/έτος ενώ σύμφωνα με τους Then et al (2015) στο 0,425/έτος. Ως τελική τιμή επιλέχθηκε η μέση τιμή αυτών στο 0,45/έτος. Η συνολική θνησιμότητα (Z) σύμφωνα με τους Beverton και Holt's (2012) υπολογίστηκε ως 0,867/έτος. Μία ελαφρώς μεγαλύτερη τιμή δίνεται από την κλίση της καμπύλης συλληψιμότητας της Εικόνας 46 στο 1,03/έτος. Τέλος, η αλιευτική θνησιμότητα ως η διαφορά της φυσικής από την ολική θνησιμότητα υπολογίστηκε στο 0,421/έτος (λαμβάνοντας υπόψιν την μέση τιμή της φυσικής θνησιμότητας και την κατά Beverton και Holt's (2012) ολική).



Εικόνα 46. Καμπύλη σύλληψης. Η κλίση της δίνει την τιμή της ολικής θνησιμότητας (Z).

Σύμφωνα με τα δεδομένα της καμπύλης συλληψιμότητας προκύπτουν και οι πιθανότητες να συλληφθεί ένα ψάρι σε κάθε κλάση μήκους στην Εικόνα 47. Έτσι, το μήκος στο οποίο η πιθανότητα να αλιευτεί ένα άτομο είναι 25%, 50% και 75% (LC_{25} , LC_{50} , LC_{75} αντίστοιχα) υπολογίζεται στα 22.05 cm, 23.03 cm και 23.98 cm. Στα μήκη αυτά τα ψάρια έχουν φτάσει την ηλικία των 1.97, 2.2 και 2.44 έτη, αντίστοιχα.



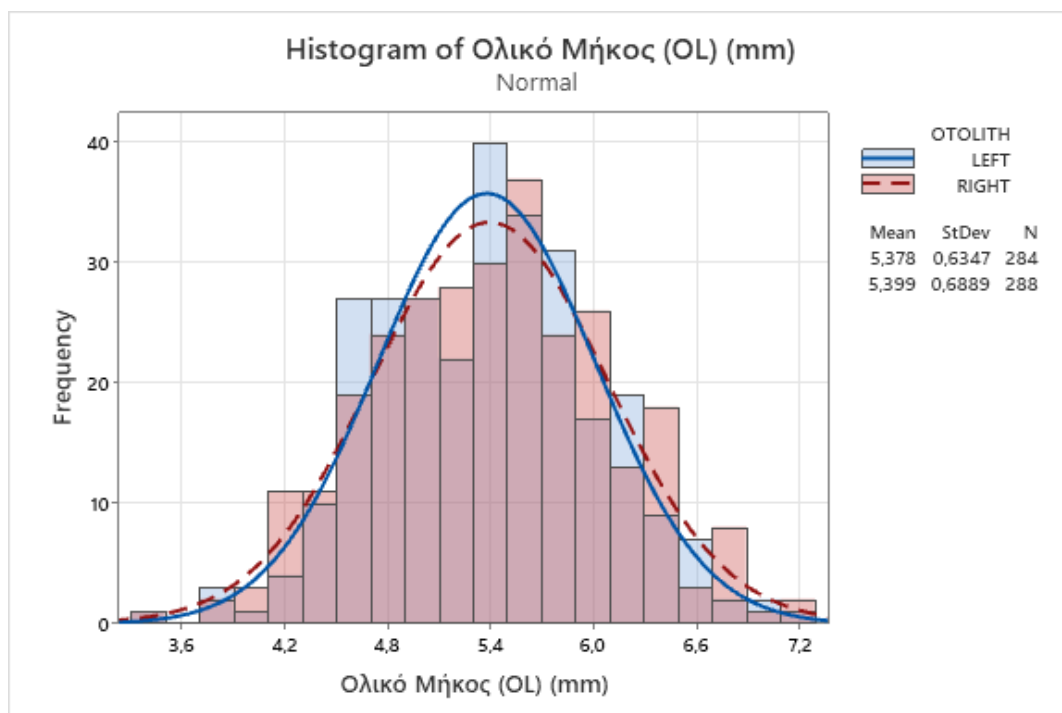
Εικόνα 47. Ιστόγραμμα πιθανοτήτων σύλληψης των λεοντόπαρων στις περιοχές δειγματοληψίας.

Ο δείκτης εκμετάλλευσης ενός ιχθυοαποθέματος (E) σύμφωνα με τον Pauly (1983) υπολογίστηκε στο 0,485. Επιπλέον, ο δείκτης πληθυσμιακής ανάπτυξης και ισορροπίας σύμφωνα με τους El Bouzidi et al. (2022) έχει τιμή 4,699 ($Z > K$). Τέλος, το μήκος στο οποίο βρίσκεται η πλειοψηφία της βιομάζας σύμφωνα με τον Beverton (1995) ως $L_{opt} = 25,29$ cm.

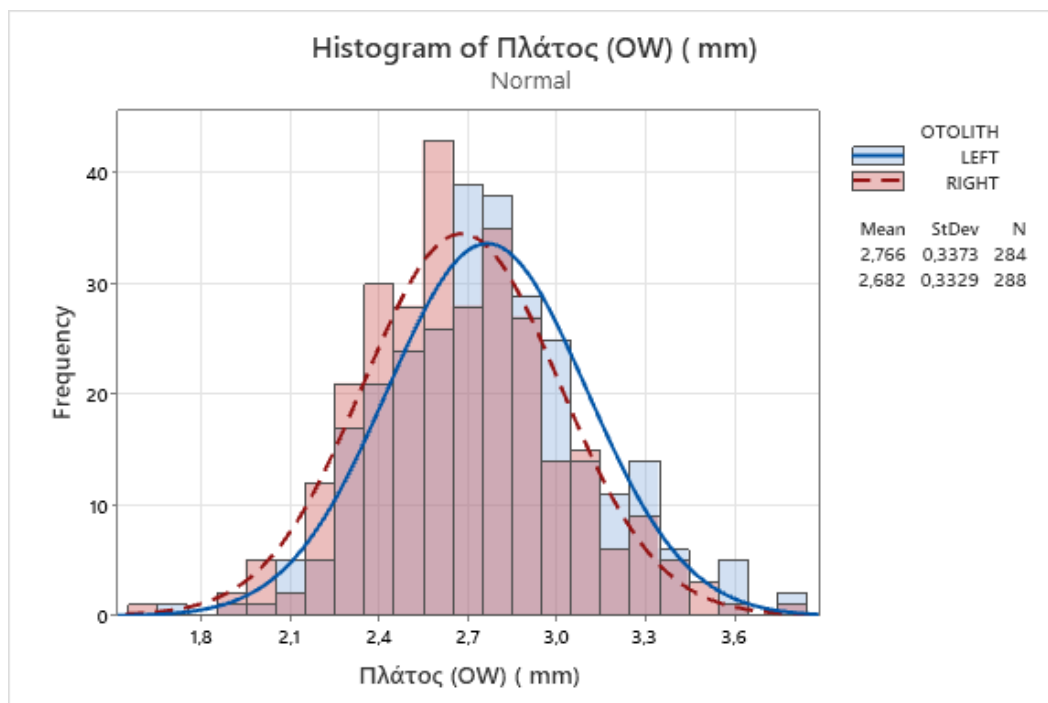
3.13.Ωτόλιθοι

3.13.1. Σύγκριση δεξιών-αριστερών ωτολίθων

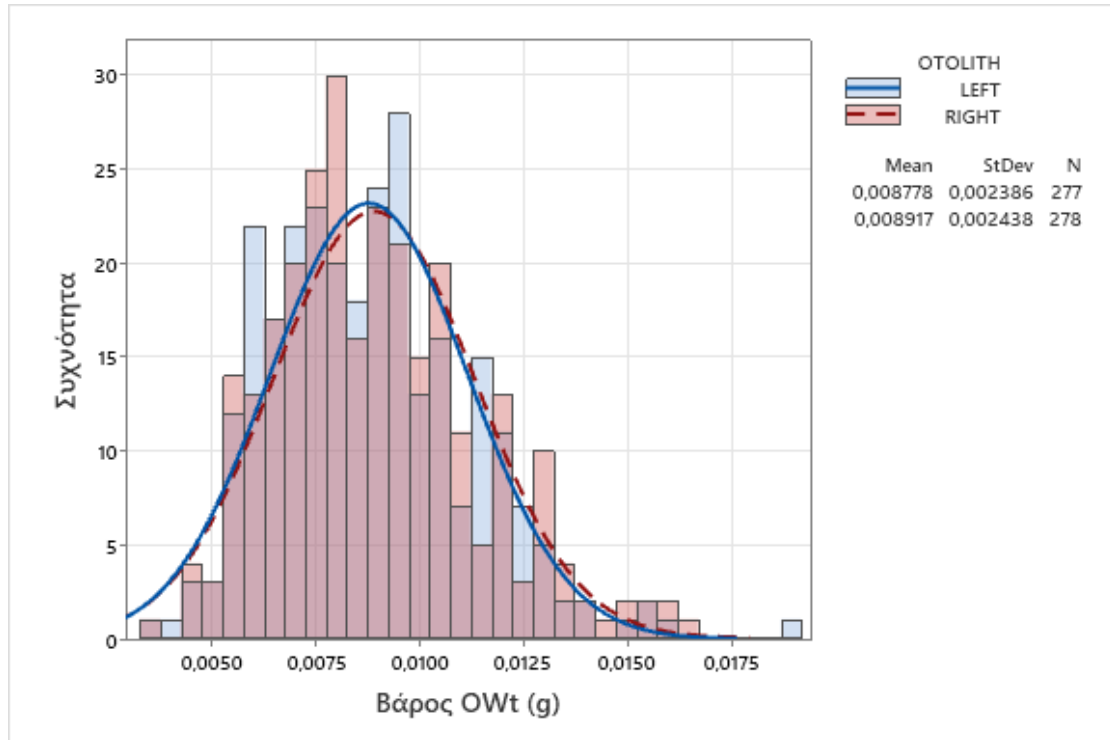
Συνολικά από τα ψάρια δείγματα συλλέχθηκαν 632 ωτόλιθοι εκ των οποίων οι 314 είναι δεξιοί και οι 318 αριστεροί. Όσον αφορά τους δεξιούς ωτόλιθους το μήκος τους κυμαινόταν από 3.47 μέχρι 7.14 mm, το πλάτος τους από 1.64 έως 3.76 mm, η περίμετρος από 9.51 έως 27.94 mm, το εμβαδόν τους από 4.25 μέχρι και 16.66 mm² και το βάρος τους από 0.0036 έως 0.0166 g. Αντίστοιχα, οι τιμές των χαρακτηριστικών αυτών για τους αριστερούς διαμορφώνονται ως 3.39 μέχρι 7.13 mm για το μήκος, 1.74 έως 3.84 mm για το πλάτος, από 9.65 έως 26.71 mm για την περίμετρο, από 4.43 μέχρι και 18,08 mm² για το εμβαδόν και 0.0034 έως 0.0188 g για το βάρος. Στις Εικόνες 48, 49, 50 δίνονται αντίστοιχα τα ιστογράμματα συχνότητας για μήκος, πλάτος και βάρος αριστερών και δεξιών ωτολίθων.



Εικόνα 48. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του ολικού μήκους των αριστερών και δεξιών ωτολίθων του *P.miles* στο νότιο Αιγαίο. Left: αριστερός, Right: δεξιός, Mean μέση τιμή, StDev: τυπική απόκλιση, N: αριθμός δειγμάτων.



Εικόνα 49. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του πλάτους των αριστερών και δεξιών ωτολίθων του *P.miles* στο νότιο Αιγαίο. Left: αριστερός, Right: δεξιός, Mean μέση τιμή, StDev: τυπική απόκλιση, N: αριθμός δειγμάτων.

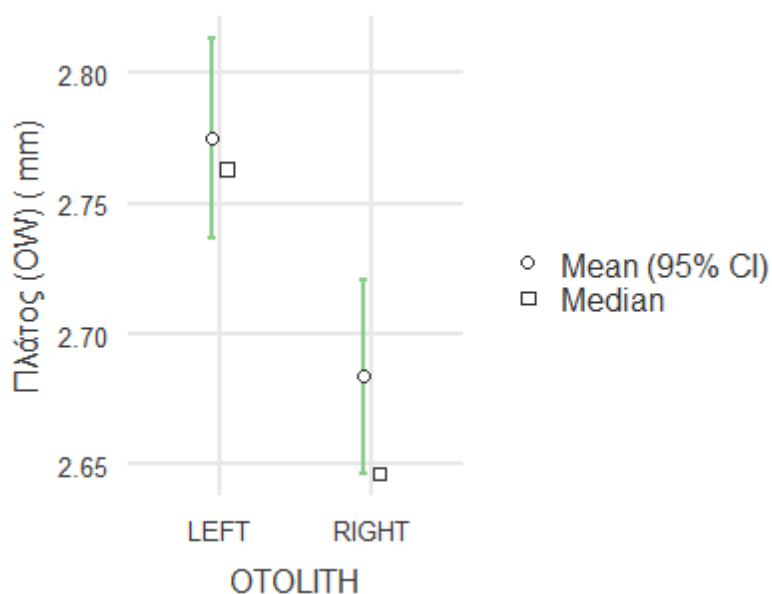


Εικόνα 50. Ιστόγραμμα συχνοτήτων του βάρους των αριστερών και δεξιών ωτολίθων του *P.miles* στο νότιο Αιγαίο. Left: αριστερός, Right: δεξιός, Mean μέση τιμή, StDev: τυπική απόκλιση, N: αριθμός δειγμάτων.

Στον Πίνακα 27 δίνονται οι μέσες τιμές των παραπάνω χαρακτηριστικών για το σύνολο των ωτολίθων και ξεχωριστά για αριστερούς και δεξιούς και τα αποτελέσματα των συγκρίσεων μεταξύ τους. Στατιστικά σημαντική διαφορά ανιχνεύτηκε μόνο μεταξύ του πλάτους ($t\text{-test}=2,974$, $df=630$ $p=0,003$). Στην Εικόνα 51 απεικονίζεται η διαφορά αυτή με τους αριστερούς ωτόλιθους να εμφανίζουν μεγαλύτερες τιμές. Για το μήκος ($t\text{-test}=-0,385$, $df=569$, $p=0,701$), την περίμετρο (Mann-Whitney $U=40287$, $df=567$, $p=0,926$), το εμβαδόν ($t\text{-test}=0,91$, $df=567$, $p=0,365$) και το βάρος (Mann-Whitney $U=37903$, $df=553$, $p=0,593$), δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μεταξύ δεξιών και αριστερών ωτολίθων.

Πίνακας 27. Σύγκριση μορφομετρικών χαρακτηριστικών των δεξιών και αριστερών ωτολίθων του είδους *P.miles*. (N: σύνολο δειγμάτων, OL:μήκος ωτόλιθου, OW: πλάτος ωτολίθου, OP: περίμετρος ωτολίθου, OA: εμβαδόν ωτολίθου, OWt:βάρος ωτολίθου, SE: τυπικό σφάλμα, ns:δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά, **: $p<0.01$).

	Δεξιοί		Αριστεροί		Σύνολο		Σύγκριση
	N	Μέση τιμή	N	Μέση τιμή	N	Μέση τιμή	
OL ± SE (mm)	287	5.40 ±0.04	284	5.38 ±0.04	571	5.39 ±0.03	ns
OW ± SE (mm)	315	2.69 ±0.02	318	2.78 ±0.02	632	2.73 ±0.01	**
OP ± SE (mm)	286	16.63 ±0.18	283	16.54 ±0.17	569	16.59 ±0.12	ns
OA ± SE (mm²)	286	9.99 ±0.13	283	10.15 ±0.12	569	10.07 ±0.09	ns
OWt ± SE (g)	278	0.0089 ±0.00015	277	0.0088 ±0.0001	555	0.0088 ±0.0001	ns



Εικόνα 51. Διάγραμμα του πλάτους των αριστερών και δεξιών ωτολίθων του *P.miles* στο Ανατολικό Αιγαίο. Με κύκλο παρουσιάζεται η μέση τιμή, με τετράγωνο η διάμεσος και οι γραμμές δείχνουν και οι μπάρες δηλώνουν το διάστημα εμπιστοσύνης.

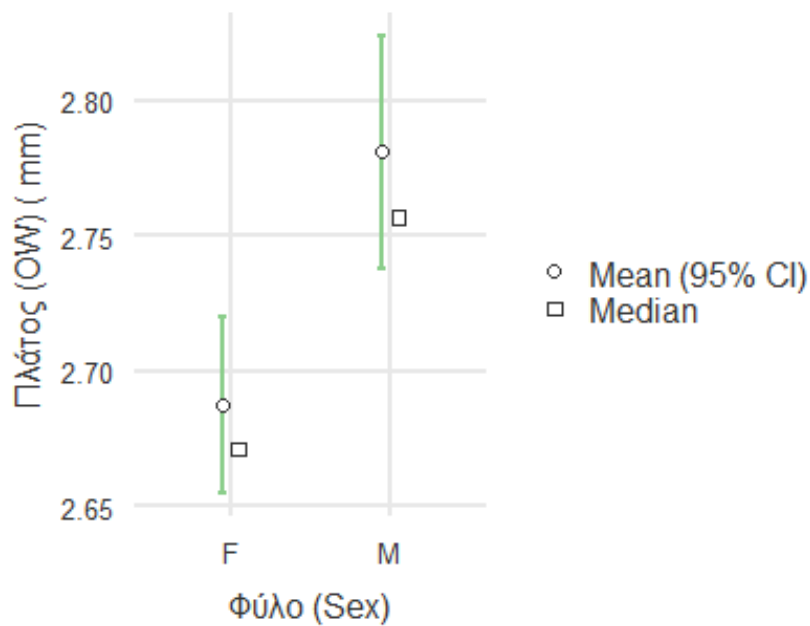
3.13.2. Σύγκριση αρσενικών-θηλυκών ωτολίθων

Συνολικά συλλέχθηκαν 282 ωτόλιθοι από θηλυκά άτομα και 265 ωτόλιθοι από αρσενικά. Στον Πίνακα 28 δίνονται οι μέσες τιμές και τα τυπικά σφάλματα των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των αριστερών και δεξιών ωτολίθων για αρσενικά

και θηλυκά άτομα και τα αποτελέσματα των στατιστικών ελέγχων μεταξύ αρσενικών και θηλυκών. Εντός των δειγμάτων των δεξιών ωτολίθων δεν βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά για κανένα από τα χαρακτηριστικά. Μεταξύ των αριστερών ωτολίθων βρέθηκε στατιστικά σημαντική διαφορά μόνο στο πλάτος (Welch's t-test=2.483, df= 282,43, p=0.014). Στην Εικόνα 52 απεικονίζεται η διαφορά στο πλάτος των αρσενικών με των θηλυκών αριστερών ωτολίθων, με εμφανή την υπεροχή των αρσενικών.

Πίνακας 28. Σύγκριση μορφομετρικών χαρακτηριστικών των δεξιών και αριστερών ωτολίθων για θηλυκά και αρσενικά άτομα. (N: σύνολο δειγμάτων, Left:αριστερός, Right:δεξιάς, Female: θηλυκά, Male: αρσενικά, OL:μήκος ωτολίθου, OW: πλάτος ωτολίθου, OP: περίμετρος ωτολίθου, OA: εμβαδόν ωτολίθου, OWt:βάρος ωτολίθου, SE: τυπικό σφάλμα, ns:δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά, *: p<0,05).

	Δεξιοί				Αριστεροί			
	Θηλυκά		Αρσενικά		Θηλυκά		Αρσενικά	
	N	Μέση τιμή	N	Μέση τιμή	N	Μέση τιμή	N	Μέση τιμή
OL ± SE (mm)	140	5.33 ±0.05	136	5.49 ±0.07	142	5.36±0.05	129	5.42±0.05
Σύγκριση	ns				ns			
OW ± SE (mm)	154	2.65 ±0.02	148	2.74±0.03	155	2.73±0.012	150	2.83 ±0.03
Σύγκριση	ns				*			
OP ± SE (mm)	140	16.21 ±0.21	135	17.16±0.29	141	16.40 ±0.23	129	17.78 ±0.27
Σύγκριση	ns				ns			
OA ± SE (mm²)	140	9.71 ±0.15	135	10.32±0.21	141	9.90±0.15	129	10.43 ±0.21
Σύγκριση	ns				ns			
OWt ± SE (g)	137	0.0086 ±0.0002	130	0.0093 ±0.0003	137	0.0085 ±0.0002	127	0.0090 ±0.0002
Σύγκριση	ns				ns			



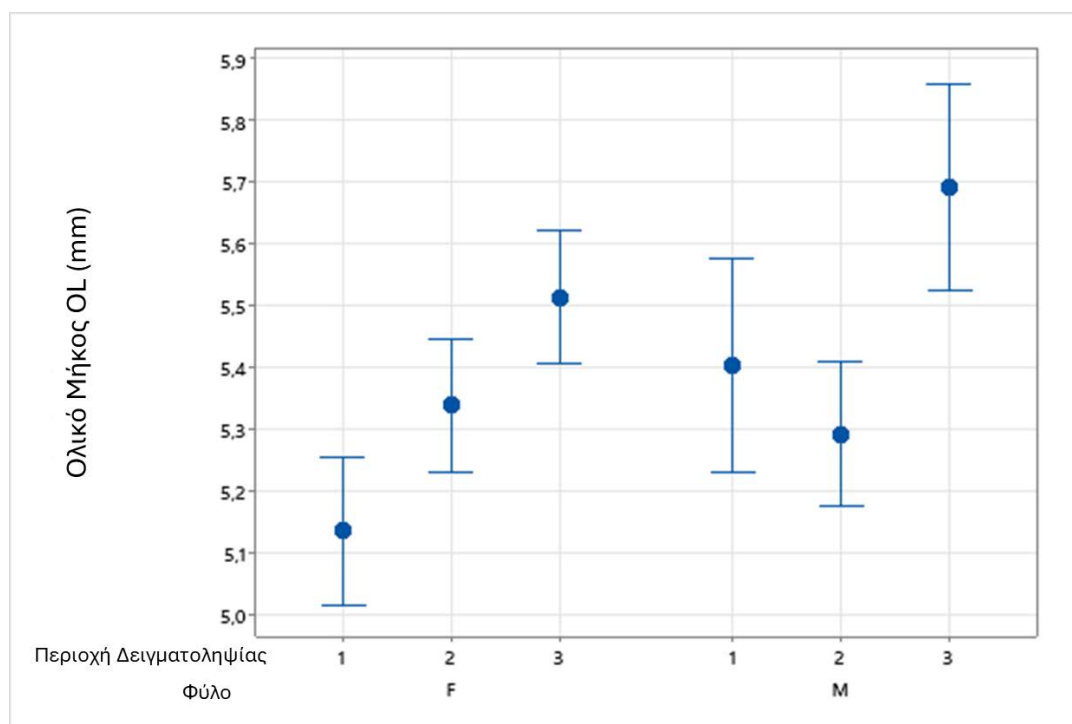
Εικόνα 52. Διάγραμμα πλάτους ωτόλιθου με βάση το φύλο. Με κύκλο παρουσιάζεται η μέση τιμή, με τετράγωνο η διάμεσος και με γραμμές το διάστημα εμπιστοσύνης.

3.13.3. Σχέση ωτολίθων με την περιοχή δειγματοληψίας

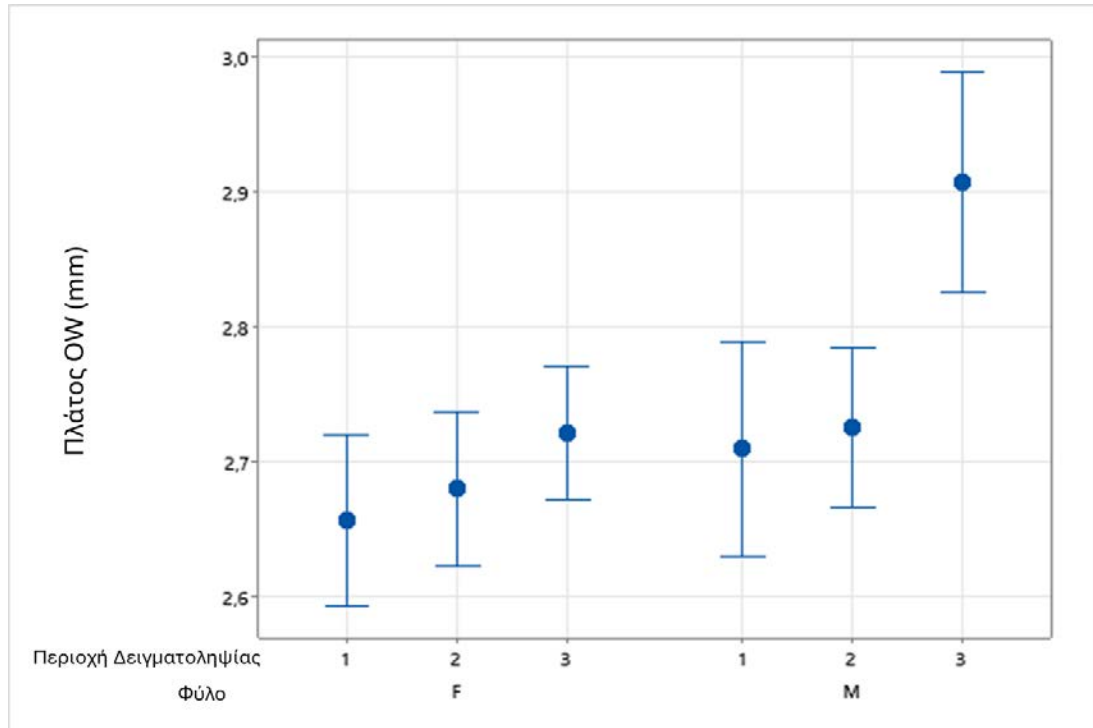
Στον Πίνακα 29 δίνονται οι μέσες τιμές και τα τυπικά σφάλματα των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των θηλυκών και αρσενικών ωτολίθων για τις τρεις Περιοχές δειγματοληψίας και τα αποτελέσματα των στατιστικών ελέγχων μεταξύ των περιοχών. Εντός των δειγμάτων των θηλυκών ωτολίθων μόνο για την περίπτωση του πλάτους των ωτολίθων δεν υπάρχει διαφορά μεταξύ των σταθμών δειγματοληψίας. Όσον αφορά τους αρσενικούς ωτόλιθους έχουμε υψηλή ($p < 0,001$) στατιστικά σημαντική διαφορά για όλα τα χαρακτηριστικά μεταξύ των περιοχών. Σε όλες τις περιπτώσεις που εμφανίστηκε διαφορά και για αρσενικούς και θηλυκούς ωτόλιθους, οι μεγαλύτερες τιμές παρατηρήθηκαν στην Περιοχή δειγματοληψίας 3. Στα διαγράμματα των Εικόνων 53, 54, 55 απεικονίζεται η μέση τιμή ολικού μήκους, πλάτους και βάρους αντίστοιχα, θηλυκών και αρσενικών ωτολίθων για τις τρεις περιοχές δειγματοληψίας, με εμφανή σε κάθε περίπτωση της υπεροχή της Περιοχής δειγματοληψίας 3.

Πίνακας 29. Σύγκριση μορφομετρικών χαρακτηριστικών των θηλυκών και αρσενικών ωτολίθων για τις τρεις περιοχές δειγματοληψίας. (N: σύνολο δειγμάτων, OL:μήκος ωτόλιθου, OW: πλάτος ωτολίθου, OP: περίμετρος ωτολίθου, OA: εμβαδόν ωτολίθου, W:βάρος ωτολίθου, SE: τυπικό σφάλμα, ns:δεν υπάρχει στατιστικά σημαντική διαφορά, *: $p<0,05$, **: $p<0,01$, ***: $p<0,001$).

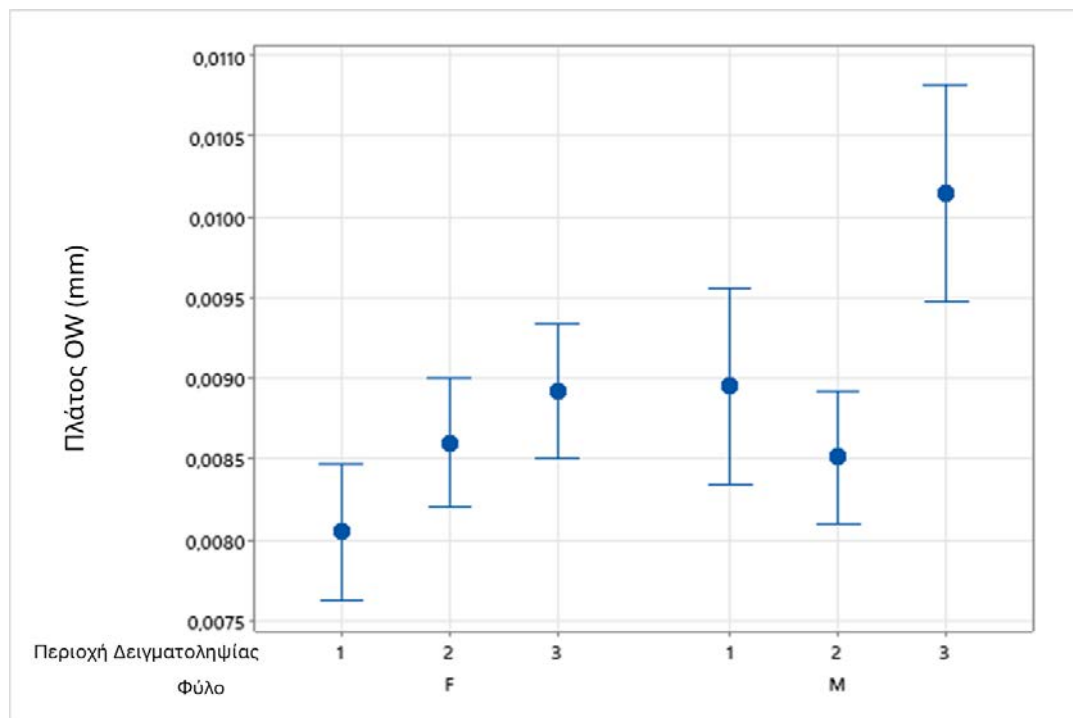
Δείγμα	N	OL±SE (mm)	N	OW±SE (mm)	N	OP±SE (mm)	N	OA±SE (mm ²)	N	OWt±SE (g)
Θηλυκά										
Περιοχή 1	71	5.14 ±0.06	81	2.66 ±0.03	71	15.59 ±0.29	71	9.30 ±0.19	69	0.0081 ±0.0002
Περιοχή 2	123	5.34 ±0.05	130	2.68 ±0.03	123	16.40 ±0.25	123	9.81 ±0.18	121	0.0086 ±0.0002
Περιοχή 3	88	5.31 ±0.05	98	2.72 ±0.03	87	16.75 ±0.24	87	10.20 ±0.17	84	0.0089 ±0.0002
Σύγκριση		***		ns		*		**		*
Αρσενικά										
Περιοχή 1	72	5.40 ±0.06	81	2.71 ±0.04	72	16.37 ±0.36	72	10.05 ±0.26	71	0.0090 ±0.0003
Περιοχή 2	104	5.34 ±0.05	110	2.73 ±0.03	103	16.43 ±0.26	103	9.89 ±0.18	100	0.0085 ±0.0002
Περιοχή 3	89	5.51 ±0.05	106	2.91 ±0.04	89	18.09 ±0.39	89	11.20 ±0.29	86	0.0101 ±0.0003
Σύγκριση		***		***		***		***		***



Εικόνα 53. Διάγραμμα ολικού μήκους των αρσενικών και θηλυκών ωτολίθων για κάθε περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο παρουσιάζεται η μέση τιμή και με γραμμές το διάστημα εμπιστοσύνης. F: θηλυκά, M: Αρσενικά.



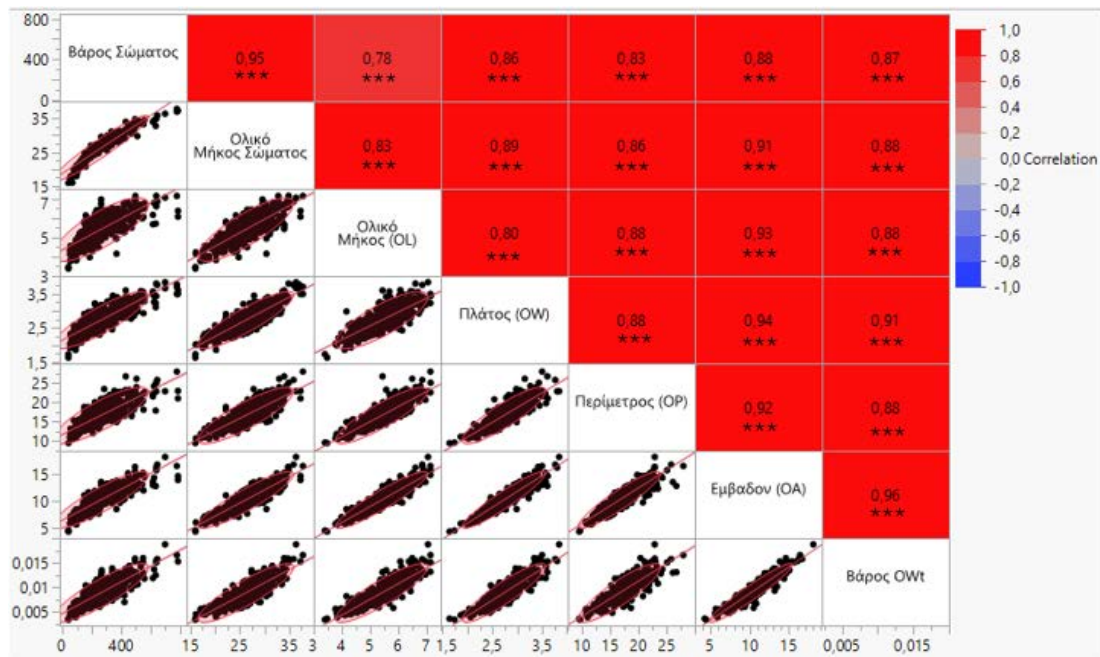
Εικόνα 54. Διάγραμμα ολικού πλάτος των αρσενικών και θηλυκών ωτολίθων για κάθε περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο παρουσιάζεται η μέση τιμή και με γραμμές το διάστημα εμπιστοσύνης. F: θηλυκά, M: Αρσενικά.



Εικόνα 55. Διάγραμμα του βάρους των αρσενικών και θηλυκών ωτολίθων για κάθε περιοχή δειγματοληψίας. Με κύκλο παρουσιάζεται η μέση τιμή και με γραμμές το διάστημα εμπιστοσύνης. F: θηλυκά, M: Αρσενικά.

3.13.4. Αλλομετρία

Από την Εικόνα 56 φαίνεται ότι έχουμε ισχυρή θετική συσχέτιση μεταξύ των μορφομετρικών των ωτολίθων και μεταξύ αυτών και το βάρος και το μήκος του σώματος των λεοντόψαρων.



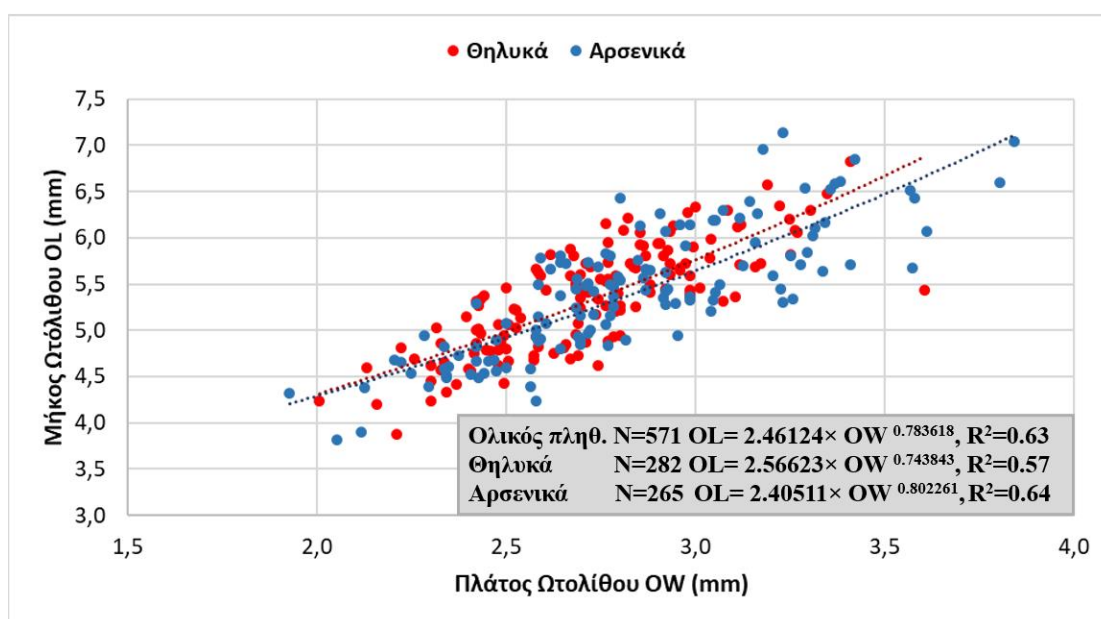
Εικόνα 56. Συσχέτιση των μορφομετρικών των ωτολίθων με το βάρος και μήκος του σώματος του *P.miles*. Περιοχές με έντονο κόκκινο χρώμα υποδηλώνουν υψηλή θετική συσχέτιση ενώ πιο λευκές περιοχές υποδηλώνουν μικρότερη συσχέτιση. Οι αριθμοί αφορούν τον βαθμό συσχέτισης, *** σημαίνουν στατιστικά σημαντική συσχέτιση ($p < 0,001$).

Οι εξισώσεις που περιγράφουν καλύτερα τις παραπάνω σχέσεις παρουσιάζονται στον Πίνακα 30.

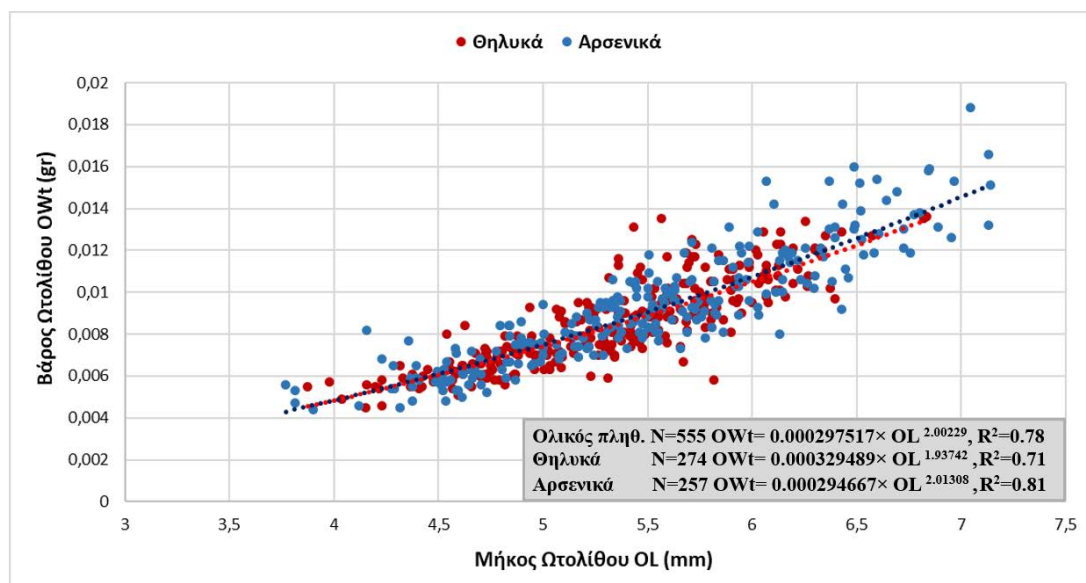
Πίνακας 30. Αλλομετρικές σχέσεις των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των ωτολίθων. Όπου OL: μήκος ωτόλιθου, OW: πλάτος ωτολίθου, OWt: βάρος ωτολίθου, TL: ολικό μήκος σώματος, TW: ολικό βάρος σώματος, R^2 : Correlation Coefficient, -ve: αρνητική αλλομετρία, ***: $p < 0.001$.

Εξίσωση	N	R^2	t-test	Αλλομετρία
$OL = 2.46124 \times OW^{0.783618}$	571	63.4	***	-ve
$OWt = 0.000297517 \times OL^{2.00229}$	555	77.8	***	-ve
$OWt = 0.00121301 \times OW^{1.96582}$	555	81.5	***	-ve
$OL = 0.610296 \times TL^{0.668565}$	571	68.2	***	-ve
$OWt = 0.000658613 \times TW^{0.472801}$	555	74.5	***	-ve

Για την σχέση μεταξύ του βάρους (OWt) και του πλάτους του ωτολίθου (OW) ανιχνεύτηκε θετική αλλομετρία. Για όλες τις άλλες σχέσεις παρατηρήθηκε αρνητική αλλομετρία. Στην Εικόνα 57 παρουσιάζονται οι εξισώσεις που συνδέουν το μήκος και πλάτος των ωτολίθων των λεοντόψαρων για όλο τον πληθυσμό, τα θηλυκά και τα αρσενικά ξεχωριστά και στην Εικόνα 58 παρουσιάζονται οι εξισώσεις που συνδέουν το βάρος και μήκος των ωτολίθων των λεοντόψαρων για όλο τον πληθυσμό, τα θηλυκά και τα αρσενικά ξεχωριστά.



Εικόνα 57. Σχέση μήκους-πλάτους ωτολίθου ολικού πληθυσμού, θηλυκών και αρσενικών ατόμων, ο αριθμός των ατόμων N και ο συντελεστής R^2 (Correlation Coefficient) για κάθε μία. Με κόκκινο χρώμα αναπαρίστανται τα θηλυκά και με μπλε τα αρσενικά.



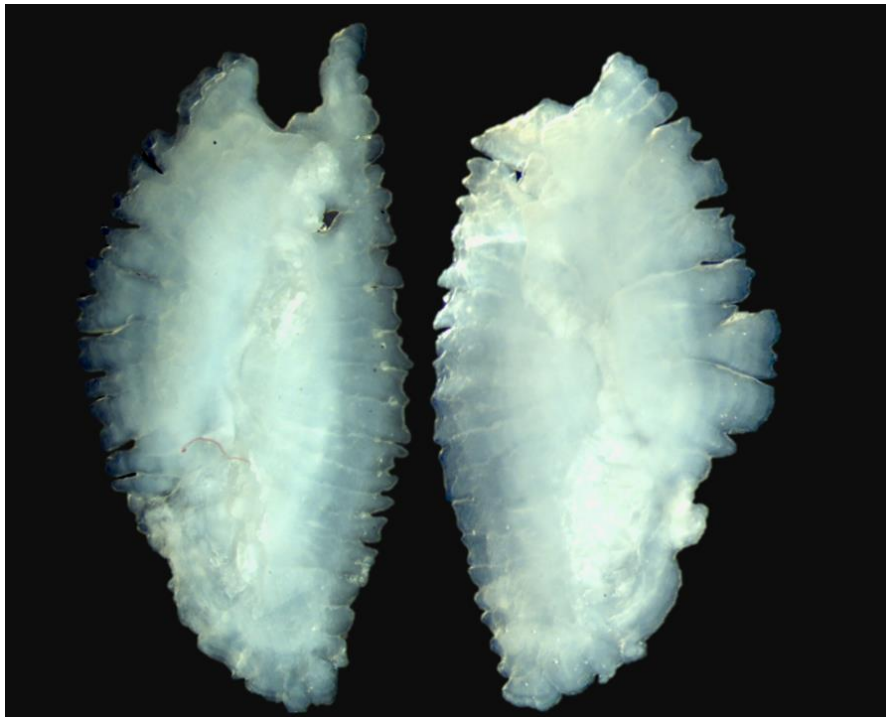
Εικόνα 58. Σχέση βάρους-μήκους ωτολίθου ολικού πληθυσμού, θηλυκών και αρσενικών ατόμων, ο αριθμός των ατόμων N και ο συντελεστής R^2 (Correlation Coefficient) για κάθε μία. Με κόκκινο χρώμα αναπαρίστανται τα θηλυκά και με μπλε τα αρσενικά.

3.13.5. Ανάγνωση δακτυλίων

Καμία από τις 2 μεθόδους ανάγνωσης των δακτυλίων που δοκιμάστηκαν δεν θεωρήθηκαν επιτυχημένες. Παρατηρήθηκε όμως διαφορά μεταξύ τους με την εμφάνιση στο διάλλειμα αιθανόλης-γλυκερόλης (Εικόνα 59) να δίνει καλύτερα αποτελέσματα σε σχέση με την εμφάνισή τους σε απεσταγμένο νερό (Εικόνα 60). Επιπλέον, παρατηρήθηκε βελτίωση στην ορατότητα των δακτυλίων όταν οι ωτολίθοι αφέθηκαν στο διάλλειμα αιθανόλης-γλυκερόλης για 24 ώρες. Η βελτίωση αυτή δεν φάνηκε να αυξάνεται μετά τις 24 ώρες.



Εικόνα 59. Ωτόλιθοι του *P.miles* σε απεσταγμένο νερό



Εικόνα 60. Ωτόλιθοι του *P.miles* σε διάλλειμα αιθανόλης-γλυκερόλης (25-75%), μετά από 24 ώρες.

3.13.6.Κρυσταλλοποίηση

Σημαντικό είναι να αναφερθεί ότι βρέθηκε ένα πολύ μικρό ποσοστό (2%) των ωτολίθων, κρυσταλλοποιημένων . Στην Εικόνα 61 ο αριστερός ωτόλιθος (δεξιά στην φωτογραφία) στο κάτω μέρος έχει υποστεί σύμφωνα με την εξήγηση που δίνουν για το φαινόμενο αυτό οι Oxman et al. (2007) μετατροπή των κρυστάλλων ανθρακικού ασβεστίου από αραγωνίτη σε βατερίτη.



Εικόνα 61. Ζευγάρι ωτολίθων όπου ο αριστερός (στην εικόνα ο δεξιός) ωτόλιθος έχει εμφανή την κρυσταλλοποίηση στο κάτω μέρος.

4.ΣΥΖΗΤΗΣΗ

Το *Pterois miles* (Bennett, 1828) θεωρείται από πολλούς ένα από τα πιο επικίνδυνα χωροκατακτητικά είδη για την περιοχή της Μεσογείου (Albins and Hixon 2008; Kletou et al. 2016). Από την αρχή της εμφάνισής του στην Μεσόγειο Θάλασσα, το 1991 (Golani and Sonin 1992), το λεοντόψαρο εξαπλώθηκε πολύ γρήγορα σε ολόκληρη σχεδόν τη λεκάνη της Μεσογείου φτάνοντας στις ακτές της Ρόδου το 2015 (Crocetta et al., 2015). Η παρούσα μελέτη παρέχει σημαντικές πληροφορίες σχετικά με την πληθυσμιακή δομή του *P. miles* στην περιοχή του Νότιου Αιγαίου. Τα αποτελέσματα υπογραμμίζουν την επιτυχημένη εγκατάσταση του λεοντόψαρου στην περιοχή την οποία έχουν αναφέρει οι Dimitriadis et al., ήδη από το 2020. Μέσα σε διάστημα 5 ετών από την πρώτη επίσημη καταγραφή του είδους στην περιοχή, ο πληθυσμός του φαίνεται να έχει εδραιωθεί.

Από τα λεοντόψαρα που μελετήθηκαν στην περιοχή της Ρόδου, το μεγαλύτερο επρόκειτο για αρσενικό με ολικό μήκος σώματος στα 37.8 cm και βάρος στα 780.0 gr και το βαρύτερο και πάλι αρσενικό, με 787.8 gr και μήκος 37.3 cm. Η πλειοψηφία των ψαριών βρέθηκαν με μήκος σώματος 24-29 cm και βάρος μεταξύ 120-390 gr. Στο μήκος αυτό η ηλικία των ψαριών είναι 2.5-3.5 έτη. Τα μεγέθη και τα βάρη των δειγμάτων ταιριάζουν με αυτά αντίστοιχων ερευνών από την Κύπρο (Kleitou et al., 2019, Savva et al., 2020), τον Κόλπο του Μεξικού (Fogg et al., 2013) και την Καραϊβική Θάλασσα (Toledo-Hernández et al., 2014, Sabido-Itzá et al., 2016). Η απουσία μικρών ατόμων (κάτω των 15 cm) αποδίδεται στην επιλεκτικότητα των εργαλείων που χρησιμοποιήθηκαν κατά την αλιεία, τα οποία επιλέχθηκαν ώστε να προσομοιάζουν τις πραγματικές συνθήκες αλιείας με δίχτυα στην περιοχή της Ρόδου.

Μεταξύ των 2 φύλων παρατηρήθηκε έντονος σεξουαλικός διμορφισμός με μεγαλύτερα (26.98 ± 0.33) και βαρύτερα (284.13 ± 11.57) αρσενικά και μικρότερα (25.46 ± 0.26) και ελαφρύτερα (239.91 ± 8.30) θηλυκά άτομα, κάτι που επιβεβαιώνουν και οι Savva et al. (2020) από την περιοχή της Κύπρου. Τα ψάρια που αλιεύτηκαν από την Περιοχή δειγματοληψίας 3 βρέθηκαν, εκτός από πολυπληθέστερα (141), στατιστικώς σημαντικά μεγαλύτερα σε όλα τα μορφομετρικά τους χαρακτηριστικά, σε σύγκριση με τις άλλες δύο περιοχές. Σύμφωνα με τους Kondylatos et al. (2023) αυτό πιθανώς να οφείλεται στην μικρότερη αλιευτική πίεση που ασκείται στην περιοχή. Παράλληλα, τα ψάρια που αλιεύτηκαν κατά την διάρκεια του καλοκαιριού ήταν τα μεγαλύτερα (27.95 ± 0.29) και βαρύτερα (293.18 ± 11.39) ενώ αυτά του χειμώνα τα μικρότερα (23.42 ± 0.43) και ελαφρύτερα (178.88 ± 11.48). Αυτό μπορεί να αποδοθεί στον συνδυασμό της επιλεκτικότητας των αλιευτικών εργαλείων και της τάσης των λεοντόψαρων να κατευθύνονται σε πιο βαθιά νερά κατά την διάρκεια του χειμώνα (Hadjioannou & Petrou, 2018).

Η θετική αλλομετρία που ανιχνεύτηκε για την σχέση μήκους-βάρους σώματος υποδεικνύει ότι τα λεοντόψαρα έχουν την τάση όσο μεγαλώνουν να αυξάνονται περισσότερο σε βάρος παρά σε μήκος. Αυτό σημαίνει σύμφωνα με τους Savva et al. (2020) και Kondylatos et al. (2024), ότι μεγαλώνοντας γίνονται βαρύτερα ή αποκτούν βαθύτερο, δηλαδή μεγαλύτερο σε ύψος, σώμα. Την πεποίθηση αυτή τονίζει η σχέση μήκους-ύψους σώματος για την οποία ανιχνεύτηκε αρνητική αλλομετρία που δείχνει ότι τα λεοντόψαρα καθώς μεγαλώνουν αποκτούν μεγαλύτερο ύψος παρά μήκος σώματος. Δεν βρέθηκε διαφορά στην σχέση μήκους-βάρους σώματος για θηλυκά και αρσενικά κάτι που σημαίνει ότι έχουν τον ίδιο ρυθμό ανάπτυξης. Διαφορά δεν βρέθηκε ούτε με την αντίστοιχη σχέση που αναφέρουν οι Savva et al. (2020) για την περιοχή της Κύπρου, ενώ φαίνεται να ταιριάζουν και με αντίστοιχες από την περιοχή της

Καραϊβικής Θάλασσας (Sabido-Itzá et al., 2016). Μικρές διαφορές στις τιμές των παραμέτρων *a* και *b* των εξισώσεων από την βιβλιογραφία μπορούν να αποδοθούν σε διαφορές στο μέγεθος του δείγματος, στην εποχή της αλίευσης, στις διατροφικές συνήθειες του είδους στις διάφορες περιοχές, στο στάδιο ωριμότητας κατά την δειγματοληψία, σε περιβαλλοντικούς παράγοντες και στην αυξημένη ανάπτυξη κατά τα πρώτα στάδια της ζωής των ψαριών (Sandel et al., 2015; Toledo-Hernández et al., 2014).

Όσον αφορά την σχέση άνοιγμα στόματος-μήκος σώματος αυτή φαίνεται να πρωτομελετήθηκε από τους Savva et al. (2020) και δεν βρέθηκε άλλη σύγκριση. Η αρνητική αλλομετρία που συνδέει τα 2 αυτά χαρακτηριστικά έρχεται σε αντίθεση με τα αποτελέσματα της παραπάνω έρευνας. Θετική αλλομετρία, που δηλώνει όπως αναφέρουν οι ίδιοι συγγραφείς ότι υπάρχει μια γρήγορη ανάπτυξη του ανοίγματος του στόματος των λεοντόψαρων σε σχέση με την αύξηση στο μήκος του σώματος, βρέθηκε μόνο για τα θηλυκά άτομα του πληθυσμού. Το γεγονός αυτό αποτελεί κοινό χαρακτηριστικό των αρπακτικών σαρκοφάγων ψαριών (Karachle & Stergiou, 2011).

Η φυλετική αναλογία για την περιοχή του Νότιου Αιγαίου υπολογίστηκε στο 1.03:1 υπέρ των θηλυκών, η οποία δεν διέφερε στατιστικά από την 1:1, με εντονότερη την κυριαρχία των θηλυκών στην κλάση μεγεθών 20-25 cm (1.4:1 θηλυκά: αρσενικά), κάτι που τονίζουν και οι Savva et al. (2020) για την περιοχή της Κύπρου. Παρά την ομοιότητα αυτή, η φυλετική αναλογία που αναφέρουν οι ίδιοι συγγραφείς (1.53:1 θηλυκά: αρσενικά) διαφέρει στατιστικώς ($p < 0.001$) από αυτή της παρούσας μελέτης. Αντίστοιχη αναλογία 1:1 καταγράφηκε για την περιοχή του Κόλπου του Μεξικού (Edwards et al., 2014; Fogg et al., 2013). Είναι σημαντικό να αναφερθεί ότι η αναλογία αντιστράφηκε στα μήκη ≥ 31 cm όπου τα αρσενικά κυριαρχούσαν με αναλογία 1:2.08

(θηλυκά: αρσενικά). Αυτό εξηγείται από τις μεγαλύτερες γενικά τιμές που πετυχαίνουν τα αρσενικά σε μορφομετρικά χαρακτηριστικά, σε σχέση με τα θηλυκά.

Σχετικά με την αναπαραγωγή του είδους, οι υψηλότερη μέση τιμή του γοναδοσωματικού δείκτη για τα θηλυκά ανιχνεύτηκαν τον Ιούλιο (3.53 ± 0.28) και τον Αύγουστο (4.00 ± 0.42) ενώ για τα αρσενικά οι υψηλότερες καταγεγραμμένες τιμές ανιχνεύτηκαν τον Αύγουστο (0.57 ± 0.01) και τον Σεπτέμβριο (1.52 ± 0.12). Επομένως, το *P. miles* στην περιοχή της Ρόδου φαίνεται να ωριμάζει αναπαραγωγικά κατά την περίοδο του καλοκαιριού, γεγονός που επιβεβαιώνουν και οι Savva et al. (2020) και οι Mouchlianitis et al. (2021) για την περιοχή της Ανατολικής Μεσογείου. Οι υψηλές τιμές του GSI κατά την διάρκεια του καλοκαιριού συμπίπτουν με τις υψηλές θερμοκρασίες του νερού στην περιοχή (28°C), όταν η πλειοψηφία των θηλυκών ήταν αναπαραγωγικά ώριμα. Είναι γνωστό άλλωστε ότι η θερμοκρασία, μεταξύ άλλων παραγόντων, παίζει σημαντικό ρόλο στην αναπαραγωγή των ψαριών (Brown et al., 2004; Lambert et al., 2003). Η απότομη πτώση του GSI κατά τη διάρκεια του Μαΐου μπορεί να αποδοθεί σύμφωνα με τους Kondylatos et al. (2024) είτε στην μεγάλη μεταβλητότητα των τιμών εντός του πληθυσμού (σφάλμα δειγματοληψίας) είτε σε πρόωγη αναπαραγωγή στο τέλος της άνοιξης. Η υπόθεση της πρόωγης αναπαραγωγής υποστηρίζεται περαιτέρω από την ελαφρά πτώση, κατά τη διάρκεια του Μαΐου, του δείκτη ευρωστίας FCF. Τα μεγάλα τυπικά σφάλματα που παρατηρήθηκαν για τον γοναδοσωματικό, τον ηπατοσωματικό και τον δείκτη ευρωστίας, θα μπορούσαν να αποδοθούν στην παρουσία μεγάλης μεταβλητότητας των τιμών τους εντός του πληθυσμού και/ή στη χρονική ή χωρική διακύμανση τους.

Παρόμοια αναπαραγωγική στρατηγική έχει παρατηρηθεί στην περιοχή του Κόλπου του Μεξικού (Fogg et al., 2017) και στα ανοικτά της Βόρειας Καρολίνας και στις Μπαχάμες από την εισβολή των *P. volitans* και *P. miles*. (Morris et al., 2009), ενώ

αποτελέσματα από μελέτη στην Καραϊβική θάλασσα έδειξαν 2 μεγάλες αναπαραγωγικές περιόδους κατά την διάρκεια του καλοκαιριού και του χειμώνα (Gardner et al., 2015). Στην περιοχή της Κύπρου παρά την διακριτή αναπαραγωγική περίοδο του καλοκαιριού (Ιούνιος-Ιούλιος), το λεοντόψαρο είναι ικανό να αναπαράγεται όλο το χρόνο (Savva et al., 2020).

Στην περιοχή της Κύπρου, στην Ανατολική Μεσόγειο, βρέθηκε ότι το μικρότερο σεξουαλικά ώριμο άτομο είχε ολικό μήκος σώματος 20.8 cm. Στα μήκη αυτά τα ψάρια είναι ήδη 1 έτους (Savva et al. 2020). Στην Ρόδο το μικρότερο θηλυκό σεξουαλικά ώριμο άτομο βρέθηκε με μήκος σώματος στα 22.9 cm και το μικρότερο αρσενικό σεξουαλικά ώριμο άτομο στα 22.0 cm. Στα μεγέθη αυτά τα ψάρια έχουν φτάσει την ηλικία των 2.18 και 1.97 έτη, αντίστοιχα.

Πέντε ηλικιακές κλάσεις ανιχνεύτηκαν για τον πληθυσμό της Ρόδου, με την 3^η (41,5 του πληθυσμού) να εμφανίζεται ως η πολυπληθέστερη, κάτι που έρχεται σε αντίθεση με τα αποτελέσματα των Savva et al. (2020) για την περιοχή της Κύπρου, όπου παρατηρήθηκαν 4 κλάσεις με την 2^η να εκτιμάται ως πολυπληθέστερη. Στον Ατλαντικό αντίστοιχες έρευνες αναφέρουν πληθυσμούς από 3 ηλικιακών κλάσεων (Fogg et al., 2015; Johnson & Swenarton, 2016; Potts et al., 2010) έως και 9 (Eddy et al., 2019). Οι 5 ηλικιακές κλάσεις φαίνεται να ταυτίζονται με την πρώτη καταγραφή το 2015 των λεοντόψαρων στην περιοχή της Ρόδου και την περίοδο (2020-2021) των δειγματοληψιών. Με βάση τις παραμέτρους της εξίσωσης Von Bertalanffy η μέγιστη ηλικία υπολογίζεται στα 14.43 έτη για όλο τον πληθυσμό, 15.05 έτη για τα αρσενικά και 12.82 έτη για τα θηλυκά. Παρά το γεγονός ότι έχει καταγραφεί άτομο σε αιχμαλωσία ηλικίας 30 ετών (Potts et al., 2010), οι ηλικίες αυτές φαίνεται να είναι αρκετά μεγάλες.

Οι παράμετροι της εξίσωσης Von Bertalanffy συμφωνούν με πολλές μελέτες από άλλες περιοχές εξάπλωσης του λεοντόψαρου. Το ασυμπτωτικό μήκος (L_{inf}) ταιριάζει με αυτό από αντίστοιχες έρευνες για την περιοχή της Ανατολικής Μεσογείου (Dağhan & Demirhan, 2020; Savva et al., 2020) και την Βόρεια Καρολίνα (Johnson & Swenarton, 2016; Potts et al., 2010). Μικρότερες τιμές παρατηρήθηκαν σε άλλες μελέτες από την Βόρεια Καρολίνα (Barbour et al., 2011), από τον Κόλπο του Μεξικού (Fogg et al., 2015; Rodriguez-Cortes et al., 2015; Swenarton et al., 2014) και την Καραϊβική Θάλασσα (Edwards et al., 2014). Η παράμετρος K ταιριάζει με αυτή που αναφέρεται από τους Dağhan & Demirhan (2020) αλλά ήταν η μικρότερη που παρατηρήθηκε στην βιβλιογραφία. Αντίστοιχα η παράμετρος t_0 ήταν η μεγαλύτερη σε σχέση με την υπάρχουσα βιβλιογραφία. Οι μεγαλύτερες τιμές στις παραμέτρους ανάπτυξης ίσως αντανακλούν ευνοϊκότερες, για το είδος, συνθήκες στην περιοχή της Ρόδου (Savva et al., 2020). Είναι επίσης γνωστό ότι μια πληθώρα παραγόντων όπως οι περιβαλλοντικές συνθήκες, το γεωγραφικό πλάτος, η διαθεσιμότητα τροφής, το στάδιο ωρίμανσης, η εποχή, ο τρόπος αλιείας και η επιλεκτικότητα των χρησιμοποιούμενων εργαλείων ενδέχεται να συμβάλλουν στις παρατηρούμενες διαφορές στην ηλικία, την ανάπτυξη και τις τιμές της θνησιμότητας (Froese, 2006; Ricker, 1969).

Σχετικά με την θνησιμότητα των λεοντόψαρων στο Νότιο Αιγαίο, τα αποτελέσματα έδειξαν ότι η φυσική (0.45) και η αλιευτική (0.42) θνησιμότητα ταυτίζονται και δίνουν έναν δείκτη εκμετάλλευσης 0.49 (<0.5). Το γεγονός ότι ο δείκτης αυτός έχει τιμή μικρότερη του 0.5 δηλώνει έναν υποεκμεταλευόμενο πληθυσμό, έναν πληθυσμό δηλαδή που έχει περιθώρια εκμετάλλευσης.

Η ανάλυση των μορφομετρικών χαρακτηριστικών των ωτολίθων έδειξε πλατύτερους αριστερούς (2.78 ± 0.02 mm) και αρσενικούς (2.83 ± 0.03) ωτόλιθους σε σχέση με τους στενότερους δεξιούς (2.69 ± 0.02 mm) και θηλυκούς (2.73 ± 0.012).

Επιπλέον, παρατηρήθηκαν μεγαλύτεροι και βαρύτεροι ωτόλιθοι στην Περιοχή δειγματοληψίας 3 σε σχέση με τις 2 άλλες περιοχές δειγματοληψίας. Οι διαφορές αυτές πιθανώς να οφείλονται στα μεγαλύτερα σε μέγεθος αλλά και ηλικία αρσενικά, τα οποία κυριαρχούσαν και στην Περιοχή δειγματοληψίας 3, έναντι των μικρότερων σε μέγεθος και ηλικία θηλυκών.

Οι μέχρι τώρα δημοσιεύσεις που ασχολούνται με αλλομετρικές σχέσεις μεταξύ των μορφομετρικών χαρακτηριστικών του ψαριού και αυτές των ωτολίων του, αφορούν ψάρια με υψηλή εμπορική αξία (Battaglia et al., 2010) όπως αυτά της οικογένειας Sciaenidae (Waessle et al., 2003). Από όσο είναι γνωστό, καμία έρευνα μέχρι στιγμής δεν έχει ασχοληθεί με την μορφολογία και την αλλομετρία των ωτολίων του λεοντόψαρου *P. miles*.

Στην παρούσα μελέτη τα αποτελέσματα για την σχέση μήκος-πλάτος ωτολίου δείχνουν αρνητική αλλομετρία που σημαίνει ότι οι ωτόλιθοι έχουν την τάση να αυξάνονται περισσότερο σε πλάτος παρά σε μήκος, αποκτώντας ένα πιο κυκλικό σχήμα. Αντίστοιχα, η σχέση βάρους-μήκους ωτολίου παρουσίασε αρνητική αλλομετρία που σημαίνει ότι οι ωτόλιθοι όσο μεγαλώνει το ψάρι αυξάνονται σε μήκος με μεγαλύτερο ρυθμό από ότι σε βάρος. Όσον αφορά τις σχέσεις του βάρους και μήκους του ωτολίου με το μήκος και βάρος του ψαριού εκεί ανιχνεύτηκε αρνητική αλλομετρία που δείχνει ότι όσο το ψάρι μεγαλώνει μικραίνει ο ρυθμός αύξησης του μήκους και βάρους του ωτολίου. Αυτό μπορεί να οφείλεται στην επιβράδυνση στην αύξηση του μήκους του ωτολίου σε μεγαλύτερες ηλικίες όταν το ψάρι έχει πλησιάσει το μέγιστο μήκος του και ο ωτόλιθος αυξάνεται πλέον σε πλάτος (Williams & Bedford, 1974).

Τέλος, η ύπαρξη κρυσταλλοποιημένων ωτολίθων αποδίδεται σύμφωνα με τους Sweeting et al. (2007) σε στρεσογόνα περιβαλλοντικά αίτια όπως μεγάλες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, έντονους θορύβους και δονήσεις, κακή ποιότητα νερού και ελλιπή διατροφή.

5.ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑ

Κλείνοντας, είναι γνωστό ότι τα τελευταία χρόνια με την κλιματική αλλαγή και την ανάπτυξη των ανθρώπινων δραστηριοτήτων, έχουν αυξηθεί τα κρούσματα λεσσεψιανών μεταναστών στην Μεσόγειο Θάλασσα (Zenetos et al., 2022). Ακόμη και μικρές αυξήσεις στους πληθυσμούς των εισβολικών ειδών αναμένεται να προκαλέσουν σημαντικές κοινωνικο-οικολογικές επιπτώσεις οι οποίες μπορούν να μετριαστούν μόνο εάν ληφθούν ταχείες και ολοκληρωμένες δράσεις (Essl et al., 2020). Όπως αναφέρουν οι Kletou et al. (2016) η εισβολή των λεοντόψαρων του είδους *P. miles* μόλις ξεκίνησε. Τα αποτελέσματα της παρούσας μελέτης δείχνουν ότι η εξάπλωση και εγκατάσταση του λεοντόψαρου στην περιοχή της Ρόδου, στο Νότιο Αιγαίο, είναι επιτυχής. Το λεοντόψαρο είναι μια ξεκάθαρη απειλή για την βιοποικιλότητα και οικονομία της χώρας η οποία απαιτεί την άμεση λήψη μέτρων για τον περιορισμό του (Kletou et al., 2016). Η μικρή τιμή του δείκτη εκμετάλλευσης τονίζει την πρόταση για διαχείριση του είδους, των Kondylatos et al. (2024), για εισαγωγή του λεοντόψαρου στην αγορά. Σύμφωνα με τους ίδιους συγγραφείς εάν αφαιρεθούν τα δηλητηριώδη αγκάθια είναι απόλυτα ασφαλές να καταναλωθεί και θα έπρεπε να προστεθεί στην διατροφή μας.

BIBΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

- Albins, M. A., & Hixon, M. A. (2008). Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 233–238.
- Arukwe, A., & Goksøyr, A. (2003). Eggshell and egg yolk proteins in fish: hepatic proteins for the next generation: oogenetic, population, and evolutionary implications of endocrine disruption. *Comparative Hepatology*, 2, 1–21.
- Barbour, A. B., Allen, M. S., Frazer, T. K., & Sherman, K. D. (2011). Evaluating the potential efficacy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) removals. *PloS One*, 6(5), e19666.
- Bariche, M., Kleitou, P., Kalogirou, S., & Bernardi, G. (2017). Genetics reveal the identity and origin of the lionfish invasion in the Mediterranean Sea. *Scientific Reports*, 7(1), 6782.
- Bariche, M., Torres, M., & Azzurro, E. (2013). The presence of the invasive Lionfish *Pterois miles* in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 292–294.
- Barry, J. P. (1989). Inferring demographic processes from size-frequency distributions: simple models indicate specific patterns of growth and mortality. *Fish. Bull.*, 88, 13–19.
- Battaglia, P., Malara, D., Romeo, T., & Andaloro, F. (2010). Relationships between otolith size and fish size in some mesopelagic and bathypelagic species from the Mediterranean Sea (Strait of Messina, Italy). *Scientia Marina*, 74(3), 605–612.
- Beverton, R. J. H. (1957). On the dynamics of exploited fish population. *Fish. Invest. IV*.
- Beverton, R. J. H. (1995). Spatial limitation of population size; the concentration hypothesis. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34(1–3), 1–6.
- Bhattacharya, C. G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 115–135.
- Brigham, R. K., & Jensen, A. C. (1964). Photographing otoliths and scales. *The Progressive Fish-Culturist*, 26(3), 131–135.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771–1789.
- Church, J. E., & Hodgson, W. C. (2002). The pharmacological activity of fish venoms. *Toxicon*, 40(8), 1083–1093.
- Cohen, A. S., & Olek, A. J. (1989). An extract of lionfish (*Pterois volitans*) spine tissue contains acetylcholine and a toxin that affects neuromuscular transmission. *Toxicon*, 27(12), 1367–1376.
- Côté, I. M., Green, S. J., & Hixon, M. A. (2013). Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biological Conservation*, 164, 50–61.

- Côté, I. M., & Maljković, A. (2010). Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 404, 219–225.
- Côté, I. M., & Smith, N. S. (2018). The lionfish *Pterois* sp. invasion: Has the worst-case scenario come to pass? *Journal of Fish Biology*, 92(3), 660–689.
- Dağhan, H., & Demirhan, S. A. (2020). İskenderun Körfezi'nde dağılım gösteren aslan balığı *Pterois miles* (Bennett, 1828)'in bazı biyo-ekolojik özellikleri. *Marine and Life Sciences*, 2(1), 28–40.
- Dailianis, T., Akyol, O., Babali, N., Bariche, M., Crocetta, F., Gerovasileiou, V., Chanem, R., GÖKOĞLU, M., Hasiotis, T., & Izquierdo-Munoz, A. (2016). New mediterranean biodiversity records (July 2016). *Mediterranean Marine Science*, 17(2), 608–626.
- Di Martino, V., & Stancanelli, B. (2021). *The alien lionfish, Pterois miles (Bennett, 1828), enters the Adriatic Sea, Central Mediterranean Sea*. 27, 104–108.
- Dimitriadis, C., Galanidi, M., Zenetos, A., Corsini-Foka, M., Giovos, I., Karachle, P. K., FOURNARI-KONSTANTINIDOU, I., Kytinou, E., Issaris, Y., & Azzurro, E. (2020). Updating the occurrences of *Pterois miles* in the Mediterranean Sea, with considerations on thermal boundaries and future range expansion. *Mediterranean Marine Science*, 21(1), 62–69.
- Dimitriou, A. C., Chartosia, N., Hall-Spencer, J. M., Kleitou, P., Jimenez, C., Antoniou, C., Hadjioannou, L., Kletou, D., & Sfenthourakis, S. (2019). Genetic data suggest multiple introductions of the lionfish (*Pterois miles*) into the Mediterranean Sea. *Diversity*, 11(9), 149.
- Eddy, C., Pitt, J., Oliveira, K., Morris, J. A., Potts, J., & Bernal, D. (2019). The life history characteristics of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Environmental Biology of Fishes*, 102, 887–900.
- Edwards, M. A., Frazer, T. K., & Jacoby, C. A. (2014). Age and growth of invasive lionfish (*Pterois* spp.) in the Caribbean Sea, with implications for management. *Bulletin of Marine Science*, 90(4), 953–966.
- Elbouzidi, C., Abid, N., Awadh, H., Bakkali, M., & Hassani Zerrouk, M. (2022). Growth and mortality of the European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) from the North of Moroccan Atlantic coasts. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2021.12.003>
- Essl, F., Lenzner, B., Bacher, S., Bailey, S., Capinha, C., Daehler, C., Dullinger, S., Genovesi, P., Hui, C., & Hulme, P. E. (2020). Drivers of future alien species impacts: An expert-based assessment. *Global Change Biology*, 26(9), 4880–4893.
- Fishelson, L. (1975). Ethology and reproduction of pteroid fishes found in the Gulf of Aqaba (Red Sea), especially *Dendrochirus brachypterus* (Cuvier)(Pteroidae: Teleostei). *Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli*, 39, 635–656.
- Fishelson, L. (1997). Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environmental Biology of Fishes*, 50(4), 391–403.
- Fogg, A. Q., Brown-Peterson, N. J., & Peterson, M. S. (2017). Reproductive life

- history characteristics of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) in the northern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 93(3), 791–813.
- Fogg, A. Q., Evans, J. T., Ingram, J. R., GW, P. M. S., & Brown-Peterson, N. J. (2015). Comparing age and growth patterns of invasive lionfish among three ecoregions of the Northern Gulf of Mexico. *Proceedings of the 68th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Panama City: Gulf and Caribbean Fisheries Institute*.
- Fogg, A. Q., Hoffmayer, E. R., Driggers III, W. B., Campbell, M. D., Pellegrin, G. J., & Stein, W. (2013). Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois sp.*) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 25(1), 111–115.
- Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241–253.
- Fulton, T. (1904). The rate of growth of fishes. *Twenty-Second Annual Report*, 141–241.
- Gardner, P. G., Frazer, T. K., Jacoby, C. A., & Yanong, R. P. E. (2015). Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois spp.*). *Frontiers in Marine Science*, 2, 7.
- Golani, D., & Sonin, O. (1992). New records of the Red Sea fishes, *Pterois miles* (Scorpaenidae) and *Pteragogus pelycus* (Labridae) from the eastern Mediterranean Sea. *Japanese Journal of Ichthyology*, 39(2), 167–169.
- Green, S. J., Akins, J. L., & Morris, J. A. (2012). *Lionfish dissection: Techniques and applications*.
- Hadjioannou, L., & Petrou, A. (2018). OUT OF SIGHT, OUT OF REACH, OUT OF MIND: INVASIVE LIONFISH PTEROIS MILES IN CYPRUS AT DEPTHS BEYOND RECREATIONAL DIVING LIMITS. *1st Mediterranean Symposium on the Non-Indigenous Species*, 59.
- Halstead, B. W., Chitwood, M. J., & Modglin, F. R. (1955). The anatomy of the venom apparatus of the zebrafish, *Pterois volitans* (Linnaeus). *The Anatomical Record*, 122(3), 317–333.
- Hamner, R. M., Freshwater, D. W., & Whitfield, P. E. (2007). Mitochondrial cytochrome b analysis reveals two invasive lionfish species with strong founder effects in the western Atlantic. *Journal of Fish Biology*, 71, 214–222.
- Hare, J. A., & Whitfield, P. E. (2003). *An integrated assessment of the introduction of lionfish (Pterois volitans/miles complex) to the western Atlantic Ocean*.
- Jimenez, C., Petrou, A., Andreou, V., Hadjioannou, L., Wolf, W., Koutsouloukas, N., Alhajja, R. A., QDivers, A. N., & Aquarium, O. (2016). Veni, vidi, vici: The successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Rapport Commission International Mer Mediterranee*, 41, 417.
- Johnson, E. G., & Swenarton, M. K. (2016). Age, growth and population structure of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles*) in northeast Florida using a length-based, age-structured population model. *PeerJ*, 4, e2730.

- Jurado-Ruzafa, A., & Santamaría, M. T. G. (2018). Age, growth and natural mortality of blue jack mackerel *Trachurus picturatus* (Carangidae) from the Canary Islands, Spain (NW Africa). *African Journal of Marine Science*, 40(4), 451–460.
- Karachle, P. K., & Stergiou, K. I. (2011). Mouth allometry and feeding habits of some Mediterranean fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 41(4), 265–275.
- Kizer, K. W., McKinney, H. E., & Auerbach, P. S. (1985). Scorpaenidae envenomation: a five-year poison center experience. *Jama*, 253(6), 807–810.
- Kleitou, P., Hall-Spencer, J., Rees, S., Sfenthourakis, S., Demetriou, A., Chartosia, N., Jimenez, C., Hadjioannou, L., Petrou, A., & Christodoulides, Y. (2019). *Tackling the lionfish invasion in the Mediterranean. The EU-LIFE RELIONMED Project: Progress and results*. SPA/RAC publication.
- Kletou, D., Hall-Spencer, J. M., & Kleitou, P. (2016). A lionfish (*Pterois miles*) invasion has begun in the Mediterranean Sea. *Marine Biodiversity Records*, 9(1), 46. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0065-y>
- Kochzius, M., Söller, R., Khalaf, M. A., & Blohm, D. (2003). Molecular phylogeny of the lionfish genera *Dendrochirus* and *Pterois* (Scorpaenidae, Pteroinae) based on mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 28(3), 396–403.
- Kondylatos, G., Theocharis, A., Mandalakis, M., Avgoustinaki, M., Karagyaurova, T., Koulocheri, Z., Vardali, S., & Klaoudatos, D. (2024). The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean). *Hydrobiology*, 3(1), 31–50.
- Kulbicki, M., Beets, J., Chabanet, P., Cure, K., Darling, E., Floeter, S. R., Galzin, R., Green, A., Harmelin-Vivien, M., & Hixon, M. (2012). Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 189–205.
- Lambert, Y., Yaragina, N., Kraus, G., Marteinssdottir, G., & Wright, P. J. (2003). Using environmental and biological indices as proxies for egg and larval production of marine fish. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 33, 115–159.
- Le Cren, E. D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology*, 201–219.
- LIONHARE. (2021). *Ανάπτυξη καινοτόμων μέτρων καταγραφής, χαρτογράφησης και περιορισμού των πληθυσμών των εισβολικών ειδών Λαγοκέφαλου (*Lagocephalus sceleratus*) και Λεοντόψαρου (*Pterois* sp.) στις ελληνικές θάλασσες*. <https://lionhare.hcmr.gr/elementor-13108/>
- Morris, J., Akins, J. A., Barse, A., Cerino, D., Freshwater, D. W., Green, S. J., & ... & Whitfield, P. E. (2009). *Biology and ecology of the invasive lionfishes, Pterois miles and Pterois volitans*.
- Morris, J., & Whitfield, P. E. (2009). *Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: an updated integrated assessment*.
- Morris, Sullivan, C. V., & Govoni, J. J. (2011). Oogenesis and spawn formation in the

- invasive lionfish, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Scientia Marina*, 75(1), 147–154.
- Munro, J. L., & Pauly, D. (1983). A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte*, 1(1), 5–6.
- Nikolsky, G. V. (1963). *The ecology of fishes*. Academic Press.
- NOAA. (2022). *Impacts of Invasive Lionfish*, National Ocean Service website. <https://www.fisheries.noaa.gov/southeast/ecosystems/impacts-invasive-lionfish#:~:text=Lionfish now inhabit reefs%2C wrecks,Gulf of Mexico%2C and Caribbean.>
- NOAA. (2023). *What is a lionfish?* National Ocean Service website. <https://oceanservice.noaa.gov/facts/lionfish-facts.html>
- Oxman, D. S., Barnett-Johnson, R., Smith, M. E., Coffin, A., Miller, D. L., Josephson, R., & Popper, A. N. (2007). The effect of vaterite deposition on sound reception, otolith morphology, and inner ear sensory epithelia in hatchery-reared Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(11), 1469–1478.
- Özbek, E. Ö., Mavruk, S., Saygu, İ., & Öztürk, B. (2017). Lionfish distribution in the eastern Mediterranean coast of Turkey. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 23(1), 1–16.
- Panfili, J., de Pontual, H., Troadec, H., & Wright, P. J. (2002). *Manual of fish sclerochronology*. Ifremer-IRD coedition.
- Patzner R. (2004). *Pterois miles*, Fishbase.
- Pauly, D. (1983). *Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks* (Issue 234). Food & Agriculture Org.
- Pauly, D. (1984). *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators* (Vol. 8). WorldFish.
- Potts, J. C., Berrane, D., & Morris Jr, J. A. (2010). Age and growth of lionfish from the Western North Atlantic. *Proceedings of the 63rd Gulf Caribbean Fisheries Institute*, 63, 314.
- Ricker, W. E. (1969). Effects of size-selective mortality and sampling bias on estimates of growth, mortality, production, and yield. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 26(3), 479–541.
- Ricker, W. E. (1979). Growth rates and models. *Fish Physiology*, 677–744.
- Rizzo, E., & Bazzoli, N. (2020). *Reproduction and embryogenesis*. In 'Biology and physiology of freshwater neotropical fish'. (Eds B Baldisserotto, EC Urbinati, J Cyrino) pp. 287–313. Academic Press, Elsevier: London.
- Rodriguez-Cortes, K. D., Aguilar-Perera, A., & Bonilla-Gomez, J. L. (2015). Growth and mortality of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), in the Parque Nacional Arrecife Alacranes, southern Gulf of Mexico, as determined by size-frequency analysis. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 45(2), 175–179.

- Sabido-Itzá, M. M., Aguilar-Perera, A., & Medina-Quej, A. (2016). Length–weight and length–length relations, and relative condition factor of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), from two natural protected areas in the Mexican Caribbean. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 46(4), 279–285.
- Sandel, V., Martínez-Fernández, D., Wangpraseurt, D., & Sierra, L. (2015). Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in Southern Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 213–221.
- Saunders, P. R., & Taylor, P. B. (1959). Venom of the lionfish *Pterois volitans*. *American Journal of Physiology-Legacy Content*, 197(2), 437–440.
- Savva, I., Chartosia, N., Antoniou, C., Kleitou, P., Georgiou, A., Stern, N., Hadjioannou, L., Jimenez, C., Andreou, V., & Hall-Spencer, J. M. (2020). They are here to stay: the biology and ecology of lionfish (*Pterois miles*) in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 97(1), 148–162.
- Schofield, P. J. (2009). *Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (Pterois volitans [Linnaeus 1758] and P. miles [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea*.
- Shiomi, K., Hosaka, M., Fujita, S., Yamanaka, H., & Kikuchi, T. (1989). Venoms from six species of marine fish: lethal and hemolytic activities and their neutralization by commercial stonefish antivenom. *Marine Biology*, 103, 285–289.
- Sparre, P. (1998). Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fish. Tech. Paper.*, 306, 1–407.
- Stern, N., Jimenez, C., Huseyinoglu, M. F., Andreou, V., Hadjioannou, L., Petrou, A., Öztürk, B., Golani, D., & Rothman, S. B. S. (2019). Constructing the genetic population demography of the invasive lionfish *Pterois miles* in the Levant Basin, Eastern Mediterranean. *Mitochondrial Dna Part A*, 30(2), 249–255.
- Swenarton, M. K., Johnson, R. G., & Akins, J. L. (2014). Regional comparisons of lionfish (*Pterois* spp.) population demographics from the East Coast of Florida. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 67, 215–216.
- Then, A. Y., Hoenig, J. M., Hall, N. G., Hewitt, D. A., & Jardim, H. editor: E. (2015). Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 72(1), 82–92.
- Toledo-Hernández, C., Vélez-Zuazo, X., Ruiz-Díaz, C. P., Patricio, A. R., Mege, P., Navarro, M., Sabat, A. M., Betancur-R, R., & Papa, R. (2014). Population ecology and genetics of the invasive lionfish in Puerto Rico. *Aquatic Invasions*, 9(2).
- Vetrano, S. J., Lebowitz, J. B., & Marcus, S. (2002). Lionfish envenomation. *The Journal of Emergency Medicine*, 23(4), 379–382.
- Von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Human Biology*, 10(2), 181–213.

- Waessle, J. A., Lasta, C. A., & Favero, M. (2003). Otolith morphology and body size relationships for juvenile Sciaenidae in the Río de la Plata estuary (35-36 S). *Scientia Marina*, 67(2), 233–240.
- Williams, T., & Bedford, B. C. (1974). *The use of otoliths for age determination*.
- Zenetos, A., Akel, E. H. K. H., Apostolidis, C., Bilecenoglu, M., Bitar, G., Buchet, V., Chalari, N., Corsini-Foka, M., Crocetta, F., & Dogrammatzi, A. (2015). New mediterranean biodiversity records (April 2015). *Mediterranean Marine Science*, 266–284.
- Zenetos, A., Albano, P. G., Garcia, E. L., Stern, N., Tsiamis, K., & Galanidi, M. (2022). Established non-indigenous species increased by 40% in 11 years in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science*, 23(1).
- Νεοφύτου, Χ., & Νεοφύτου, Ν. (2018). Ιχθυολογία. In *Ιχθυολογία* (3η, pp. 175–190). University Studio Press.

Article

The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean)

Gerasimos Kondylatos ^{1,2,*}, Alexandros Theocharis ², Manolis Mandalakis ³, Maria Avgoustinaki ¹, Teodora Karagyaurova ², Zoi Koulocheri ², Sofia Vardali ² and Dimitris Klaoudatos ²

¹ Hydrobiological Station of Rhodes, Hellenic Centre for Marine Research, Cos Street, 85131 Rhodes, Greece; m.avgoustinaki@hcmr.gr

² Department of Ichthyology and Aquatic Environment (DIAE), School of Agricultural Sciences, University of Thessaly (UTH), Fytokou Street, 38446 Volos, Greece; thalexandros@uth.gr (A.T.); katheodora@uth.gr (T.K.); zkoulocheri@uth.gr (Z.K.); sofvardali@gmail.com (S.V.); dklaoud@uth.gr (D.K.)

³ Institute of Marine Biology, Biotechnology and Aquaculture, Hellenic Centre for Marine Research (HCMR), 71500 Heraklion, Greece; mandalakis@hcmr.gr

* Correspondence: gkondylatos@hcmr.gr

Abstract: The devil firefish *Pterois miles* (Bennett 1828) is recognized as one of the 100 worst invasive alien species (IAS) in the Mediterranean Sea with significant socioeconomic and ecological implications. A total of 363 individuals were collected between April 2021 and March 2022 from the Levantine Sea (the Eastern Mediterranean), aiming to assess the current progression of the population. The male to female ratio (1:1.03) did not significantly depart from 1:1, with length–weight relationships exhibiting positive allometric growth. Five age groups were identified, with the third and fourth age groups being the predominant (74% of the population). The highest reproductive intensity was observed during summer followed by autumn. The onset of sexual maturity (L_{50}) for the total population was estimated at 22.44 cm in total length (2.1 years). The asymptotic length was estimated at 45.35 cm for the total population, with males growing larger than females. Longevity was estimated at 14.4 years for the total population. The inflection point was estimated at 4.31 years for the total population. Length with a 50% probability of capture (LC_{50}) was estimated at 23.03 cm, with the respective age (t_{50}) of 2.2 years. The exploitation rate ($E = 0.48$) indicated that the population is underexploited. The optimum (F_{opt}) and target (F_{lim}) fishing mortality were higher in comparison with the present fishing mortality ($F = 0.41$), indicating a potential for commercial exploitation of the species.

Keywords: invasive species; Levantine Sea; mortality; von Bertalanffy; Southern Aegean Sea



Citation: Kondylatos, G.; Theocharis, A.; Mandalakis, M.; Avgoustinaki, M.; Karagyaurova, T.; Koulocheri, Z.; Vardali, S.; Klaoudatos, D. The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean). *Hydrobiology* **2024**, *3*, 31–50. <https://doi.org/10.3390/hydrobiology3010003>

Academic Editor: Gioele Capillo

Received: 30 January 2024

Revised: 23 February 2024

Accepted: 26 February 2024

Published: 28 February 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Eastern Mediterranean coastal ecosystems are subjected to ongoing shifts in species abundance and community composition [1–5]. To date, in the Mediterranean Sea, almost 1000 non-indigenous taxa have been identified as established and casual [6,7], with fishes occupying the second highest diversity among them. Their numbers continue to rise, presenting increased establishment success [7–9]. The Suez Canal is the most significant entry and ever since the opening in 1869, this human-made passageway has allowed hundreds of species from the Red Sea to cross into the Mediterranean [6,10,11]. A considerable number of these species are migrating westward and establish sizable, reproduceable populations in the eastern Mediterranean.

According to several studies, it is rather clear that the introduction of marine invasive alien species (IAS) to an ecosystem poses a serious threat to the biodiversity, structure and function [12–18]. *Caulerpa taxifolia* (M.Vahl) C.Agardh, 1817, first discovered in the basin in 1984 [19,20], and *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845, first documented in the Mediterranean

in 1990 [21], are two of the first invasive species that raised significant concerns about becoming major threats to the Mediterranean ecosystem. In the late 2010s, the two introduced invasive marine Indo-Pacific lionfishes, the devil firefish *Pterois miles* (Bennett 1828) and the red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), were recognized as the first truly invasive marine fishes and a major ecosystemic threat [22,23].

Pterois miles is one of the most recent Lessepsian fish invaders in the Mediterranean Sea. Kletou et al. (2016) and Dimitriou et al. (2019) [24,25] verified the genetic similarity of the *P. miles* populations in the Mediterranean Sea and a pattern of repeated introductions of the species in the basin into the Mediterranean originating from the northern Red Sea. It is an Indian Ocean species with a natural geographic range that includes the marine area spreading from the Red Sea to eastern South Africa, the Arabian Sea and the Persian Gulf, the Gulf of Oman, the Laccadive Sea, the Bay of Bengal, the Andaman Sea and Indonesia [26,27]. Although it was firstly recorded in the Mediterranean Sea in 1991, off the coast of Israel [28], several years passed after the second record, when two individuals were discovered in 2012 off the coast of Lebanon, breaking a 20-year silence [29]. Shortly after, in 2014 and 2015, two individuals were discovered in Turkish and Cyprian coastal waters, respectively, whereas in Rhodian waters, Greece, it was first recorded on 15th July 2015 [24,30–33]. Many more records followed and 31 years after its first record, *P. miles* is known to be present in Israel, Cyprus, Greece, Italy, Lebanon, Libya, Tunisia and Turkey [22,29–38]. The species demonstrates one of the most rapid invasions and expansions in the basin [5,39]. It has developed large populations in the eastern basin but it is not enough clear which invasion stage the species attains in each Mediterranean subregion [40,41], or whether the numbers of the species are peaking or levelling off or decrease, as in the case of the lionfish invasion in the western Atlantic [42].

The devil firefish can be encountered in a wide range of depths [43–45] and is found mainly associated with hard substrates, hiding in cavities of, crevices or caves but also on Neptune grass *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile, 1813 beds [46]. Given the fact that other invasive species such as the porcupine sea urchin *Diadema setosum* Leske, 1778) and indigenous species such as the common spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) share the same refuges, non-consumptive effects of these species with *P. miles* may occur [47]. Of the most commonly applied fishing gear of the coastal small-scale fisheries of Greece, the most promising for the collection of *P. miles* are the static nets [48]. Nevertheless, in the western Atlantic, Morris (2012) [49] and Farquhar (2017) [50] reviewed that the most popular removal method was spearing followed by handnets, reflecting the differentiation between geographic regions in the use of the most appropriate fishing gear targeting lionfishes.

A number of characteristics, including early maturation and reproduction, anti-predatory venomous defenses, and ecological adaptability of the devil firefish, combined with the absence of adaptive responses on behalf of the prey that encounters a new predator and the overfishing of regional predators, contribute to the spectacular success of its establishment in the invaded areas [51–57]. Undoubtedly, the species is a unique opportunistic predator and a generalist carnivore that may consume a wide range of fish and crustaceans, in consumption rates that can substantially surpass the rates of prey production [17,49,53,58–62]. On the other hand, rather few predators of the devil firefish have been recorded within the Mediterranean Sea. These include the dusky grouper *Epinephelus marginatus*, the white grouper *Epinephelus aeneus*, the common octopus *Octopus vulgaris* and the silver-checked toad fish *Lagocephalus sceleratus* [37,63,64] with the first three under fishing or preying pressure [65–67]. For the time being, the water temperature seems to be the only effective constraint in the ongoing dispersal of *P. miles* within the basin [38,68,69]. In fact, the minimum temperature the species can survive in is 10 °C [56,68,70], whereas Dimitriadis et al. (2020) [38] plotted on a map the possible expansion region of the species within the Mediterranean, based on the isotherm of 15.3 °C, which is also the distribution limit for *P. volitans* in North Carolina, USA [69].

Throughout the literature, it is clear enough that the eradication of the species from the invaded areas is unlikely [22,41,58,71,72]. Additionally, there are many suggestions

for the population control of the devil firefish in the invaded areas of the Atlantic and the Mediterranean [4,41,49,56,73–80]. However, managerial tactics, if any applied, aiming at minimizing the negative effect and the population control of *P. miles*, can be viable but they do not always bring out the desired results [58,73,74,76,78]; and in several other cases, they proved discouraging for various reasons [12]. Irreversibly, *P. miles* has conquered many regions of the basin and unless retreated or overlapped by starvation, some pathogen or an efficient competitor [42,49,58,81], local communities depended on coastal fisheries will have to admit the species as a potential food source and income resource and practice targeted removals [17,48,49,73,78,79,82–84]. The idea of turning an invasive species to food source is not a modernism [83–85].

In the western Atlantic, culling is the most successful measure to control the lionfish culling [80,86,87]. For the Mediterranean, we believe that management actions towards minimizing negative effects to the ecosystem of *P. miles*, should focus in the development of a targeted lionfish fisheries [58], along with establishing it as a new product in the commerce of fresh and processed fish [56]. Tailored management removal efforts of *P. miles* will be improved by knowing and understanding life history information of the species within each of the invaded areas [55,57,88–91]. While several of the prominent traits of the species were documented in Cyprus [46], no research on the growth and mortality has been published in Greek waters. The objectives of this study were to investigate the population structure, sex ratio, growth, age composition, mortality, reproduction, and level of exploitation of this species, hence providing vital information that is currently lacking in a region affected by this Lessepsian invader. These data are essential for the development of strategic plans to control the invasive lionfish population and specifically in the estimation of the sustainability of this new fisheries resource.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area and Sampling Methodology

Three areas of the eastern Rhodian coastal marine waters were selected (Figure 1). From April 2021 to March 2022, monthly experimental fishing trials were applied in each area, within the depth zone of 8–35 m. Two fishing vessels of the Rhodian small-scale coastal fleet were employed (total length of 13.3 m and engine power of 106.5 KW, and total length of 9.0 m and engine power of 7.35 KW, respectively). The fishing gear employed was gill nets (GNSs) and trammel nets (GTRs) as illustrated in Frid and Belmaker (2019) [92] and described analytically in a recent work [93], were applied as typically performed by local fishers of the island. The deployment of GNSs and GTRs was conducted in the early night hours. The former were retrieved two hours after deployment and the latter during sunrise. In total, 36 hauls were performed with each type of fishing gear.

Total length (TL) and total weight (TW) of the collected individuals were measured to the nearest 0.1 cm and 0.01 g, respectively. Rhodes has some qualities that make the surrounding marine waters highly suitable for the study of non-indigenous species (NIS), as reported previously [48]. The region is on the natural pathway of the dispersion of NIS entering the Mediterranean Sea via the Suez Canal and constitutes the main secondary pathway of their further westward or northward expansion. Furthermore, Rhodian coastal waters present a high abundance of *P. miles*.

2.2. Statistical Analysis

Data for statistical analysis were evaluated for normal distribution with the Shapiro–Wilk test for normality and homogeneity of variance by employing variance ratio and Levene’s tests. Welch’s test was employed for sex comparisons when data were normally distributed but violated the assumption of homogeneity of variance [94]. Mood’s median test was used for comparisons where data failed both assumptions of normality and homogeneity [95].



Figure 1. Map of the study area (red outline) and location of sampling areas (color-shaded areas).

The chi-square goodness-of-fit test [96] was employed to assess the null hypothesis of equal proportions between male and female ratio and compare our findings with published literature. Statistical analysis was performed with Jamovi (Ver. 2.4.6) [97], at an alpha level of 0.05. According to Munro and Pauly (1983) [98], the length–weight relationship was calculated separately for females, males, and combined sex by fitting the exponential curve to the data, where TL is the total length (cm), TW is the total weight (g), “a” (growth factor) is the intercept of the curve, and “b” is the slope (allometry coefficient) (Equation (1)). The standard Student *t*-test was employed to assess allometric relationships, isometry ($b = 3$) or allometry ($b \neq 3$). The two-samples *t*-test was used to compare the equations between the sexes.

$$TW = a \times TL^b \quad (1)$$

Length frequency distributions calculated per 1 mm size class were divided into age groups using Bhattacharya’s approach [99] to identify the mean of length for each cohort [100,101], with the use of the FISAT II program (FAO, Rome, Italy) (version 1.2.2), as in a previous work [46].

A catch curve based on net selectivity was constructed by applying linear regression fitted to ascending line of input points generated from a plot of the capture probability against length group to calculate the length at first capture (L_c) (50% capture probability) and values of the lengths at 25% (L_{25}) and 75% (L_{75}) capture probabilities.

2.3. Growth

Growth parameters were calculated using the Von Bertalanffy (1938) [102] growth equation (Equation (2))

$$L_t = L_{\infty} \times \left(1 - e^{-k \times (t - t_0)}\right) \quad (2)$$

where k (growth coefficient) is the rate at which the asymptotic length, L_{∞} , is approached, t is the age in years and t_0 is the hypothetical age at which the fish has zero length.

The index of growth (in length) performance [98] was derived using the von Bertalanffy parameters (Equation (3))

$$\varphi' = \log K + 2 \times \log L_{\infty} \quad (3)$$

The maximum lifespan was estimated according to Froese and Binohlan (2000) [103] (Equation (4)).

$$t_{\max} = \frac{2.9957}{k} + t_0 \quad (4)$$

The inflection point (time when growth rate starts to decrease) was estimated according to Ricker (1979) [104] (Equation (5)).

$$\text{Inflection point} = t_0 + \frac{\ln 3}{K} \quad (5)$$

2.4. Mortality and the Exploitation Rate

Natural mortality was calculated using the updated Hoenig_{nls} estimator according to Then et al. (2015) [105] (Equation (6)).

$$M = 4.899 \times t_{\max}^{-0.916} \quad (6)$$

Total mortality (Z) was calculated using Beverton and Holt's (2012) [106] empirical equation (Equation (7)).

$$Z = K \times (L_{\infty} - L_{\text{mean}}) / (L_{\text{mean}} - L') \quad (7)$$

where L_{mean} is the mean length of all fish in a sample representing a steady-state population and L' is the cut-off length or the lower limit of the smallest length class included in the computation.

The length-converted catch curve [107] was further employed to estimate the total mortality rate (Z).

The annual fishing mortality rate (F) was obtained by subtracting natural from total mortality according to Sparre and Venema (1998) [101] (Equation (8)).

$$F = Z - M \quad (8)$$

The exploitation rate (a measure of the number of fish that are caught from a population each year) was calculated as the ratio of fishing mortality to the total mortality [107] (Equation (9)).

$$E = F/Z \quad (9)$$

The length class with the highest biomass (L_{opt}) (optimum length) was calculated according to (Beverton, 1995) [108] (Equation (10)).

$$L_{\text{opt}} = \frac{3 \times L_{\text{inf}}}{3 + \frac{M}{K}} \quad (10)$$

2.5. Reproduction

The length at which 50% of individuals in a population have reached sexual maturity is known as the onset of sexual maturity (L_{50}). Sex and maturity stage were determined

macroscopically for each specimen. Fish were deemed mature if they had developing, ripe, or spent ovaries. Immature/resting fish, considered non-reproductive, were assigned a 0 while mature fish were assigned a value of 1. To model the link between fish length and the likelihood of sexual maturity, a binary logistic regression was fitted to the data [109]. The latter is a method used to model the relationship between one or more independent variables and a binary dependent variable, which is transformed using the logit transformation into a probability ranging from 0 to 1.

Each gonad was removed and was weighed after removal of excess water. The reproductive cycle was assessed seasonally with the use of the gonad-somatic index (GSI) calculated according to Ulman et al. (2021) [110] (Equation (11)).

By examining the seasonality of the gonadosomatic (GSI) (Equation (11)) for each sex, the spawning cycle of the species was analyzed in the study area.

$$GSI (\%) = \frac{GW}{TW} \times 100 \quad (11)$$

where GW is the gonad weight, LW is the liver weight and TW is the total weight.

The annual recruitment pulses and their relative strength were determined from a routine implemented in FiSAT II software using the time series length–frequency data and growth parameters (L_{inf} , K and t_0), which involves the backward projection of length frequencies onto time axis based on growth parameters [111].

Fulton's condition factor (K) was further employed as an estimate of body condition in fish (Equation (12)) according to Fulton (1904) [112].

$$K = 100 \times \frac{\text{Weight (in g)}}{\text{Length (in cm)}^3} \quad (12)$$

2.6. Relative Y/R and B/R Analysis: Knife-Edge Selection

The relative yield per recruit (Y'/R) was estimated using the knife-edge method of Beverton and Holt's model (1957) [113], by which the optimum exploitation rate (E_{opt}) and the maximum exploitation rate (E_{max}) were obtained. Further biological reference points including optimum length (L_{opt}), optimum fishing mortality (F_{opt}), fishing mortality limit (F_{lim}) and the optimum exploitation rate (E_{opt}) were estimated according to previous research [108,114,115].

3. Results

3.1. The Sex Ratio

A total of 363 individuals (184 females and 179 males) were caught with a M:F sex ratio of 1:1.03 in favor of females. The sex ratio did not significantly depart from 1:1 ($\chi^2 = 0.10$, $p > 0.05$), but a significant departure from reported male to female ratio of 0.649:1 [46] in the island Cyprus ($\chi^2 = 13.95$, $p < 0.001$) was identified.

3.2. Population Structure

Significantly greater total length (Welch's test $p < 0.001$) and weight (Mood's Median test, $p < 0.05$) were indicated for males.

The range of total length among sexes (Figure 2) was higher for males (37.8 mm) compared to females (34.3 mm), with a similar trend indicated for total weight (787.8 gr and 636.0 gr) for males and females, respectively (Figure 3).

3.3. Length–Weight Relationship

A highly significant positive allometry was indicated for the total and male population ($p < 0.001$) and a significant positive allometry was indicated for the female population ($p < 0.05$) (Figure 3). No significant difference was observed between the male and female length–weight relationship.

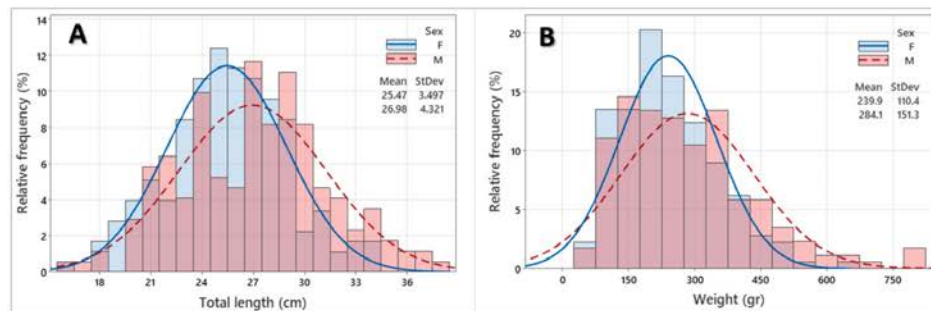


Figure 2. Total length–frequency (A) and weight–frequency (B) distribution of *P. miles* population with overlaid fitted normal distribution for both sexes.

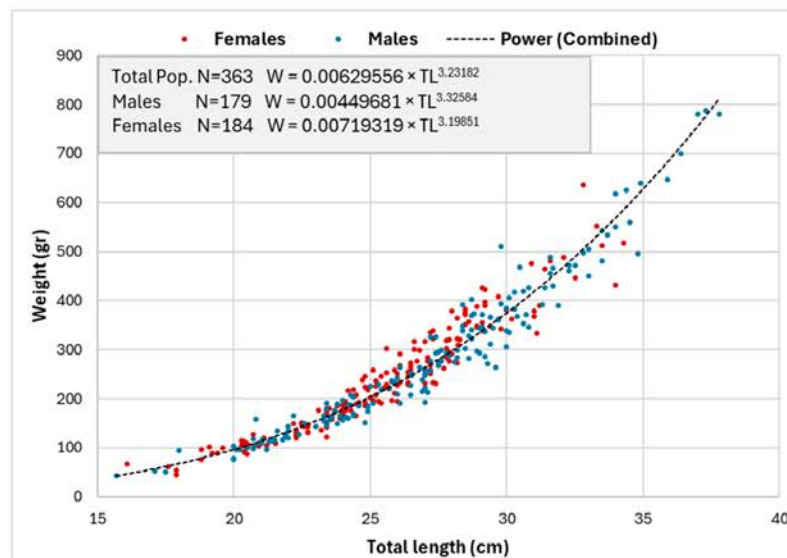


Figure 3. Length–weight relationship of the 363 *Pterois miles* individuals of the present study.

3.4. Age Composition

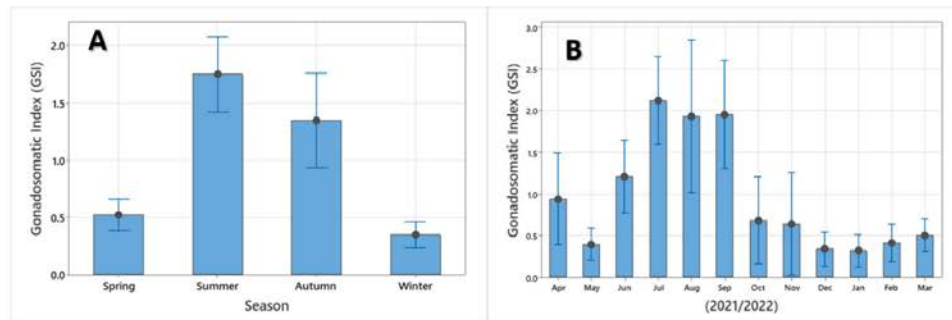
The dominant cohort was the three-year class, comprising 41.5% of the population, out of the five age classes identified (Table 1).

3.5. Reproduction

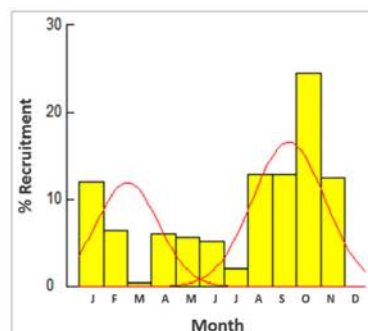
The highest reproductive intensity was exhibited during summer followed by autumn (Figure 4A) with significant differences observed between spring–summer and spring–autumn and similarly between winter–summer and winter–autumn.

Table 1. Population characteristics of the identified age groups for the total *P. miles* population.

Age Group	Mean Total Length (cm)	Standard Deviation	Population %
1	18.12	0.59	2.79
2	21.32	0.84	14.90
3	25.01	1.39	41.49
4	28.35	1.20	32.40
5	33.52	1.16	8.42

**Figure 4.** Mean seasonal (A) and monthly (B) GSI (bars indicate 95% confidence interval) of the total *P. miles* population.

The annual recruitment pattern of *P. miles* (Figure 5) indicated that recruitment occurred throughout the year with two prominent peaks of different magnitudes. The minor one occurred from January to June with a peak in January (12.12%), while the major one happened from August to November with a peak in October (24.29%)

**Figure 5.** Recruitment pattern of *P. miles*.

The onset of sexual maturity (L_{50}) for the total population was estimated at 22.44 cm in total length (2.1 years) and 21.92 (1.9 years) and 22.90 (2.2 years) for males and females, respectively (Figure 6). The inflection point was estimated at 4.31 years for the total population.

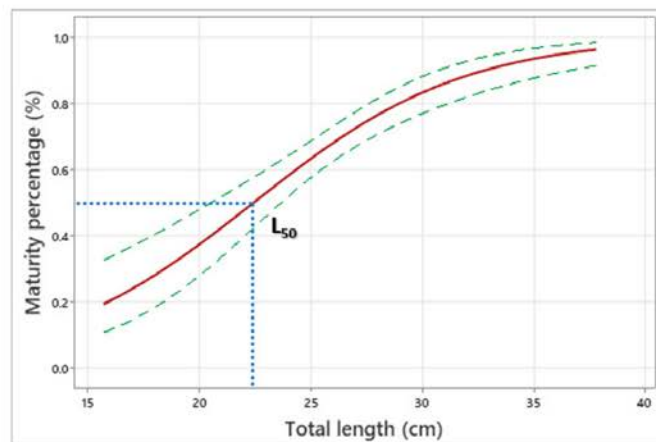


Figure 6. Binary logistic regression for the proportion of mature *P. miles* in relation to its total length (red line indicates model fit, green dashed line indicates 95% C.I., blue dashed line indicates L_{50}).

3.6. Condition Factor

The Fulton condition factor did not exhibit large fluctuation throughout the study period (1.33 ± 0.17) with the highest values exhibited during summer and autumn (Figure 7) and the lowest in spring and winter.

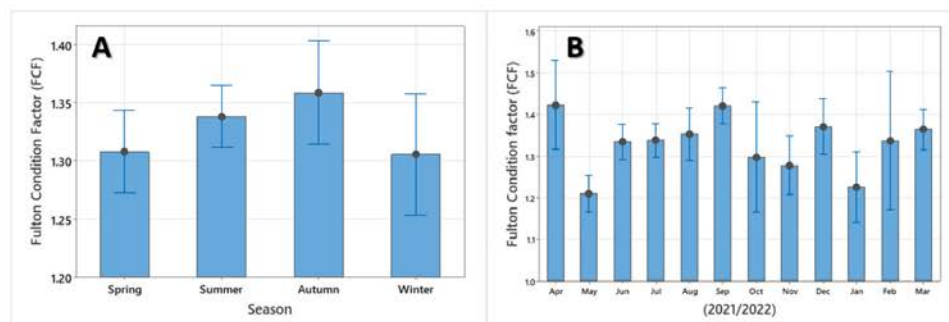


Figure 7. Mean seasonal (A) and monthly (B) FCF (bars indicate 95% confidence interval) of the total *P. miles* population.

3.7. Growth and Mortality

The Von Bertalanffy growth equation for the total population, was estimated as:

$$\text{Total length (cm)} = 45.35 \times \left(1 - e^{-0.1875(\text{age} + 1.5506)}\right)$$

The growth index (Φ') was estimated as 2.59, longevity at 14.4 years and inflection point at 4.31 for the total population.

Natural mortality (M) was estimated as 0.43, total mortality (Z) as 0.83 and fishing mortality (F) as 0.41. The exploitation ratio (E) was estimated at 0.48, indicating an underexploited population.

3.8. The Probability of Capture

The probability of capture was estimated at 25% (LC_{25}), 50% (LC_{50}), and 75% (LC_{75}) levels as 22.05, 23.03, and 23.98 cm, respectively (Figure 8), with age at a 50% probability of capture (t_{50}) being estimated at 2.2 years.

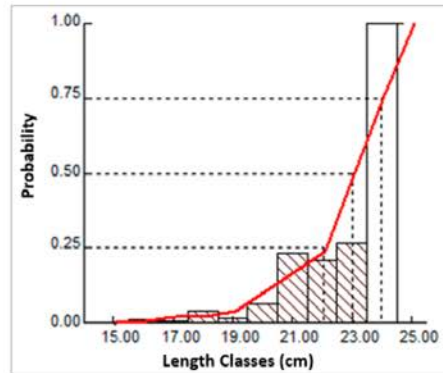


Figure 8. Probability of capture for different length classes (LC_{25} , LC_{50} , LC_{75}).

3.9. Relative Y/R and B/R Analysis: Knife-Edge Selection

The yield per recruit (Y/R) against the fishing mortality and the exploitation rate are shown in Figures 9 and 10, respectively. Results of the yield-per-recruit analysis and biological reference points are shown in Table 2.

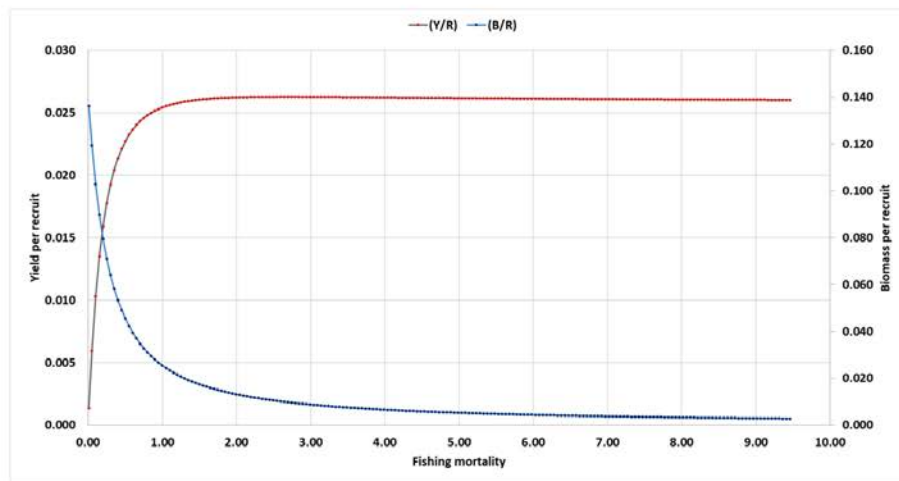


Figure 9. Yield per recruit (Y/R) and biomass per recruit (B/R) of *P. miles* for different fishing mortalities.

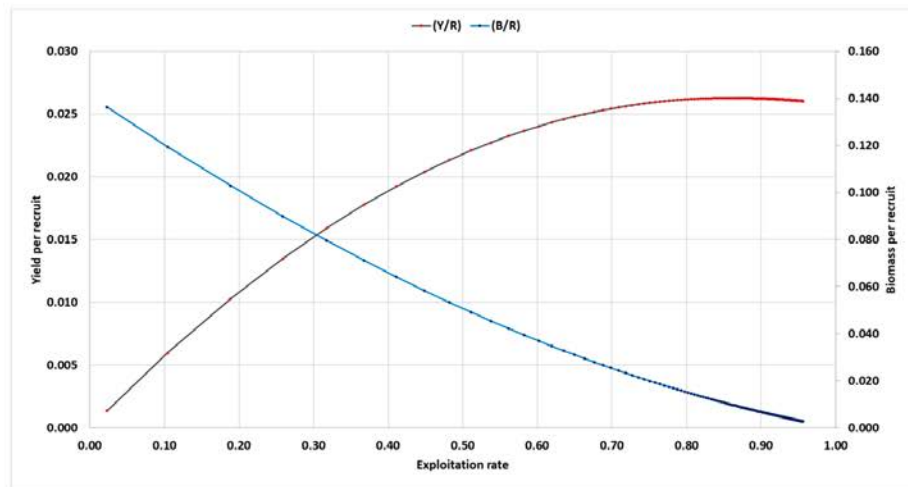


Figure 10. Yield per recruit (Y/R) and biomass per recruit (B/R) of *P. miles* for different fishing exploitation rates.

Table 2. Relative yield/recruit analysis (knife edge) and biological reference points of the population.

	E	Y/R	B/R
	0.01	0.006	0.852
	0.20	0.011	0.714
	0.30	0.015	0.585
	0.40	0.019	0.467
	0.50	0.022	0.360
	0.60	0.024	0.264
	0.70	0.025	0.180
	0.80	0.026	0.108
	0.90	0.026	0.048
	0.99	0.026	0.004
Biological reference points			
E_{max}	0.862	0.023	0.009
$E_{0.1}$	0.707	0.025	0.024
$E_{0.5}$	0.371	0.017	0.017
F_{opt}	0.424	0.021	0.051
F_{lim}	0.553	0.023	0.042
E_{opt}	0.500	0.022	0.045

E, the exploitation rate; Y/R, yield per recruit; B/R, biomass per recruit; E_{max} , the exploitation rate which produces the maximum yield; $E_{0.1}$, the exploitation rate at which the marginal increase in relative yield per recruit is 1/10th of its value at $E = 0$; $E_{0.5}$, value of E under which the stock has been reduced to 50% of its unexploited biomass; F_{opt} , the optimum fishing mortality; F_{lim} , the fishing mortality limit; E_{opt} , the optimum exploitation rate.

4. Discussion

Biological invasions constitute one of the major negative impacts of human interventions in ecosystems [116] and that of the Mediterranean Sea is one of the most invaded areas with alien species [117], which influenced biodiversity, ecosystem services and human health [15,17,118]. In regard to economy, it was estimated that within the last 30 years the aquatic invasive species induced a total cost of USD 27.3 billion [119]. A wide range of

variables, such as temperature, salinity, habitat variation, food availability, maturity stage, fishing season, high fishing mortality, and genetic factors, affect a teleost's sex ratio, GSI and spawning period [120].

In the present study, the sex ratio was estimated at 1:1.03 (M:F). In a study from Cyprus [4] on 268 lionfish individuals (sexed: 82 males, 127 females), caught in the period September 2017–August 2018, the sex ratio was 1:1.55. A ratio of 1:1.54 was reported in another study [46] from the same area, where 206 individuals of *P. miles* were sexed as 81 males and 125 females. Both are significantly different than the sex ratio in the present study. Similar studies from the Atlantic reported a M:F ratio of 1:1 [88,121]. The significance of the sex ratio to the population size of the species was pointed out by Edwards et al. (2014) [88], who emphasized the need to remove a sufficient number of females in order to make lionfish removal efforts effective in terms of suppressing the populations of the species.

The devil firefish individual weight can be differentiated because of (a) the increased predation and the gonad development, combined with the reduced energy consumption for the search for prey, (b) the selectivity of the fishing gear, (c) the topography (substrate) of the fishing area and (d) the collection depth. In Cyprus, out of the 268 *P. miles* individuals studied, the largest in length was a male with TL 37.1 cm and TW 755.0 g [4]. The heaviest individual was a male with TW 850.0 g and TL 36.8 cm. In another study from Cyprus, the TL range of the *P. miles* individuals was 8 to 37 cm with a frequency peak in the 20–25 cm length class [46].

The establishment of management measures for a species presupposes knowledge on the structure of its populations. Through the determination of the distribution of sizes and ages it comes handy the determination of the rate at which a species grows, so that size is studied as a function of age. Based on otolith examination, Kleitou et al. (2019) [4] reported that *P. miles* grows rapidly and can reach 20 cm within the first year of life, a finding that is almost in agreement with the results of the present study, where the species reaches 18 cm in total length. Savva et al. (2020) [46] distinguished four age classes, with onset of sexual maturity reached at 16.3 cm at the first age class, whereas, in the present work, five age classes were identified with the onset of sexual maturity (L_{50}) for the total population estimated at 22.44 cm in total length at the second age class. The maximum age identified in the present study was five years old. In the Atlantic, Gardner (2012) [122], in reference to a study from the Cayman Islands, reported that individuals of TL 19 cm aged between zero to two years. In the present study, the two-year-old individuals attain a TL of 21–22 cm. Further research is necessary for the Rhodian and Mediterranean waters with the use of otoliths compared with the present data to establish potential difference between the two methods. In the Mediterranean, otoliths were used for age estimation only from one study [4]. In the Atlantic, there are considerable literature data involving lionfish otoliths [57,91,123].

A significant life history trait is knowledge of the reproductive period. Analyzing changes in body weight, and gonadal development can help to understand energy trade-offs in the development of reproductive strategies, particularly in the inverse relationship between the hepato-somatic index (HSI) and the gonadosomatic index (GSI), while condition factor (CF) indicates the fish's relative condition [110]. In the present study, the highest overall reproductive intensity of *P. miles* was exhibited during summer. The highest value of GSI was obtained in July followed by August and September, a straight-forward proof that *P. miles* in Rhodes is sexually mature during the summer months. The prominent drop in the GSI during May (Figure 4B) can attributed either to a large variability within the population (sampling bias) or a primary spawning occurrence in the end of spring. The second hypothesis is further supported by the slight drop in FCF, which was observed during May (Figure 7). The large confidence intervals that were observed on Figure 4 (and Figure 7) could be attributed to the presence of large variability within the population and/or temporal or spatial variation.

According to a recent study [46], reproduction in Cyprus occurs in the summer. Mouchlianitis et al. (2021) [124] are the only researchers that examined all aspects of *P. miles* reproductive biology in the eastern Mediterranean. These authors reported that the species exhibited active spawning only in June and July, but females capable of spawning were present throughout autumn.

In the western Atlantic, a few years earlier, Gardner (2012) [122], in 1872 lionfish individuals, found that GSI presented a significant monthly variation with two peaks during the year, that coincided with maximum and minimum values of sea temperature. The highest GSI value they recorded for females was 6.19. Furthermore, the same authors report that after reproductive maturity, lionfish appeared to spawn year-round, a conclusion supported by the high GSI values found in Morris (2009) [125], with a spawning frequency of 2.42 days. From the same area, there are reports of lionfish breeding throughout the year, based on the presence of females in the fifth stage of maturity [54,55,125]. In Bermuda, actively spawning fish were identified only between certain summer and autumn months, even though females of the *P. miles* and *P. volitans* were capable of spawning year-round [91]. However, the findings from our study are not in accordance with those from the tropical Caribbean, where lionfish reproduction is characterized by two major spawning peaks that occur during intervals of stable cool seawater temperatures (27 °C, December–February) and stable warm seawater temperatures (30 °C, July–August). Temperature has been shown to be a moderating factor in the peak spawning period of the species in the Mediterranean as well as in the Atlantic [91,122]. It is estimated that climate change and the resulting further temperature increase in the Mediterranean will lead to prolongation of the spawning period of lionfish. Food availability also seems to play an important role, with photoperiod and the moon phases expressed through tidal cycle needing further investigation [122].

According to Stergiou and Moutopoulos (2001) [126], the length–weight relationship is crucial to fisheries biology and is very helpful in research that evaluate fisheries. It is important to record the length–weight relationships for established invasive species because they reveal how the population has changed through time and space in the invaded habitat [127]. In contrast to a previous study [60] on Rhodian devil firefish individuals that reported a “b” value of 2.896, positive allometry was identified in our study. The “b” values reported in Iskenderun Bay [128] and in Cyprus [46] did not significantly differ from our findings. The L–W allometric relationship demonstrated a very rapid rise in weight with length, suggesting that the lionfish gains weight as it ages and may perhaps become substantially stouter or have a deeper body. The findings of the current study were consistent with those of studies conducted in the western Atlantic invasive range [127], and the minor differences between studies are typically attributed to sample size, season, feeding habits, stage of maturity, environmental factors, and the rapid growth in early life stages [129,130].

The estimation of growth parameters (L_{∞} , K , t_0), age, mortality, and exploitation rates, are considered fundamental and constitute the first step in fishery stock assessment. Asymptotic length (L_{∞}) was similar in comparison to Daghan and Demirhan (2020) [128], but higher than the one reported from Cyprus [46]. K was similar to that described in the former study [128] and lower than in the latter [46]. The t_0 value in the present study is higher than in the aforementioned studies. As widely recognized, a number of factors, including environmental conditions (such as temperature and salinity), habitat variability, the latitude effect, food availability, maturity stages, fishing season, sampling methodology, the selectivity of fishing gear, and genetic variations, may be contributing to observed differences in L–W relation, age, growth, and mortality values [131–136].

Mortality estimates associated to growth parameters are important to understand population dynamics [137]. The current results suggest that fishing mortality and natural mortality of *P. miles* in the study area was equal to 0.41 and 0.43, respectively, suggesting an exploitation rate lower than 0.5 ($E = 0.48$), which is an indication of an underexploited population. The estimated optimum fishing mortality and fishing mortality limit as 0.42 and 0.5, respectively, indicated that there is potential for further fishing mortality increase

if the aim was to commercially exploit the population. This indication is further supported by the difference between the optimum exploitation rate and the current exploitation rate, which were estimated as 0.5 and 0.48, respectively. Given the edible flesh of *P. miles*, it is thus clear that the species has the potential of becoming a marketable fish.

Currently, in Rhodes, the number of fish markets the species is already sold in is limited (EUR 10 per kilo), [48]. Nevertheless, the fact that the devil firefish is already marketed is an encouraging practice and it should be adopted in more areas and in a more intense pace. The slow rates of its incorporation in the live fish commerce can be majorly attributed to the bad reputation *P. miles* received [80,138,139], which resulted in inhibiting its demand among potential consumers throughout Greece and possibly other Mediterranean countries. The bad reputation is attributed to the venomous spines (12–13 dorsal, 3 anal and 2 pelvic spines), which contain apocrine-type venomous glands [125].

To restore the negative image of the species and place it among other commercially important fishery products, a lot of work must be carried out. Lionfish gastronomy and tasting events held in multiple cities and places, such as cities with high tourist traffic, hotels, restaurants, the street and more, will majorly assist in that direction. Simultaneously, we see as an important element in the promotion of the devil firefish as a food source, the consumer's, and retailer's information that the goal is a population size decrease in the species and not the discovery of a new addition to the menus. According to the second management measure of the Article 19 of the EU Regulation No 1143/2014 [140] "The commercial use of already established invasive alien species may be temporarily allowed as part of the management measures aimed at their eradication, population control or containment, under strict justification and provided that all appropriate controls are in place to avoid any further spread".

This new fishing resource could have the potential of substantially contribute to the economy of the coastal small-scale fisheries of the eastern Mediterranean, where the populations of the lionfish are thriving [48,79,84]. However, caution is needed because a new fisheries resource involves risks. According to Nuñez (2012) [84] a new fisheries resource needs adequate orthological management in order to be sustainable. Creating a market for a certain species can produce uncontrollable pressure to maintain it and if this species turns out to be an economic resource there is a possibility of intentional introduction of the species to other, uninvaded areas [84]. Additionally, a continuous monitoring plan of the catches is crucial for the sustainability of the *P. miles* fisheries exploitation [79]. Morris (2012) [49] summarized all strategies and issues referring to motivation of lionfish capture. Among them is to clarify the negative perceptions about the dangers of lionfish, educate the public on seeing it as a food source and as a "green alternative" in relevance to other fish species, develop marketing strategies and many more. At the same time, measures and regulations aiming to benefit the ecosystem have to be adopted [5,41,49,79] so that the combination of the lionfish fisheries and the holistic protection of certain coastal areas (e.g., fishing restrictions, creation of marine protected areas, invasive species targeted fisheries within protected sites, licensing to fish for lionfish with specially designed spearguns and bottom traps even within marine protected areas), may contribute efficiently towards the recovery of the marine ecosystem [41,79]. We believe that these solutions are the most realistic and direct for Rhodian and by extension the Greek waters.

5. Conclusions

In the coastal waters of Rhodes, the creation of large populations of the devil firefish seems to be facilitated. Five age classes were identified and the onset of sexual maturity (L_{50}) of the population was estimated at 22.44 cm in total length (second age class), and the maximum age was estimated at five years old. The reproductive intensity of *Pterois miles* was highest during summer followed by autumn. According to the L–W allometric relationship, the species gains weight as it ages and may perhaps become substantially stouter or have a deeper body. The estimated optimum fishing mortality and fishing mortality

limit indicate that *P. miles* is hardly exploited in Rhodian waters and if the aim was to commercially exploit this local population there is substantial potential for further increase in the catches. The current study provides new information on the population structure and life history characteristics of the invasive *P. miles* in Rhodian coastal waters, which is essential for developing and implementing management strategies. In order to avoid any adverse impacts on the ecosystem, the exploitation of the species as a new fishery resource in the Mediterranean has to take under consideration all the important parameters, including growth, the sex ratio, length–weight relationship, age, reproductive strategies, mortality and the exploitation rate. This is the first study presenting the mortality rates of the species, hence assisting in the awareness of the status of natural stocks in eastern basin. Nevertheless, more research is required to cover dynamic parameters concerning the devil firefish.

Author Contributions: Conceptualization: G.K.; methodology: G.K.; software: G.K. and D.K.; validation: G.K. and D.K.; formal analysis: G.K., A.T. and D.K.; investigation: G.K., A.T., M.M., M.A., T.K., Z.K. and S.V.; resources: G.K. and A.T.; data curation: G.K., A.T., M.M., T.K., Z.K. and D.K.; writing—original draft preparation: G.K., A.T., T.K., Z.K., S.V. and D.K.; writing—review and editing: G.K., A.T., M.M., M.A., T.K., Z.K., S.V. and D.K.; visualization: G.K., A.T. and D.K.; supervision, D.K.; project administration: G.K.; funding acquisition: G.K. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: Fishing trials for present work were undertaken within the framework of the project EXPLIAS (“Design and piloting methods of commercial exploitation of invasive alien species with a view to contributing to their population control”; <https://explias.gr/>, accessed on 10 December 2023), which was coordinated by the National Technical University of Athens (NTUA) with the collaboration of the Hellenic Centre for Marine Research (HCMR) and the University of the Aegean (UoA) and funded by the Fisheries and Maritime Operational Program 2014–2020 of the Greek Ministry of Agricultural Development and Food, and the European Maritime and Fisheries Fund (MIS No: 5049912).

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: The datasets analyzed from the current study are available from the corresponding author upon reasonable request.

Acknowledgments: The authors would like to thank Savvas Vagianos (fishing vessel Saratoga) and Osman Karaosman (fishing vessel Nikolaos).

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript; or in the decision to publish the results.

References

1. Raitsos, D.E.; Beaugrand, G.; Georgopoulos, D.; Zenetos, A.; Pancucci-Papadopoulou, A.M.; Theocharis, A.; Papathanassiou, E. Global climate change amplifies the entry of tropical species into the Eastern Mediterranean Sea. *Limnol. Oceanogr.* **2010**, *55*, 1478–1484. [CrossRef]
2. Arndt, E.; Givan, O.; Edelist, D.; Sonin, O.; Belmaker, J. Shifts in eastern Mediterranean fish communities: Abundance changes, trait overlap, and possible competition between native and non-native species. *Fishes* **2018**, *3*, 19. [CrossRef]
3. Givan, O.; Edelist, D.; Sonin, O.; Belmaker, J. Thermal affinity as the dominant factor changing Mediterranean fish abundances. *Glob. Chang. Biol.* **2018**, *24*, e80–e89. [CrossRef]
4. Kleitou, P.; Hall-Spencer, J.; Rees, S.; Sfenthourakis, S.; Demetriou, A.; Chartosia, N.; Jimenez, C.; Hadjioannou, L.; Petrou, A.; Christodoulides, Y. Tackling the Lionfish Invasion in the Mediterranean. The EU-LIFE RELIONMED Project: Progress and Results. In *1st Mediterranean Symp Non-Indigenous Species*; Langar, H., Ouerghi, A., Eds.; SPA/RAC: Antalya, Turkey, 2019; pp. 65–70.
5. Kleitou, P.; Crocetta, F.; Giakoumi, S.; Giovos, I.; Hall-Spencer, J.M.; Kalogirou, S.; Kletou, D.; Moutopoulos, D.K.; Rees, S. Fishery reforms for the management of non-indigenous species. *J. Environ. Manag.* **2021**, *280*, 111690. [CrossRef] [PubMed]
6. Zenetos, A.; Galanidi, M. Mediterranean non indigenous species at the start of the 2020s: Recent changes. *Mar. Biodivers. Rec.* **2020**, *13*, 1–17. [CrossRef]

7. Zenetos, A.; Albano, P.G.; Garcia, E.L.; Stern, N.; Tsiamis, K.; Galanidi, M. Established non-indigenous species increased by 40% in 11 years in the Mediterranean Sea. *Mediterr. Mar. Sci.* **2022**, *23*, 196. [\[CrossRef\]](#)
8. Golani, D.; Azzurro, E.; Dulčić, J.; Massuti, E.; Orsi-Relini, L. *Atlas of Exotic Fishes in the Mediterranean Sea*; CIESM Publishers: Monte Carlo, Monaco, 2021.
9. Azzurro, E.; Smeraldo, S.; Minelli, A.; D'Amen, M. ORMEF: A Mediterranean database of exotic fish records. *Sci. Data* **2022**, *9*, 363. [\[CrossRef\]](#)
10. Galil, B.; Marchini, A.; Occhipinti-Ambrogi, A.; Ojaveer, H. The enlargement of the Suez Canal—Erythraean introductions and management challenges. *Manag. Biol. Invasions* **2017**, *8*, 141–152. [\[CrossRef\]](#)
11. Zenetos, A.; Çinar, M.E.; Crocetta, F.; Golani, D.; Rosso, A.; Servello, G.; Shenkar, N.; Turon, X.; Verlaque, M. Uncertainties and validation of alien species catalogues: The Mediterranean as an example. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2017**, *191*, 171–187. [\[CrossRef\]](#)
12. Mack, R.N.; Simberloff, D.; Mark Lonsdale, W.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F.A. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* **2000**, *10*, 689–710. [\[CrossRef\]](#)
13. Courchamp, F.; Woodroffe, R.; Roemer, G. Removing protected populations to save endangered species. *Science* **2003**, *302*, 1532. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
14. Olden, J.D.; Poff, N.L.; Douglas, M.R.; Douglas, M.E.; Fausch, K.D. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol. Evol.* **2004**, *19*, 18–24. [\[CrossRef\]](#)
15. Molnar, J.L.; Gamboa, R.L.; Revenga, C.; Spalding, M.D. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front. Ecol. Environ.* **2008**, *6*, 485–492. [\[CrossRef\]](#)
16. Katsanevakis, S.; Rilov, G.; Edelist, D. Impacts of marine invasive alien species on European fisheries and aquaculture—plague or boon? *CIESM Monogr.* **2018**, *50*, 125–132.
17. Kleitou, P.; Savva, I.; Kletou, D.; Hall-Spencer, J.M.; Antoniou, C.; Christodoulides, Y.; Chartosia, N.; Hadjioannou, L.; Dimitriou, A.C.; Jimenez, C. Invasive lionfish in the Mediterranean: Low public awareness yet high stakeholder concerns. *Mar. Policy* **2019**, *104*, 66–74. [\[CrossRef\]](#)
18. Albano, P.G.; Steger, J.; Bošnjak, M.; Dunne, B.; Guifarro, Z.; Turapova, E.; Hua, Q.; Kaufman, D.S.; Rilov, G.; Zuschin, M. Native biodiversity collapse in the eastern Mediterranean. *Proc. R. Soc. B* **2021**, *288*, 20202469. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
19. Meinesz, A.; Belsher, T.; Thibaut, T.; Antolic, B.; Ben Mustapha, K.; Boudouresque, C.-F.; Chiaverini, D.; Cinelli, F.; Cottalorda, J.-M.; Djellouli, A. The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean. *Biol. Invasions* **2001**, *3*, 201–210. [\[CrossRef\]](#)
20. Panayotidis, P. On the enigmatic origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta). *Mediterr. Mar. Sci.* **2006**, *7*, 119–121. [\[CrossRef\]](#)
21. Ruiz, J.M.; Marín-Guirao, L.; Bernardeau-Esteller, J.; Ramos-Segura, A.; García-Muñoz, R.; Sandoval-Gil, J.M. Spread of the invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) along the Mediterranean Coast of the Murcia region (SE Spain). *Anim. Biodivers. Conserv.* **2011**, *34*, 73–82. [\[CrossRef\]](#)
22. Morris, J.A., Jr.; Whitfield, P.E. *Biology, Ecology, Control and Management of the Invasive Indo-Pacific lionfish: An Updated Integrated Assessment*; NOAA/National Ocean Service/Center for Coastal Fisheries and Habitat Research: Seldovia, Alaska, 2009.
23. Sutherland, W.J.; Clout, M.; Côté, I.M.; Daszak, P.; Depledge, M.H.; Fellman, L.; Fleishman, E.; Garthwaite, R.; Gibbons, D.W.; De Lurio, J.; et al. A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends Ecol. Evol.* **2010**, *25*, 1–7. [\[CrossRef\]](#)
24. Kletou, D.; Hall-Spencer, J.M.; Kleitou, P. A lionfish (*Pterois miles*) invasion has begun in the Mediterranean Sea. *Mar. Biodivers. Rec.* **2016**, *9*, 46. [\[CrossRef\]](#)
25. Dimitriou, A.C.; Chartosia, N.; Hall-Spencer, J.M.; Kleitou, P.; Jimenez, C.; Antoniou, C.; Hadjioannou, L.; Kletou, D.; Sfenthourakis, S. Genetic data suggest multiple introductions of the lionfish (*Pterois miles*) into the Mediterranean Sea. *Diversity* **2019**, *11*, 149. [\[CrossRef\]](#)
26. Kulbicki, M.; Beets, J.; Chabanet, P.; Cure, K.; Darling, E.; Floeter, S.R.; Galzin, R.; Green, A.; Harmelin-Vivien, M.; Hixon, M. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: Implications for the Atlantic invasion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2012**, *446*, 189–205. [\[CrossRef\]](#)
27. Eschmeyer, W.N. *Scorpaenidae: Smith's Sea Fishes*; Smith, M.M., Heemstra, P.C., Eds.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 1986.
28. Golani, D.; Sonin, O. New records of the Red Sea fishes, *Pterois miles* (Scorpaenidae) and *Pteragogus pelycus* (Labridae) from the eastern Mediterranean Sea. *Jpn. J. Ichthyol.* **1992**, *39*, 167–169. [\[CrossRef\]](#)
29. Bariche, M.; Kajajian, A.; Azzurro, E. Reproduction of the invasive bluespotted cornetfish *Fistularia commersonii* (Teleostei, Fistulariidae) in the Mediterranean Sea. *Mar. Biol. Res.* **2013**, *9*, 169–180. [\[CrossRef\]](#)
30. Turan, C.; Ergüden, D.; Gürlek, M.; Yağlıoğlu, D.; Ali, U.; Uygur, N. First record of the Indo-Pacific lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) (Osteichthyes: Scorpaenidae) for the Turkish marine waters. *J. Black Sea/Mediterr. Environ.* **2014**, *20*, 158–163.
31. Crocetta, F.; Agius, D.; Balistreri, P.; Bariche, M.; Bayhan, Y.; Çakir, M.; Ciriaco, S.; Corsini-Foka, M.; Deidun, A.; El Zrelli, R. New mediterranean biodiversity records (October 2015). *Mediterr. Mar. Sci.* **2015**, *16*, 682. [\[CrossRef\]](#)
32. Iglésias, S.; Frotté, L. Alien marine fishes in Cyprus: Update and new records. *Aquat. Invasions* **2015**, *10*, 425–438. [\[CrossRef\]](#)
33. Jimenez, C.; Petrou, A.; Andreou, V.; Hadjioannou, L.; Wolf, W.; Koutsoloukas, N.; Alhaija, R.A. Veni, vidi, vici: The successful establishment of the lionfish *Pterois miles* in Cyprus (Levantine Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Mediterr.* **2016**, *41*, 417.

34. Crocetta, F.; Al Mabruk, S.A.A.; Azzurro, E.; Bakiu, R.; Bariche, M.; Batjakas, I.E.; Bejaoui, T.; Ben Souissi, S.J.; Cauchi, J.; Corsini-Foka, M. *New Alien Mediterranean Biodiversity Records (November 2021)*; Hellenic Centre for Marine Research: Héraklion, Greece, 2021.
35. Dailianis, T.; Akyol, O.; Babali, N.; Bariche, M.; Crocetta, F.; Gerovasileiou, V.; Ghanem, R.; Gökoğlu, M.; Hasiotis, T.; Izquierdo-Munoz, A. New mediterranean biodiversity records (July 2016). *Mediterr. Mar. Sci.* **2016**, *17*, 608. [\[CrossRef\]](#)
36. Azzurro, E.; Stancanelli, B.; Di Martino, V.; Bariche, M. Range expansion of the common lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the Mediterranean Sea: An unwanted new guest for Italian waters. *BiolInvasions Rec.* **2017**, *6*, 95–98. [\[CrossRef\]](#)
37. Stern, N.; Rothman, S.B.S.; Hüseyinoglu, M.F.; Öztürk, B. Iron Lion Zion: The successful, albeit lingered, invasion of the lionfish in the Israeli Mediterranean Sea. In *Lionfish Invasion and Its Management in the Mediterranean Sea*; Turkish Marine Research Foundation Publication: Istanbul, Turkey, 2018; Volume 49, pp. 51–56.
38. Dimitriadis, C.; Galanidi, M.; Zenetos, A.; Corsini-Foka, M.; Giovos, I.; Karachle, P.K.; Fournari-Konstantinidou, I.; Kytinou, E.; Issaris, Y.; Azzurro, E. Updating the occurrences of *Pterois miles* in the Mediterranean Sea, with considerations on thermal boundaries and future range expansion. *Mediterr. Mar. Sci.* **2020**, *21*, 62–69. [\[CrossRef\]](#)
39. Poursanidis, D.; Kalogirou, S.; Azzurro, E.; Parravicini, V.; Bariche, M.; Zu Dohna, H. Habitat suitability, niche unfilling and the potential spread of *Pterois miles* in the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.* **2020**, *154*, 111054. [\[CrossRef\]](#)
40. Kolar, C.S.; Lodge, D.M. Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.* **2001**, *16*, 199–204. [\[CrossRef\]](#)
41. Kleitou, P.; Hall-Spencer, J.M.; Savva, I.; Kleitou, D.; Hadjistyli, M.; Azzurro, E.; Katsanevakis, S.; Antoniou, C.; Hadjioannou, L.; Chartosia, N. The case of lionfish (*Pterois miles*) in the Mediterranean Sea demonstrates limitations in EU legislation to address marine biological invasions. *J. Mar. Sci. Eng.* **2021**, *9*, 325. [\[CrossRef\]](#)
42. Harris, H.E.; Fogg, A.Q.; Allen, M.S.; Ahrens, R.N.M.; Patterson III, W.F. Precipitous declines in northern Gulf of Mexico invasive lionfish populations following the emergence of an ulcerative skin disease. *Sci. Rep.* **2020**, *10*, 1934. [\[CrossRef\]](#)
43. Schultz, E.T. *Pterois volitans* and *Pterois miles*: Two valid species. *Copeia* **1986**, *1986*, 686–690. [\[CrossRef\]](#)
44. Gress, E.; Andradi-Brown, D.A.; Woodall, L.; Schofield, P.J.; Stanley, K.; Rogers, A.D. Lionfish (*Pterois* spp.) invade the upper-bathyal zone in the western Atlantic. *PeerJ* **2017**, *5*, e3683. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
45. Orejas, C.; Jiménez, C.; Gori, A.; Rivera, J.; Lo Iacono, C.; Aurelle, D.; Hadjioannou, L.; Petrou, A.; Achilleos, K. 23 Corals of Aphrodite: *Dendrophyllia ramea* Populations of Cyprus. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future Understanding the Deep-Sea Realm of Coral*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2019; pp. 257–260.
46. Savva, I.; Chartosia, N.; Antoniou, C.; Kleitou, P.; Georgiou, A.; Stern, N.; Hadjioannou, L.; Jimenez, C.; Andreou, V.; Hall-Spencer, J.M. They are here to stay: The biology and ecology of lionfish (*Pterois miles*) in the Mediterranean Sea. *J. Fish Biol.* **2020**, *97*, 148–162. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
47. Hunt, C.L.; Andradi-Brown, D.A.; Hudson, C.J.; Bennett-Williams, J.; Noades, F.; Curtis-Quick, J.; Lewis, O.T.; Exton, D.A. Shelter use interactions of invasive lionfish with commercially and ecologically important native invertebrates on Caribbean coral reefs. *PLoS ONE* **2020**, *15*, e0236200. [\[CrossRef\]](#)
48. Kondylatos, G.; Vagenas, G.; Kalaentzis, K.; Mavrouleas, D.; Conides, A.; Karachle, P.K.; Corsini-Foka, M.; Kloudatos, D. Exploring the Structure of Static Net Fisheries in a Highly Invaded Region: The Case of Rhodes Island (Eastern Mediterranean). *Sustainability* **2023**, *15*, 14976. [\[CrossRef\]](#)
49. Morris, J.A. *Invasive lionfish: A Guide to Control and Management*; Gulf and Caribbean Fisheries Institute: Marathon, FL, USA, 2012.
50. Farquhar, S.D. A brief review of fishing gears associated with invasive lionfish removals. *SDRP J. Aquac. Fish. Fish Sci.* **2017**, *1*, 37–40.
51. García-Berthou, E. The characteristics of invasive fishes: What has been learned so far? *J. Fish Biol.* **2007**, *71*, 33–55. [\[CrossRef\]](#)
52. Sih, A.; Bolnick, D.I.; Luttbeg, B.; Orrock, J.L.; Peacor, S.D.; Pintor, L.M.; Preisser, E.; Rehage, J.S.; Vonesh, J.R. Predator–prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* **2010**, *119*, 610–621. [\[CrossRef\]](#)
53. Côté, I.M.; Green, S.J.; Hixon, M.A. Predatory fish invaders: Insights from Indo-Pacific lionfish in the western Atlantic and Caribbean. *Biol. Conserv.* **2013**, *164*, 50–61. [\[CrossRef\]](#)
54. Gardner, P.G.; Frazer, T.K.; Jacoby, C.A.; Yanong, R.P.E. Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois* spp.). *Front. Mar. Sci.* **2015**, *2*, 7. [\[CrossRef\]](#)
55. Fogg, A.Q.; Brown-Peterson, N.J.; Peterson, M.S. Reproductive life history characteristics of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) in the northern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* **2017**, *93*, 791–813. [\[CrossRef\]](#)
56. Côté, I.M.; Smith, N.S. The lionfish *Pterois* sp. invasion: Has the worst-case scenario come to pass? *J. Fish Biol.* **2018**, *92*, 660–689. [\[CrossRef\]](#)
57. Fogg, A.Q.; Evans, J.T.; Peterson, M.S.; Brown-Peterson, N.; Hoffmayer, E.R.; Ingram, G.W., Jr. Comparison of age and growth parameters of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) across the northern Gulf of Mexico. *Fish. Bull.* **2019**, *117*, 1. [\[CrossRef\]](#)
58. Albins, M.A.; Hixon, M.A. Worst case scenario: Potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environ. Biol. Fishes* **2013**, *96*, 1151–1157. [\[CrossRef\]](#)
59. Green, S.J.; Dulvy, N.K.; Brooks, A.M.L.; Akins, J.L.; Cooper, A.B.; Miller, S.; Côté, I.M. Linking removal targets to the ecological effects of invaders: A predictive model and field test. *Ecol. Appl.* **2014**, *24*, 1311–1322. [\[CrossRef\]](#)
60. Zannaki, K.; Corsini-Foka, M.; Kampouris, T.E.; Batjakas, I.E. First results on the diet of the invasive *Pterois miles* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in the Hellenic waters. *Acta Ichthyol. Piscat.* **2019**, *49*, 311–317. [\[CrossRef\]](#)

61. Agostino, D.D.; Jimenez, C.; Reader, T.; Hadjioannou, L.; Heyworth, S.; Aplikioti, M.; Argyrou, M.; Feary, D.A. Behavioural traits and feeding ecology of Mediterranean lionfish and naïveté of native species to lionfish predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2020**, *638*, 123–135. [\[CrossRef\]](#)
62. Batjakas, I.E.; Evangelopoulos, A.; Giannou, M.; Pappou, S.; Papanikola, E.; Atsikvasi, M.; Poursanidis, D.; Gubili, C. Lionfish Diet Composition at Three Study Sites in the Aegean Sea: An Invasive Generalist? *Fishes* **2023**, *8*, 314. [\[CrossRef\]](#)
63. Crocetta, F.; Shokouros-Oskarsson, M.; Doumpas, N.; Giovos, I.; Kalogirou, S.; Langeneck, J.; Tanduo, V.; Tiralongo, E.; Virgili, R.; Kleitou, P. Protect the natives to combat the aliens: Could *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 be a natural agent for the control of the lionfish invasion in the Mediterranean Sea? *J. Mar. Sci. Eng.* **2021**, *9*, 308. [\[CrossRef\]](#)
64. Ulman, A.; Harris, H.E.; Doumpas, N.; Deniz Akbora, H.; Mabruk, A.; Azzurro, E.; Bariche, M.; Çiçek, B.A.; Deidun, A.; Demirel, N. Low pufferfish and lionfish predation in their native and invaded ranges suggests human control mechanisms may be necessary to control their Mediterranean abundances. *Front. Mar. Sci.* **2021**, *8*, 868. [\[CrossRef\]](#)
65. Roy, H.E.; Rabitsch, W.; Scalera, R. *Study on Invasive Alien Species—Development of Risk Assessments to Tackle Priority Species and Enhance Prevention*; Final report; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2018.
66. Pollard, D.A.; Francour, P.; Fennessy, S. *Epinephelus aeneus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018, e.T132722A100459597; IUCN Red List: Cambridge, UK, 2018.
67. Pollard, D.A.; Afonso, P.; Bertoni, A.A.; Fennessy, S.; Francour, P.; Barreiros, J. *Epinephelus marginatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018, e.T7859A100467602; IUCN Red List: Cambridge, UK, 2018.
68. Kimball, M.E.; Miller, J.M.; Whitfield, P.E.; Hare, J.A. Thermal tolerance and potential distribution of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the east coast of the United States. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2004**, *283*, 269–278. [\[CrossRef\]](#)
69. Whitfield, P.E.; Muñoz, R.C.; Buckel, C.A.; Degan, B.P.; Freshwater, D.W.; Hare, J.A. Native fish community structure and Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* densities along a depth-temperature gradient in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **2014**, *509*, 241–254. [\[CrossRef\]](#)
70. Barker, B.D.; Horodysky, A.Z.; Kerstetter, D.W. Hot or not? Comparative behavioral thermoregulation, critical temperature regimes, and thermal tolerances of the invasive lionfish *Pterois* sp. versus native western North Atlantic reef fishes. *Biol. Invasions* **2018**, *20*, 45–58. [\[CrossRef\]](#)
71. Schofield, P.J. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquat. Invasions* **2010**, *5*, S117–S122. [\[CrossRef\]](#)
72. Côté, I.M.; Akins, L.; Underwood, E.; Curtis-Quick, J.; Green, S.J. Setting the record straight on invasive lionfish control: Culling works. *PeerJ Prepr.* **2014**, *2*, e398v1.
73. Frazer, T.K.; Jacoby, C.A.; Edwards, M.A.; Barry, S.C.; Manfrino, C.M. Coping with the lionfish invasion: Can targeted removals yield beneficial effects? *Rev. Fish. Sci.* **2012**, *20*, 185–191. [\[CrossRef\]](#)
74. Graham, R. A Comparison of Eight Country Plans for the Invasive Indo-Pacific Lionfish in the Wider Caribbean. MSc Thesis, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, 2016.
75. FAO. *Mid-Term Strategy (2017–2020) towards the Sustainability of Mediterranean and Black Sea Fisheries*; FAO: Rome, Italy, 2017.
76. Graham, R.E.; Fanning, L.M. A comparison of eight country plans for the invasive Indo-Pacific lionfish in the wider Caribbean. *Glob. Ecol. Conserv.* **2017**, *12*, 253–262. [\[CrossRef\]](#)
77. Peiffer, F.; Bejarano, S.; de Witte, G.P.; Wild, C. Ongoing removals of invasive lionfish in Honduras and their effect on native Caribbean prey fishes. *PeerJ* **2017**, *5*, e3818. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
78. Hüseyinoğlu, M.F.; Öztürk, B. *Lionfish Invasion and Its Management in the Mediterranean Sea*; Turkish Marine Research Foundation (TUDAV): Istanbul, Turkey, 2018.
79. Kleitou, P.; Rees, S.; Cecconi, F.; Kletou, D.; Savva, I.; Cai, L.L.; Hall-Spencer, J.M. Regular monitoring and targeted removals can control lionfish in Mediterranean Marine Protected Areas. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **2021**, *31*, 2870–2882. [\[CrossRef\]](#)
80. Kleitou, P.; Hall-Spencer, J.; Rees, S.; Kletou, D. *Guide to Lionfish Management in the Mediterranean*; University of Plymouth: Plymouth, UK, 2022.
81. Harris, H.E.; Fogg, A.Q.; Yanong, R.P.; Frasca, S., Jr.; Cody, T.; Waltzek, T.B.; Patterson, W.F. First Report of an Emerging Ulcerative Skin Disease in Invasive Lionfish: FA209/FA209, 9/2018. *EDIS* **2018**, *5*, 1–7.
82. Rosenthal, E. Answer for invasive species: Put it on a plate and eat it. *New York Times*, 9 July 2011.
83. Giakoumi, S.; Katsanevakis, S.; Albano, P.G.; Azzurro, E.; Cardoso, A.C.; Cebrian, E.; Deidun, A.; Edelist, D.; Francour, P.; Jimenez, C. Management priorities for marine invasive species. *Sci. Total Environ.* **2019**, *688*, 976–982. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
84. Nuñez, M.A.; Kuebbing, S.; Dimarco, R.D.; Simberloff, D. Invasive species: To eat or not to eat, that is the question. *Conserv. Lett.* **2012**, *5*, 334–341. [\[CrossRef\]](#)
85. Rapoport, E.H.; Raffaele, E.; Ghermandi, L.; Margutti, L. Edible weeds: A scarcely used resource. *Bull. Ecol. Soc. Am.* **1995**, *76*, 163–166.
86. de León, R.; Vane, K.; Bertuol, P.; Chamberland, V.C.; Simal, F.; Imms, E.; Vermeij, M.J.A. Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endanger. Species Res.* **2013**, *22*, 175–182. [\[CrossRef\]](#)
87. Alemu, I.J.B. The status and management of the lionfish, *Pterois* sp. in Trinidad and Tobago. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, *109*, 402–408. [\[CrossRef\]](#)
88. Edwards, M.A.; Frazer, T.K.; Jacoby, C.A. Age and growth of invasive lionfish (*Pterois* spp.) in the Caribbean Sea, with implications for management. *Bull. Mar. Sci.* **2014**, *90*, 953–966. [\[CrossRef\]](#)

89. Pasko, S.; Goldberg, J. Review of harvest incentives to control invasive species. *Manag. Biol. Invasions* **2014**, *5*, 263. [\[CrossRef\]](#)
90. Chagaris, D.; Binion-Rock, S.; Bogdanoff, A.; Dahl, K.; Granneman, J.; Harris, H.; Mohan, J.; Rudd, M.B.; Swenarton, M.K.; Ahrens, R. An ecosystem-based approach to evaluating impacts and management of invasive lionfish. *Fisheries* **2017**, *42*, 421–431. [\[CrossRef\]](#)
91. Eddy, C.; Pitt, J.; Oliveira, K.; Morris, J.A.; Potts, J.; Bernal, D. The life history characteristics of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Environ. Biol. Fishes* **2019**, *102*, 887–900. [\[CrossRef\]](#)
92. Frid, O.; Belmaker, J. Catch dynamics of set net fisheries in Israel. *Fish. Res.* **2019**, *213*, 1–11. [\[CrossRef\]](#)
93. Kondylatos, G.; Mavrouleas, D.; Gratsia, E.; Kasapidis, P.; Corsini-Foka, M.; Klaoudatos, D. First record of *Arcania brevifrons* Chen, 1989 (Decapoda; Leucosiidae) and further record of *Macrophthalmus* (*Macrophthalmus*) *indicus* Davie, 2012 (Decapoda; Macrophthalmidae) in Hellenic waters. *BiolInvasions Rec.* **2023**, *12*, 234–244. [\[CrossRef\]](#)
94. Krishnamoorthy, K.; Lu, F.; Mathew, T. A parametric bootstrap approach for ANOVA with unequal variances: Fixed and random models. *Comput. Stat. Data Anal.* **2007**, *51*, 5731–5742. [\[CrossRef\]](#)
95. Hampton, R.E.; Havel, J.E. *Introductory Biological Statistics*; Waveland Press: Long Grove, IL, USA, 2006; ISBN 1577663802.
96. Rolke, W.; Gongora, C.G. A chi-square goodness-of-fit test for continuous distributions against a known alternative. *Comput. Stat.* **2021**, *36*, 1885–1900. [\[CrossRef\]](#)
97. Şahin, M.D.; Aybek, E.C.; Jamovi: An easy-to-use statistical software for the social scientists. *Int. J. Assess. Tools Educ.* **2019**, *6*, 670–692. [\[CrossRef\]](#)
98. Munro, J.L.; Pauly, D. A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte* **1983**, *1*, 5–6.
99. Bhattacharya, C.G. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* **1967**, *23*, 115–135. [\[CrossRef\]](#)
100. Pauly, D.; Caddy, J.F. *A modification of Bhattacharya's Method for the Analysis of Mixtures of Normal Distributions*; FAO: Rome, Italy, 1985; Volume 781.
101. Sparre, P.; Venema, S.C. *Introduction to fish stock assessment. Part 1: Manual*; FAO Fisheries Technical Paper; FAO: Rome, Italy, 1998; p. 306.
102. Von Bertalanffy, L. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Hum. Biol.* **1938**, *10*, 181–213.
103. Froese, R.; Binohlan, C. 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. *J. Fish Biol.* **2000**, *56*, 758–773. [\[CrossRef\]](#)
104. Ricker, W.E. Growth rates and models. *Fish Physiol.* **1979**, *8*, 677–743.
105. Then, A.Y.; Hoenig, J.M.; Hall, N.G.; Hewitt, D.A.; Jardim, E. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* **2015**, *72*, 82–92. [\[CrossRef\]](#)
106. Beverton, R.J.H.; Holt, S.J. *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*; Springer Science & Business Media: Berlin/Heidelberg, Germany, 2012; Volume 11.
107. Pauly, D. *Some Simple Methods for the Assessment of Tropical Fish Stocks*; FAO: Rome, Italy, 1983.
108. Beverton, R.J.H. Spatial limitation of population size; the concentration hypothesis. *Neth. J. Sea Res.* **1995**, *34*, 1–6. [\[CrossRef\]](#)
109. Chen, Y.; Paloheimo, J.E. Estimating fish length and age at 50% maturity using a logistic type model. *Aquat. Sci.* **1994**, *56*, 206–219. [\[CrossRef\]](#)
110. Ulman, A.; Yildiz, T.; Demirel, N.; Canak, O.; Yemişken, E.; Pauly, D. The biology and ecology of the invasive silver-cheeked toadfish (*Lagocephalus sceleratus*), with emphasis on the Eastern Mediterranean. *NeoBiota* **2021**, *68*, 145–175. [\[CrossRef\]](#)
111. Moreau, J.; Cuende, F.X. On improving the resolution of the recruitment patterns of fishes. *Fishbyte* **1991**, *9*, 45–46.
112. Fulton, T.W. The rate of growth of fishes. *Twenty-Second Annu. Rep.* **1904**, *3*, 141–241.
113. Beverton, R.J.H.; Holt, S.J. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Investig.* **1957**, *19*, 1–533.
114. Gulland, J.A. *Manual of methods for fish stock assessment. Part 1: Fish population analysis. FAO Man Fish. Sci.* **1969**, *4*, 154.
115. Gulland, J.A. *The Fish Resources of the Ocean*; Fishing News Books: West Byfleet, UK, 1971; pp. 307–319.
116. Pyšek, P.; Hulme, P.E.; Simberloff, D.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Carlton, J.T.; Dawson, W.; Essl, F.; Foxcroft, L.C.; Genovesi, P. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* **2020**, *95*, 1511–1534. [\[CrossRef\]](#)
117. Edelist, D.; Rilov, G.; Golani, D.; Carlton, J.T.; Spanier, E. Restructuring the Sea: Profound shifts in the world's most invaded marine ecosystem. *Divers. Distrib.* **2013**, *19*, 69–77. [\[CrossRef\]](#)
118. Katsanevakis, S.; Wallentinus, I.; Zenetos, A.; Leppäkoski, E.; Çinar, M.E.; Öztürk, B.; Grabowski, M.; Golani, D.; Cardoso, A.C. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: A pan-European review. *Aquat. Invasions* **2014**, *9*, 391–423. [\[CrossRef\]](#)
119. Kourantidou, M.; Cuthbert, R.N.; Haubrock, P.J.; Novoa, A.; Taylor, N.G.; Leroy, B.; Capinha, C.; Renault, D.; Angulo, E.; Diagne, C. Economic costs of invasive alien species in the Mediterranean basin. *NeoBiota* **2021**, *67*, 427–458. [\[CrossRef\]](#)
120. Rajendiran, P.; Jaafar, F.; Kar, S.; Sudhakumari, C.; Senthilkumaran, B.; Parhar, I.S. Sex determination and differentiation in teleost: Roles of genetics, environment, and Brain. *Biology* **2021**, *10*, 973. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
121. Fogg, A.Q.; Hoffmayer, E.R.; Driggers III, W.B.; Campbell, M.D.; Pellegrin, G.J.; Stein, W. Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois* sp.) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf Caribb. Res.* **2013**, *25*, 111–115. [\[CrossRef\]](#)
122. Gardner, P.G. Reproductive Biology of Invasive Lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) from Little Cayman Island. MSc Thesis, University of Florida, Gainesville, FL, USA, 2012.

123. Farquhar, S. Age and Growth of Invasive Lionfish: North Carolina, USA vs. Bonaire, Dutch Caribbean. *Explorations* **2016**, *11*, 12–20.
124. Mouchlianitis, F.A.; Kalaitzi, G.; Kleitou, P.; Savva, I.; Kletou, D.; Ganas, K. Reproductive dynamics of the invasive lionfish (*Pterois miles*) in the Eastern Mediterranean Sea. *J. Fish Biol.* **2022**, *100*, 574–581. [\[CrossRef\]](#)
125. Morris, J.A., Jr. *The Biology and Ecology of the Invasive Indo-Pacific Lionfish*; North Carolina State University: Raleigh, NC, USA, 2009.
126. Stergiou, K.I.; Moutopoulos, D.K. A review of length-weight relationships of fishes from Greek marine waters. *Naga ICLARM Q.* **2001**, *24*, 23–39.
127. Sabido-Itzá, M.M.; Aguilar-Perera, A.; Medina-Quej, A. Length-weight and length-length relations, and relative condition factor of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), from two natural protected areas in the Mexican Caribbean. *Acta Ichthyol. Piscat.* **2016**, *46*, 279–285. [\[CrossRef\]](#)
128. Daghan, H.; Demirhan, S.A. Some bio-ecological characteristics of the lionfish *Pterois miles* (Bennett, 1828) distributed in the Gulf of Iskenderun. *Mar. Life Sci.* **2020**, *2*, 28–40.
129. Sandel, V.; Martínez-Fernández, D.; Wangpraseurt, D.; Sierra, L. Ecology and management of the invasive lionfish *Pterois volitans/miles* complex (Perciformes: Scorpaenidae) in Southern Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* **2015**, *63*, 213–221. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
130. Toledo-Hernández, C.; Vélez-Zuazo, X.; Ruiz-Díaz, C.P.; Patricio, A.R.; Mege, P.; Navarro, M.; Sabat, A.M.; Betancur-R, R.; Papa, R. Population ecology and genetics of the invasive lionfish in Puerto Rico. *Aquat. Invasions* **2014**, *9*, 227–237. [\[CrossRef\]](#)
131. Ricker, W.E. Effects of size-selective mortality and sampling bias on estimates of growth, mortality, production, and yield. *J. Fish. Board Can.* **1969**, *26*, 479–541. [\[CrossRef\]](#)
132. Bagenal, T.B.; Tesch, F.W. Age and growth. In *Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters*; Bagenal, T., Ed.; Blackwell Scientific Publications: Oxford, UK, 1978.
133. Recasens, L.; Lombarte, A.; Morales-Nin, B.; Tores, G.J. Spatiotemporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *J. Fish Biol.* **1998**, *53*, 387–401. [\[CrossRef\]](#)
134. Basilone, G.; Guisande, C.; Patti, B.; Mazzola, S.; Cuttitta, A.; Bonanno, A.; Vergara, A.R.; Maneiro, I. Effect of habitat conditions on reproduction of the European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Strait of Sicily. *Fish. Oceanogr.* **2006**, *15*, 271–280. [\[CrossRef\]](#)
135. Froese, R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* **2006**, *22*, 241–253. [\[CrossRef\]](#)
136. Domínguez-Petit, R.; Saborido-Rey, F. New bioenergetic perspective of European hake (*Merluccius merluccius* L.) reproductive ecology. *Fish. Res.* **2010**, *104*, 83–88. [\[CrossRef\]](#)
137. Ralston, S.V.; Williams, H.A. *Depth Distributions, Growth, and Mortality of Deep Slope Fishes from the Mariana Archipelago*; NOAA Technical Memorandum, NMFS 113; NMFS Scientific Publications Office: Seattle, WA, USA, 1988; 47p.
138. Jimenez, C.; Andreou, V.; Hadjioannou, L.; Petrou, A.; Alhaija, R.A.; Patsalou, P. Not everyone's cup of tea: Public perception of culling invasive lionfish in Cyprus. *J. Black Sea/Mediterr. Environ.* **2017**, *23*, 38–47.
139. Azzurro, E.; Bariche, M. Local knowledge and awareness on the incipient lionfish invasion in the eastern Mediterranean Sea. *Mar. Freshw. Res.* **2017**, *68*, 1950–1954. [\[CrossRef\]](#)
140. Cardoso, A.C.; Tsiamis, K.; Deriu, I.; D'Amico, F.; Gervasini, E. *EU Regulation 1143/2014: Assessment of Invasive Alien Species of Union Concern Distribution*; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2021; p. 173.

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

POPULATION STRUCTURE OF THE DEVIL FIREFISH *PTEROIS MILES* (BENNETT, 1828) IN RHODES, GREECE

**Karagyaurova T.¹, Koulocheri Z.¹, Theocharis A.¹, Mavrouleas D.², Kalaentzis K.²,
Kondylatos G.², Klaoudatos D.¹**

¹ Department of Ichthyology and Aquatic Environment, School of Agricultural Sciences, University of Thessaly, Fytoko, 38446, Volos, Greece

² Hydrobiological Station of Rhodes, Hellenic Centre for Marine Research, 85131, Rhodes, Greece

Abstract

Invasive species are a frequent and expanding problem for the ecosystemic equilibrium of the Mediterranean Sea. Towards the efficient management of an invasive species, the need for detailed understanding of life history is crucial. In the framework of a research project, 363 individuals of the invasive devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828) were collected from three areas of the coastal Rhodian waters monthly, over the course of one year. The total and standard length of the individuals exhibited significant differences in favor of males whereas body depth did not. Significant spatial differences were exhibited in all morphometric relationships, with significantly higher values indicated for fishing area 3 and lowest in fishing area 1. Furthermore, significant temporal differences were exhibited in all morphometric relationships with higher values during the summer and lowest values during the winter. A significant effect of sex, fishing area and season was indicated for both total length and total weight. The highest effect on length and weight was exhibited by season, followed by fishing area and sex. A significant interaction on total length was exhibited between fishing area and season and between season and sex and a significant interaction on total weight was exhibited between season and sex. Five dominant age groups were identified. Asymptotic length was estimated at 45.35 cm for the total population. Maximum age was further estimated at 17.5 years and growth performance index estimated as 2.59.

Keywords: *Invasive species, lionfish, fish growth rate, age composition, eastern Mediterranean*

*Corresponding author: Karagyaurova Teodora (katheodora@uth.gr)

1. Introduction

The devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828) is an invasive fish species of particular concern which has established large populations in the invaded areas of the western Atlantic, including the Gulf of Mexico, and the Caribbean Sea (Fogg *et al.* 2017 and references therein). In the Mediterranean Sea, the species was first recorded in 1991, off the coasts of Israel but, for unspecified reasons, 20 years passed for the second record (Bariche *et al.* 2013). In the coastal waters of Rhodes, the devil firefish was first recorded on 15th July 2015 (Crocetta *et al.* 2015). The presence of long venomous spines, voraciousness and generalist predation, adaptability, competition, and a combination of life history characteristics, such as early maturation, prolonged reproduction time, long distance dispersal of eggs and larvae and high growth rates have rendered *P. miles* the fastest invader and one of the most abundant predators of the coastal waters of the basin (Mouchlianitis *et al.* 2021; Kleitou *et al.* 2022a). There are unequivocal major concerns on the possible negative impacts of the species on local biodiversity and ecosystem structure and function, fisheries and human health and drastic measures such as human intervention for the control of *P. miles*, are necessary (Johnson & Swenarton 2016; Kleitou *et al.* 2022a, b). A promising managerial strategy towards the population control of *P. miles* is the targeted fisheries, as proven in the western Atlantic (e.g. Green *et al.* 2014). For designing appropriate management plans, the estimation of vital rates of the devil firefish within the Mediterranean is a crucial requirement. Growth has been a life history trait investigated by numerous studies (Johnson & Swenarton 2016; Fogg *et al.* 2019; Savva *et al.* 2020; Kondylatos *et al.* 2024) and strongly important since body size determinates predator-prey interactions, reproduction and mortality (Johnson & Swenarton 2016 and references therein).

The present study aims to assess the population characteristics of *P. miles* namely sexual, spatial, and temporal variations of its biometric characteristics, age composition and growth in Rhodes, in order to contribute to a growing literature that will facilitate the sustainable management of the species in the eastern Mediterranean.

2. Material and Methods

Experimental trials were performed monthly from April 2021 to March 2022 with gill nets and trammel nets, employing two small-scale commercial fishing vessels, within three areas of the coastal waters of eastern

Rhodes (Figure 1), in depths between 8-35 m. In total, 36 hauls for each fishing gear were performed and 363 individuals of *P. miles* were collected, measured for 18 morphometric features and sexed.



Figure 1. Map of Rhodes (red outline) and location of the three fishing areas (color-shaded areas).

Morphometric characteristics such as standard length (SL), total length (TL) and body depth (BD) were measured to the nearest 0.1 cm and total weight (TW) to the nearest 0.01 g. Normal distribution was assessed using Kolmogorov-Smirnov normality test. Bartlett and Levene tests were used to assess homogeneity of variance. Statistical analyses were performed using Jamovi v.2.4.8 (Jamovi, Sydney, Australia) and Minitab 21 (Minitab, Pennsylvania, PA, USA), at an alpha level of 0.05. Sex, spatial and temporal variation of the morphometric characteristics was assessed with the use of Student's t test, one-way ANOVA and Kruskal-Wallis tests, whereas post hoc tests employed included Tukey's and Dwass-Steel-Critchlow-Fligner (DSCF) tests. A least squares regression model was employed to investigate the effect of all three factors (fishing area, season, and sex) and their interaction on TL and TW. Length frequency distributions were converted into age classes with Bhattacharya's method (Bhattacharya 1967), using the software FiSAT II v.1.2.2. (FAO, Rome, Italy). Growth parameters were calculated using the Von Bertalanffy growth equation: $L_t = L_{\infty} \times (1 - e^{-k(t-t_0)})$, where k (growth coefficient) is the rate at which the asymptotic length, L_{∞} , is approached, t is the age in years and t_0 is the hypothetical age at which the fish has zero length. Maximum age was calculated as: $(2.9957/k) + t_0$ according to Froese & Binohlan (2000).

3. Results

A total number of 363 lionfish were collected with SL ranging between 11.7 to 28.3 cm, TL from 15.7 to 37.8 cm, BD from 3.5 to 11 cm and TW from 40.71 to 787.8 g. All morphometric characteristics exhibited significant difference in favor of males except from body depth which was not significant (Table 1). Significant spatial differences were exhibited in all morphometric relationships, with significantly higher values indicated for fishing area 3 and lowest in fishing area 1. Furthermore, significant temporal differences were exhibited in all morphometric relationships with higher values during the summer and lowest values during the winter.

Results of least squares regression model of the effect of the three factors (fishing area, season, and sex) and their interaction on TL and TW (Table 2) indicated a significant effect of all factors for both TL and TW with no significant effect for the interaction of fishing area and sex for both TL and TW and no significant effect for the interaction of fishing area and season for TW. The highest effect for both TL and TW were exhibited seasonally followed by fishing area and sex.

Figure 1 and Table 2 indicated that a significant interaction effect on TL was exhibited between fishing area and season and between season and sex, with no significant interaction observed between fishing area and

sex. A significant interaction effect on TW was similarly exhibited between season and sex, however no significant interaction was exhibited between fishing area and season and between fishing area and sex.

Table 1. Sex, spatial and temporal variation of the morphometric characteristics, standard length (SL), total length (TL), body depth (BD) and total weight (TW) of 363 *P. miles* individuals from Rhodes, represented as mean value $\pm$ standard error (SE). Comparisons were performed with the use of Student's t test, one-way ANOVA and Kruskal-Wallis (t, F, χ^2) tests, whereas post hoc tests employed included Tukey's and DSCF.

Factor	N	SL $\pm$ SE	TL $\pm$ SE	BD $\pm$ SE	TW $\pm$ SE
Sex					
Females	179	18.99 $\pm$ 0.20	25.47 $\pm$ 0.26	7.03 $\pm$ 0.10	239.92 $\pm$ 8.29
Males	184	20.10 $\pm$ 0.25	27.08 $\pm$ 0.33	7.29 $\pm$ 0.11	286.54 $\pm$ 11.58
		t=-3.45, p<0.001	t=-3.87, p<0.001	t=-1.79, p=0.075	t=-3.29, p<0.01
Site					
Site 1	104	18.82 $\pm$ 0.30 ^a	25.44 $\pm$ 0.39 ^a	6.86 $\pm$ 0.14 ^a	234.63 $\pm$ 12.09 ^a
Site 2	141	19.25 $\pm$ 0.23 ^a	25.80 $\pm$ 0.30 ^a	7.07 $\pm$ 0.11 ^a	254.08 $\pm$ 10.05 ^{a,b}
Site 3	118	20.41 $\pm$ 0.29 ^b	27.40 $\pm$ 0.38 ^b	7.46 $\pm$ 0.12 ^b	292.06 $\pm$ 13.75 ^b
		F=8.69, p<0.001	F=8.31, p<0.001	F=5.65, p<0.01	χ^2 =8.99, p<0.05
Season					
Spring	92	19.24 $\pm$ 0.31 ^a	25.79 $\pm$ 0.41 ^a	7.01 $\pm$ 0.13 ^a	243.94 $\pm$ 12.21 ^a
Summer	157	20.25 $\pm$ 0.23 ^b	27.30 $\pm$ 0.29 ^b	7.44 $\pm$ 0.10 ^a	293.18 $\pm$ 11.39 ^a
Autumn	57	19.94 $\pm$ 0.42 ^{a,b}	26.62 $\pm$ 0.54 ^{a,b}	7.46 $\pm$ 0.21 ^a	277.20 $\pm$ 16.58 ^a
Winter	57	17.36 $\pm$ 0.33 ^c	23.45 $\pm$ 0.44 ^c	6.16 $\pm$ 0.15 ^b	179.95 $\pm$ 11.64 ^b
		F=17.95, p<0.001	F=18, p<0.001	F=17.96, p<0.001	χ^2 =36.70, p<0.001
Total	363	19.5 $\pm$ 0.16	26.21 $\pm$ 0.21	7.14 $\pm$ 0.07	260.68 $\pm$ 6.95

a,b,c: Results of Tukey's and DSCF pairwise comparisons. Means that do not share a superscript letter are significantly different.

Table 2. Effect of all factors (fishing area, season, and sex) and their interaction on total length and total weight.

Total length				
Source	Logworth	Effect magnitude		P Value
Season	9.602			0.00000
Fishing area	5.203			0.00001
Sex	3.453			0.00035
Fishing area*Season	2.610			0.00246
Season*Sex	2.490			0.00324
Fishing area*Sex	0.177			0.66499
Total weight				
Season	7.094			0.00000
Fishing area	2.768			0.00171
Season*Sex	2.720			0.00191
Sex	2.642			0.00228
Fishing area*Season	1.201			0.06292
Fishing area*Sex	0.780			0.16593

The von Bertalanffy growth equation (Figure 2A) was estimated for the 363 *P. miles* individuals and for each sex. Results indicated a higher male asymptotic length and maximum age compared to females. Asymptotic length was estimated at 45.35 cm, 43.38 cm and 46.39 cm for the total N, females, and males respectively. Maximum age was estimated at 17.5 years, 15.9 years and 18.5 for the total N, females, and males respectively. Furthermore, the growth performance index (Φ') was very similar for both sexes, estimated as 2.59, 2.59 and 2.58 for the total N, females, and males respectively.

Five dominant age groups were identified with the third-year class exhibiting the dominant cohort, with 41.5% of the total N (Figure 2B).

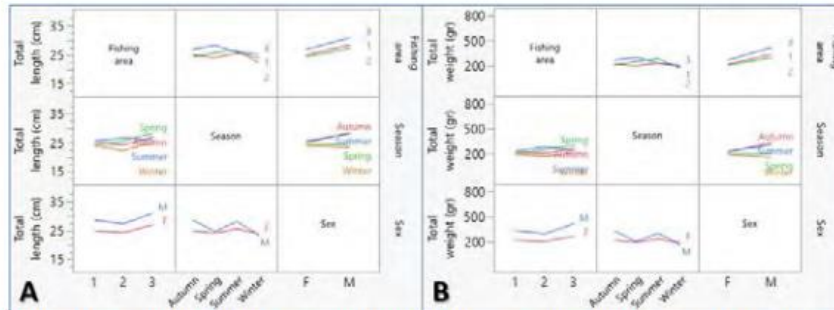


Figure 1. Interaction plot matrix among all factors (fishing area, season, and sex) on A. Total length and B. Total weight of the 363 *Pterois miles* individuals from Rhodes.

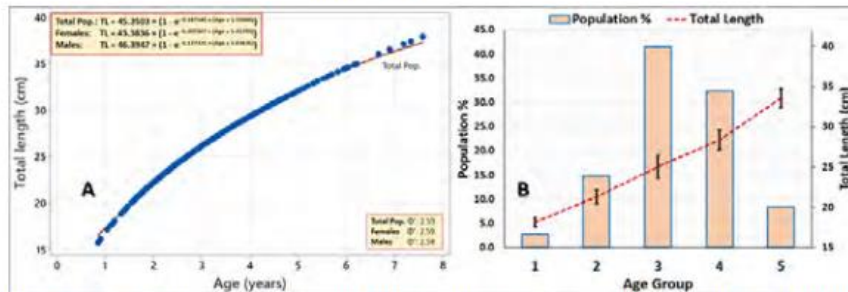


Figure 2. A. Von Bertalanffy growth equation and growth performance index (Φ') and each sex and B. Total length and population percentage of each age group for the 363 *Pterois miles* individuals from Rhodes.

4. Discussion

According to our results, it is obvious that seasonality exerts the highest effect on the TL and TW of *P. miles*, whereas the combined effect of fishing area and sex has a negligible impact on the two morphometric variables. The morphometric differences among sexes in our results, correspond to males being larger in TL and heavier than females. Significant temporal differences in all morphometric relationships with higher values during summer and lowest values during winter were observed, as seen elsewhere in the Mediterranean (Savva et al. 2020). Individuals collected during summer were larger (27.30 ± 0.29 cm) and heavier (293.18 ± 11.39 g) compared to winter (23.45 ± 0.44 cm and 179.95 ± 11.64 g, respectively, $\chi^2=36.70$, $P<0.001$), which was also pointed out by Savva et al. (2020) and seen in Mouchlianitis et al. (2021). This can be attributed to various reasons such as fishing gear selectivity and an ontogenetic shift of larger individuals to deeper waters during the winter (Jiménez et al. 2019). Spatially, individuals collected from fishing area 3 exhibited significantly larger TL and TW compared to those from the other two areas, which is possibly attributed to the lower fishing pressure in that specific area (Kondylatos et al. 2023).

Our result that the 3-years-old class was the predominant, contrasts the results of Savva *et al.* (2020) in Cyprus, who identified four cohorts with the dominant present in the 2-year-old class. On the other hand, in Iskenderun Bay seven age classes were estimated (Yilmaz and Demirhan 2020). In the relevant studies from Cyprus and Turkey (Savva *et al.* 2020; Yilmaz & Demirhan 2020; Mouchlianitis *et al.* 2021), including the present, at the time of collection of the *P. miles* individuals, the species was at its early time period of invasion in the Mediterranean, approximately 5-7 years after the second record. In long established populations, lionfish has exhibited up to 9-year classes (Eddy *et al.* 2019). The maximum life span of the species is known to be more than 30 years; however, this value corresponds to an individual kept in an aquarium and most probably it does not reflect the longevity in the wild. In our study, the estimated maximum age is 17.5 years for both sexes, or 15.9 years for the females and 18.5 for the males, which is still a rather long period. Furthermore, the Von Bertalanffy

growth equation produced an asymptotic length L_{∞} value of 45.35, closer to the 47.58 from Turkey and distant from the 38.82 from Cyprus. The same trend applies for the K value which is closer to that from Turkey (0.15) than from Cyprus (0.38) (Savva et al. 2020; Yilmaz & Demirhan 2020). Our results indicate that in a short period of time after the first documentation of *P. miles* in Rhodes, the species has developed a well-established and well-structured population. The provided information can facilitate modeling population growth, in the prediction of rates of expansion of the species in the basin and contribute towards sustainable targeted fishing practices.

Acknowledgements

Data collected through the project "Design and piloting methods of commercial exploitation of invasive alien species with a view to contributing to their population control" (MIS No: 5049912), funded by the Fisheries and Maritime Operational Program 2014–2020 of the Greek Ministry of Agricultural Development and Food, and the European Maritime and Fisheries Fund.

References

- Bariche M., Torres M., Azzurro E. (2013). The presence of the invasive Lionfish *Pterois miles* in the Mediterranean Sea. *Mediterranean Marine Science* 14, 292–4.
- Bhattacharya C.G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 115–35.
- Crocetta F., Agius D., Balistreri P., Bariche M., Bayhan Y., Çakir M., Ciriaco S., Corsini-Foka M., Deidun A., El Zrelli R. (2015). New mediterranean biodiversity records (October 2015). *Mediterranean Marine Science* 16, 682.
- Eddy C., Pitt J., Oliveira K., Morris J.A., Potts J., & Bernal D. (2019). The life history characteristics of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) in Bermuda. *Environmental Biology of Fishes* 102, 887–900.
- Fogg A.Q., Hoffmayer E.R., Driggers III W.B., Campbell M.D., Pellegrin G.J., Stein W. (2013). Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois* sp.) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 25, 111–115.
- Fogg A.Q., Evans J.T., Peterson M.S., Brown-Peterson N., Hoffmayer E.R., Ingram Jr G.W. (2019). Comparison of age and growth parameters of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) across the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin* 117(3), 1.
- 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.
- Green S.J., Dulvy N.K., Brooks A.L.M., Akins J.L., Cooper A.B., Miller S., Côté, I.M. (2014). Linking removal targets to the ecological effects of invaders: a predictive model and field test. *Ecological Applications* 24(6), 1311–1322.
- Jiménez C., Patsalou P., Andreou V., Huseyinoglu M. F., Çiçek B.A., Hadjioannou L., Petrou, A. (2019). Out of sight, out of reach out of mind: Invasive lionfish *Pterois miles* in Cyprus at depths beyond recreational diving limits. In 1st Mediterranean symposium on the nonindigenous species pp. 59–64.
- Johnson E.G., Swenarton M.K. (2016). Age, growth and population structure of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles*) in northeast Florida using a length based, age-structured population model. *Peer J* 4, e2730.
- Kleitou P., Hall-Spencer J.M., Rees S.E., Kleitou D. (2022a) Guide to lionfish management in the Mediterranean. University of Plymouth, 62 pp.
- Kleitou P., Moutopoulos D.K., Giovos I., Kleitou D., Savva I., Cai L.L., Hall-Spencer J. M., Charitou A., Elia M., & Katselis G. (2022b). Conflicting Interests and Growing Importance of Non-indigenous Species in Commercial and Recreational Fisheries of the Mediterranean Sea. *Fisheries Management and Ecology* 29, 169–182.
- Kondylatos G., Theocharis A., Mandalakis M., Avgoustinaki M., Karagyaourova T., Koulouchi Z., Vardali S., Klaoudatos D. (2024). The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean). *Hydrobiology* 3, 31–50.
- Kondylatos G., Vagenas G., Kalaentzis K., Mavrouleas D., Conides A., Karachle K.P., Corsini-Foka M., & Klaoudatos D. (2023). Exploring the Structure of Static Net Fisheries in a Highly Invaded Region: The Case of Rhodes Island (Eastern Mediterranean). *Sustainability* 15, 14976.
- Mouchlianitis F.A., Kalaitzi G., Kleitou P., Savva I., Kleitou D., Ganiats, K. (2022). Reproductive dynamics of the invasive lionfish (*Pterois miles*) in the Eastern Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 100(2), 574–581.
- Savva I., Chartosia N., Antoniou C., Kleitou P., Georgiou A., Stern N., Hadjioannou L., Jimenez C., Andreou V., Hall-Spencer J.M., Kleitou D. (2020). They are here to stay: the biology and ecology of lionfish (*Pterois miles*) in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 97, 148–162.

LENGTH-WEIGHT RELATIONS AND SEX RATIO OF THE DEVIL FIREFISH (*PTEROIS MILES* (BENNETT 1828)) IN RHODES, GREECE

Kondylatos G.^{1,2*}, Karagyaourova T.², Koulocheri Z.², Theocharis A.², Mavrouleas D.¹,
Kalaentzis K.¹, Klaoudatos D.²

¹Hydrobiological Station of Rhodes, Hellenic Centre for Marine Research, 85131, Rhodes, Greece

²Department of Ichthyology and Aquatic Environment, School of Agricultural Sciences, University of Thessaly, Fytokou, 38446, Volos, Greece

Abstract

Invasive alien species are a threat for the ecosystem of the Mediterranean Sea. Towards the development of efficient managerial tactics to control the invasive devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828) in the basin, we need to better understand the biology of the species. A total of 363 individuals (179 females and 184 males) were collected monthly, between April 2021 and March 2022 from three areas of the coastal waters of eastern Rhodes. Length-Weight relations and sex ratio were spatially and temporally assessed with the aim to understand the biological and ecological aspects of the species. All investigated length-weight relations (spatial and sex) exhibited positive allometry except for seasonal relations during spring, autumn and winter. No significant difference was exhibited among any of the compared allometric relations. The M:F ratio 1:1.03 did not significantly differ from 1:1, with females predominating during summer and autumn, and in fishing areas 1 and 3, whereas males were predominant during spring and winter and in fishing area 2. However, no significant differences were detected in the M:F ratio among seasons or fishing areas.

Keywords: Invasive fish, non-indigenous fish, length-weight ratio, lionfish, eastern Mediterranean

*Corresponding author: gkondylatos@hcmr.gr

1. Introduction

The phenomenon of Lessepsian migration describes the unaided introduction of marine alien species in the Mediterranean Sea through the Suez Canal (Por 1978). Some of these species become invasive and pose serious threat on local biodiversity and ecosystem structure and function, ecosystem services (such as fisheries) and human health, thus drastic managerial measures are required (Kleitou *et al.* 2022). Among the most invasive Lessepsian migrants is the devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828). The natural geographic range of the species is the Indian Ocean and although it was first recorded in the basin in 1991 the second record was several years later, in 2012, off the coast of Lebanon and up to 2021 the species had reached Sicily, southern Italy and Tunisia (Kleitou *et al.* 2022; Kondylatos *et al.* 2024 and references within), demonstrating one of the most rapid invasions and expansions in the basin with rapidly growing populations. The devil firefish is a carnivorous-voracious and venomous fish species, already described as a major ecosystemic threat in the invaded areas of the western Atlantic (Morris & Whitfield 2009). High concerns about the impacts of the species have arisen in the Mediterranean and the need for management measures towards the control of the populations is urgent (Kleitou *et al.* 2022). The aim of this study was to assess allometric relationships and sex ratio for the devil firefish to provide valuable insights into the biological and ecological aspects of the study population aiding in their sustainable management and conservation.

2. Material and Methods

Experimental trials were performed monthly from April 2021 to March 2022, employing gill nets (GNSs) and trammel nets (GTRs) over two small-scale commercial fishing vessels, within three locations of the coastal waters of eastern Rhodes (Figure 1), in depths between 8-35 m. In total, 363 individuals of *P. miles* were collected, measured for total length (TL) and total weight (TW) to the nearest 0.1 cm and 0.01 g, respectively and sexed.

Normal distribution was assessed using Kolmogorov-Smirnov normality test. Bartlett and Levene tests were used to assess homogeneity of variance. Statistical analyses were performed, using Jamovi v.2.4.8 (Jamovi, Sydney, Australia) and Minitab 21 software (Minitab, Pennsylvania, PA, USA), at an alpha level of 0.05. The equation describing the best fit (highest correlation coefficient), was identified with the use of Curve Expert v.1.4 software (Hyams Development, Alabama, USA). All identified relationships were curvilinear power regression equations ($y = a \times x^b$).



Figure 1. Map of the study area (red outline) and location of the three fishing areas (color-shaded areas).

Allometric relationships were assessed for each sex, site and season using the standard Student t-test. The two-sample t-test was employed for the comparison of regression equations among sexes seasons and sites. The null hypothesis of equal proportions between male and female ratio in the total population and within body length classes was assessed with the use of the Chi-square Goodness-of-fit test. Differences in sex ratio between Sites and Seasons was assessed with Chi-square test for association.

3. Results

All results on morphometric relationships of *P. miles* individuals are summarized in Table 1.

Table 1. Allometric-isometric equations between total length (TL), total weight (TW) of 363 individuals of *P. miles* from Rhodes. N: number of individuals, R²: coefficient of determination, t-test: statistical significance of the allometric relationship, Allometry: allometric relationship between two variables, Slope (b): statistical comparison between the slopes of the equations, Intercept (a): statistical comparison between the intercepts of the equations, significance level (ns: non-significant, *: p<0.05, **: p<0.01, ***: p<0.001).

Morphometric Relationships				Equation Comparison			
Factor	Equation	N	R ²	t-test	Allometry	Slope (b)	Intercept (a)
Combined	$TW = 0.00629556 \times TL^{3.23182}$	363	94.1	***	positive		
Females	$TW = 0.00717872 \times TL^{3.19904}$	179	91.4	*	positive		
Males	$TW = 0.00447460 \times TL^{3.32726}$	184	95.7	***	positive	ns	ns
Total pop - Site 1	$TW = 0.00639975 \times TL^{3.22079}$	104	94.0	**	positive		
Total pop - Site 2	$TW = 0.00504043 \times TL^{3.31019}$	141	91.5	**	positive	ns	ns
Total pop - Site 3	$TW = 0.00468184 \times TL^{3.3108}$	116	96.8	***	positive		
Total pop - Spring	$TW = 0.0101702 \times TL^{3.08344}$	91	92.6	ns	isometry		
Total pop - Summer	$TW = 0.00489754 \times TL^{3.30629}$	157	93.7	***	positive	ns	ns
Total pop - Autumn	$TW = 0.0111508 \times TL^{3.06374}$	57	95.3	ns	isometry		
Total pop - Winter	$TW = 0.00599784 \times TL^{3.24613}$	56	91.9	ns	isometry		

Except for temporal relationships during spring, autumn and winter, all estimated allometric relations exhibited significant positive allometry. No significant difference was exhibited among any of the compared allometric relations. The length-weight curvilinear power relationship for each sex is shown in Figure 2.

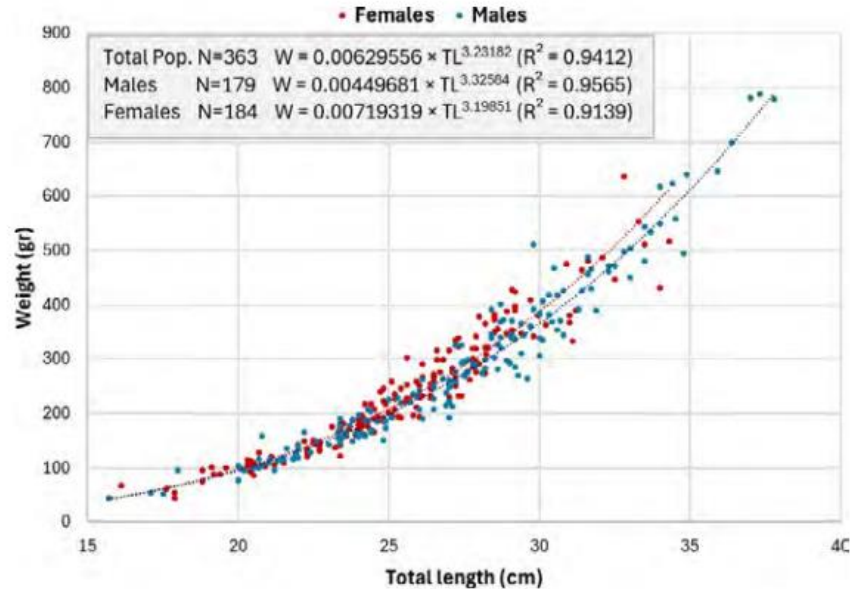


Figure 2. Length-weight curvilinear power relations and coefficient of determination for the total number and for each sex of the studied individuals of the devil firefish in Rhodes Island, Greece.

Of the total 363 individuals collected, 184 were males (M) and 179 females (F) resulting in a M:F sex ratio of 1:1.03, not significantly different from the 1:1 ratio. Males predominated during spring and winter and in fishing area 2, whereas females predominated during summer and autumn and in areas 1 and 3 (Figure 3). However, no significant differences were detected in the M:F ratio among seasons and fishing areas. Males predominated in TL larger than 26 cm whereas females were predominant in lower TL (Figure 4). However, sex ratio did not significantly deviate from 1:1 in TL below 31 cm, with significant predominance of males ($\chi^2=5.61$, $p<0.05$) above that size.

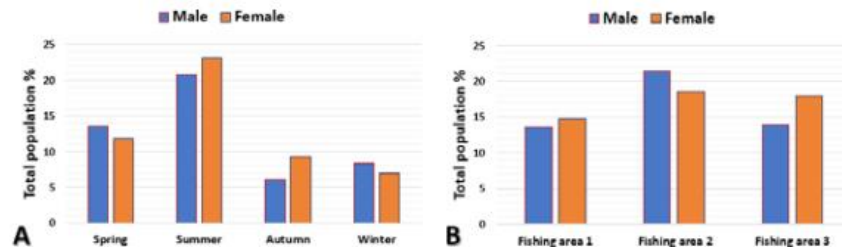


Figure 3. A. Seasonal sex ratio and B. Spatial sex ratio as percentage of total population (363 individuals) of *Pterois miles* from Rhodes, Greece.

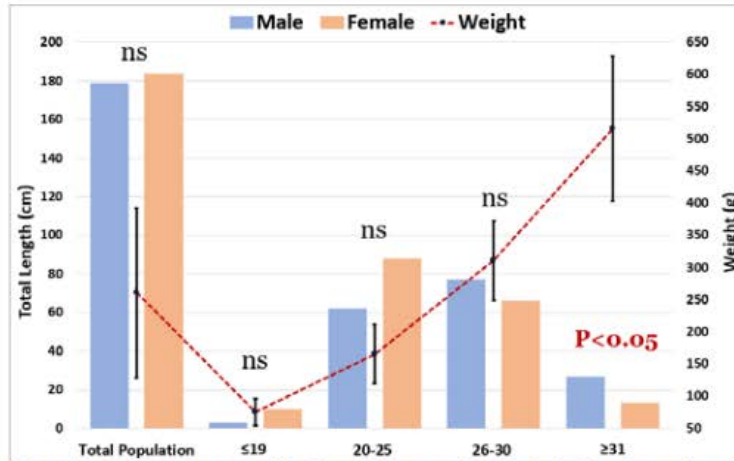


Figure 4 Sex ratio and mean weight (bars indicate standard deviation) for the total number of collected individuals of *Pterois miles* from Rhodes Island, Greece and for the size groups of TL ≤ 19 cm, 20-25 cm, 26-30 cm and ≥ 31 cm. Results of chi square goodness of fit test for the departure of sex ratio from 1:1 are indicated (ns: not significant).

4. Discussion

The significant positive allometry exhibited within the length-weight relations (LWR) for the total number of individuals (N) of *P. miles*, indicates a growth pattern where the species grows faster in weight than in body length. Sex, area and season did not significantly affect growth. The positive allometry for summer, compared to the isometry for the other three seasons, indicates a faster growth of the species during that season, which can be attributed to the food availability and the reproduction of the species (Savva *et al.* 2020; Kondylatos *et al.* 2024). Males attain higher TL and TW, a fact that is in consistency with the findings of Savva *et al.* (2020). The similarity observed between the LWR of the present study with that in Savva *et al.* (2020), indicates that the growth of the species in Rhodes does not differ from that in Cyprus. However, there are obvious differences with the LWR from Iskenderun Bay, Turkey (Yilmaz & Demirhan 2020). The estimated M:F sex ratio of 1:1.03 in the present study is similar to the 1:1.07 reported from Iskenderun Bay, Turkey (Yilmaz & Demirhan 2020), but it is different from the 1:1.55 ratio reported from Cyprus (Kleitou *et al.* 2019) based on 268 individuals of *P. miles* collected within September 2017–August 2018. A quite similar sex ratio of 1:1.54 was reported from the same area by Savva *et al.* (2020), based on 206 individuals. On the other hand, studies from the Atlantic Ocean have reported a M:F ratio of 1:1 (Fogg *et al.* 2013; Edwards *et al.* 2014). The need of removing a sufficient number of females in order to make lionfish targeted removals effective has been emphasized (Edwards *et al.* 2014).

In conclusion, the results of the present study confirm that in just a six-year period, the species has become well established in the coastal waters of Rhodes. The development of a targeted *P. miles* fishery can provide a management tool to ameliorate the impacts of the species.

Acknowledgements

Data collected through the project “Design and piloting methods of commercial exploitation of invasive alien species with a view to contributing to their population control” (MIS No: 5049912), funded by the Fisheries and Maritime Operational Program 2014–2020 of the Greek Ministry of Agricultural Development and Food, and the European Maritime and Fisheries Fund.

References

- Crocetta F., Agius D., Balistreri P., Bariche M., Bayhan Y., Çakir M., Ciriaco S., Corsini-Foka M., Deidun A., EL Zrelli R., Erduden D., Evans J., Ghelia M., Giavasi M., Kleitou P., Kondylatos G., Lipei L., Mifsud C., Özvarol Y., Pagano A., Portelli P., Poursanidis D., Rabaoui L., Schembri P., Taskin E., Tiralongo F., Zenetos A. (2015). New Mediterranean Biodiversity Records (October 2015). *Mediterranean Marine Science* 16(3), 682–702.
- Edwards M.A., Frazer T.K., Jacoby C.A. (2014). Age and growth of invasive lionfish (*Pterois* spp.) in the Caribbean Sea, with implications for management. *Bulletin of Marine Science* 90(4), 953-966.
- Fogg A.Q., Hoffmayer E.R., Driggers III W.B., Campbell M.D., Pellegrin G.J., Stein W. (2013). Distribution and length frequency of invasive lionfish (*Pterois* sp.) in the northern Gulf of Mexico. *Gulf and Caribbean Research* 25, 111–115.
- Kleitou P., Hall-Spencer J., Rees S., Sfenthourakis S., Demetriou A., Chartosia N., Jimenez C., Hadjioannou L., Petrou A., Christodoulides Y. (2019). Tackling the lionfish invasion in the Mediterranean. The EU-LIFE RELIONMED Project: Progress and results. *Proceedings of the 1st Mediterranean Symposium on the Non-Indigenous Species*, Langar Habib and Ouerghi Atef, (2019), pp. 65–70.
- Kleitou P., Hall-Spencer J.M., Rees S.E., Kletou D. (2022) Guide to lionfish management in the Mediterranean. University of Plymouth, Plymouth, pp. 62.
- Kondylatos G., Theocharis A., Mandalakis M., Avgoustinaki M., Karagyaurova T., Koulocheri Z., Vardali S., Klaoudatos D. (2024). The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean). *Hydrobiology* 3, 31–50.
- Morris J.A., Whitfield P.E. (2009). Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: An updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99. Beaufort, NC. pp. 57.
- Por F.D. (1978). The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez Canal. *Ecological Studies* 23.
- Savva I., Chartosia N., Antoniou C., Kleitou P., Georgiou A., Stern N., Hadjioannou L., Jimenez C., Andreou V., Hall-Spencer J.M., Kletou D. (2020). They are here to stay: the biology and ecology of lionfish (*Pterois miles*) in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 97, 148–162.
- Sutherland W.J., Clout M., Côté I.M., Daszak P., Depledge M.H., Fellman L., Fleishman E., Garthwaite R., Gibbons D.W., De Lurio J., Impey A.J., Lickorish F., Lindenmayer D., Madgwick J., Margerison C., Maynard T., Peck L.S., Pretty J., Prior S., Redford K.H., Scharlemann J.P.W., Spalding M., Watkinson A.R. (2010). A horizon scan of global conservation issues for 2010. *Trends in ecology and evolution* 25(1), 1–7.
- Yilmaz S., Demirhan S.A. (2020). Age, growth parameters and food composition of invasive red lionfish (*Pterois volitans* L., 1758) in İskenderun Bay. *Natural and Engineering Sciences* 5(2), 82-91.

OTOLITH MORPHOMETRIC RELATIONSHIPS OF THE DEVIL FIREFISH *PTEROIS MILES* (BENNETT, 1828) IN RHODES, GREECE

Koulocheri Z.^{1*}, Karagyaurova T.¹, Kondylatos G.^{1,2}, Mavrouleas D.², Pafiras D.¹,
Neofitou N.¹, Klaoudatos D.¹

¹ Department of Ichthyology and Aquatic Environment, School of Agricultural Sciences, University of Thessaly, Fytokou, 38446, Volos, Greece

² Hydrobiological Station of Rhodes, Hellenic Centre for Marine Research, 85131, Rhodes, Greece

Abstract

Sagittae Otoliths from 271 individuals of the devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828) from Rhodes, Greece were measured, weighted and their morphometric characteristics were assessed. Left otoliths exhibited statistically significantly higher width. Statistically significant differences were identified among female and male otolith width and weight in the right otoliths, and total width in the left otoliths, with otoliths from males exhibiting higher values in both cases in correspondence to larger males. All morphometric relationships exhibited significant negative allometry. No significant differences were detected between otolith length vs otolith weight curvilinear power relationship among sexes.

Keywords: lionfish, sagittae otoliths, invasive species, allometry, eastern Mediterranean

*Corresponding author: Koulocheri Zoi (zkoulocheri@uth.gr)

1. Introduction

A pair of sagittae otoliths are small, complex ossicles composed of over 90% inorganic material, part of the inner ear of teleost fishes, located in the auditory spots of the labyrinth of the inner ear of their auditory system, functioning as sound receptors and assisting in retaining balance and orientation (Neofitou & Neofitou 2015). In the fields of marine biology and ichthyology, they are commonly used by scientists for the determination of the age of an individual, the identification of the fish species, as well as the estimation of the population structure and the ecosystem level of the area where the individual was collected. This information is retrieved microscopically through their morphometric characteristics, shapes and rings (Begg & Brown, 2000; Cardinale *et al.* 2004; Nielsen *et al.* 2010). The present study investigates the morphometric relationships in the devil firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828) sagittae otoliths with the aim to contribute in the further understanding of the biology of the species in the study area.

2. Material and Methods

Each otolith was cleaned with distilled water and kept separately in Eppendorf vial. Length and width were measured under a stereoscope (OLYMPUS, U-TV0.5XC-3, 7H01028, Japan) with the use of the digital program Image J, v 1.54. Weight was measured with the use of a Shimadzu, ATX124R digital scale, accuracy 0.0001g. Data were checked for normality with Kolmogorov-Smirnov test, homogeneity of variance was tested with Bartlett and Levene tests and morphometric differences were assessed using Minitab (v.21.4, State College, PA, USA) and Jamovi (v.2.4.11, Sydney, Australia), at an alpha level of 0.05. Curvilinear power relationships were compared using the 2-sample t test. Pearson correlation was used to assess the strength between morphometric relationships. Morphometric characteristics were assessed with the use of Student's t test and Welch's t-test.

3. Results

In total, 271 otolith pairs were collected from 142 females and 129 males of *P. miles*. Statistically significant width was detected between right (2.69 ± 0.02 mm) and left otoliths (2.78 ± 0.02 mm) (Student's t-test=2.974, $p<0.01$). Statistically significant differences were found between female and male otolith width (OW) (Welch's t-test=2.238, $p<0.05$) and weight (OWt) (Welch's t-test=1.981, $p<0.05$) in the right otoliths and otolith width (OW) (Welch's t-test=-2.483, $p<0.05$) in the left otoliths, with the male ones exhibiting higher values in both cases in correspondence to male larger size. All morphometric relationships exhibited high coefficient of determination and significant negative allometry (Table 1). Pearson correlation and associated probability exhibited high correlation and associated probability between otolith length (OL), OWt, TL, and total weight (TWt). No significant differences were detected between OL vs OWt curvilinear power relationship among sexes (Figure 1).

Table 1. Allometric relationships of otolith length (OL), otolith width (OW) and otolith weight (OWt) of the left otoliths and total length (TL) and total weight (TW) of 271 *P. miles* individuals from Rhodes. N: number of individuals, R²: coefficient of determination, t-test: statistical significance of the allometric relationship, Allometry: allometric relationship between two variables (***:p<0.001).

Equation	N	R ²	t-test	Allometry
$OWt = 0.000281899 \times OL^{2.03332}$	271	0.756	***	-ve
$OWt = 0.00111009 \times OW^{2.01567}$	271	0.839	***	-ve
$OWt = 0.000652957 \times TW^{0.474163}$	271	0.729	***	-ve
$OL = 0.638992 \times TL^{0.654551}$	271	0.682	***	-ve
$OW = 0.681669 \times OL^{0.833132}$	271	0.654	***	-ve

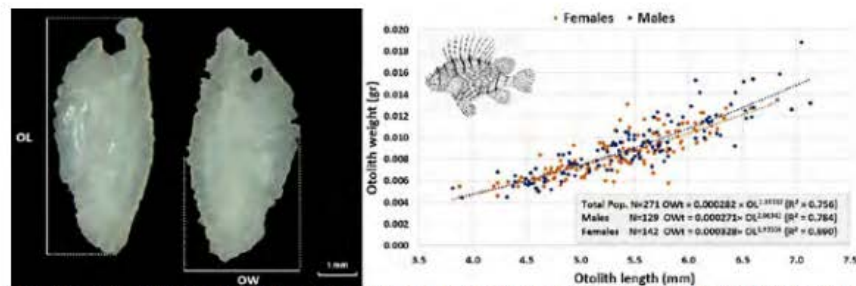


Figure 1. Image of left and right otoliths, curvilinear power relationships of otolith length vs otolith weight and coefficient of determination (R²), for the total population and each sex.

4. Discussion

Results indicated significantly wider left otoliths for the devil firefish in the study area, possibly attributed to genetic and/or environmental factors (Cardinale *et al.* 2004; Vignon & Morat 2010; Vignon 2012). Differences observed between sexes with male otoliths exhibiting significantly larger morphometric features are possibly a direct result of the larger males in the population (Kondylatos *et al.* 2024). Otolith morphometrics were highly correlated with fish body size like the results of Vignon (2012) for the European hake *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758). The present study provides useful information for fisheries scientists and managers, for the sustainable management and conservation of the devil firefish population in Rhodes and the Mediterranean basin.

References

- Begg G.A., Brown R.W. (2000). Stock identification of haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) on Georges Bank based on otolith shape analysis. Transactions of the American Fisheries Society 129, 935-945.
- Cardinale M., Doering-Arjes P., Kastowsky M., Mosegaard H. (2004). Effects of sex, stock, and environment on the shape of known-age Atlantic cod (*Gadus morhua*) otoliths. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61, 158-167.
- Kondylatos, G., Theocharis, A., Mandalakis, M., Avgoustinaki, M., Karagyaurova, T., Koulocheri, Z., ... & Klaoudatos, D. (2024). The Devil Firefish *Pterois miles* (Bennett, 1828): Life History Traits of a Potential Fishing Resource in Rhodes (Eastern Mediterranean). Hydrobiology 3(1), 31-50.
- Neofitou C., Neofitou N. (2015). Ichthyology. University Studio Press, pp. 292.
- Nielsen J.R., Methven D.A., Kristensen K.A. (2010). Statistical Discrimination Method using Sagittal Otolith Dimensions between Sibling Species of Juvenile Cod *Gadus morhua* and *Gadus ogac* from the Northwest Atlantic. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science 43, 27-45.
- Vignon M., Morat F. (2010). Environmental and genetic determinant of otolith shape revealed by a non-indigenous tropical fish. Marine Ecology Progress Series 411, 231-241.
- Vignon M. (2012). Ontogenetic trajectories of otolith shape during shift in habitat use: Interaction between otolith growth and environment. Experimental Marine Biology and Ecology 420-421, 26-32.