

Τ.Ε.Ι. ΜΕΣΣΟΛΟΓΓΙΟΥ
ΣΧΟΛΗ ΤΕΧΝΟΛΟΓΩΝ ΓΕΩΠΟΝΙΑΣ
ΤΜΗΜΑ ΙΧΘΥΟΚΟΜΙΑΣ - ΥΑΙΕΙΑΣ

ΠΕΥΧΙΑΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ

“ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ - ΥΔΑΤΟΚΑΛΑΜΠΕΡΕΙΩΝ, ΜΕΘΟΔΟΙ
ΕΛΕΓΧΟΥ ΤΗΣ ΣΥΣΧΕΤΙΣΗΣ ΚΑΙ ΕΠΙΧΑΡΣΗΣ ΤΩΝ ΟΡΓΑΝΙΣΜΩΝ
ΣΥΝΑΡΤΗΣΕΙΣ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΤΩΝ ΥΔΑΤΟΚΑΛΑΜΠΕΡΕΙΩΝ”

των σπουδαστών

Νίνου Αιμής

Παλαζοπούλου Χαράλαμπος

αση/ητρω

Πίπια Πρόδρομη

Επίκουρος συνεργάτης

Βλαχός Νικόλαος

Τ.Ε.Ι. ΜΕΣΣΟΛΟΓΓΙΟΥ

ΚΩΔ. ΒΙΒΛΙΟΤΗΚΗΣ

585

Μεσολόγγι 1997

Περιεχόμενα

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1	
Εισαγωγή	σελ. 1
Προστασία	3
Επίδραση των υδατοκαλλιεργειών στο φυσικό περιβάλλον	5
Γενετική επιλογή	12
Επιλογή θέσης	14
Προσδιορισμός προστασίας	15
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2	
Εισαγωγή	17
Πιθανά προβλήματα στο <i>Salmo salar</i>	18
Θαλάσσια είδη	24
ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3	
Εισαγωγή	26
Μέθοδοι προστασίας	30
Μέθοδοι ελέγχου	43
Χημικές μέθοδοι	48
Νομοθεσία	50
ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	
Στρατηγική προστασίας	52
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	58



Εγκρίνεται

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Για την επίτευξη της πτυχιακής αυτής εργασίας χρειάστηκε η συνδρομή και η καθοδήγηση ορισμένων ανθρώπων που με πολλή αγάπη και μεράκι βοήθησαν στην ολοκλήρωσή της. Σαν ελάχιστο δείγμα της ευγνωμοσύνης που αισθανόμαστε για αυτούς που μας βοήθησαν θα θέλαμε να τους ευχαριστήσουμε μέσα από αυτές τις λίγες γραμμές.

Ευχαριστούμε την κ. Πιτίνα Παπαγγελή για την χορηγία του θέματος, τον ειδικό συνεργάτη μας και καθηγητή Νίκο Βλάχο και τον συνάδελφό μας σπουδαστή και φίλο Βρη Δημήτρη.

Την πτυχιακή εργασία μας την αφιερώνουμε στους γονείς μας για την στήριξη που μας έδειξαν όλα τα χρόνια της φοίτησής μας.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 1

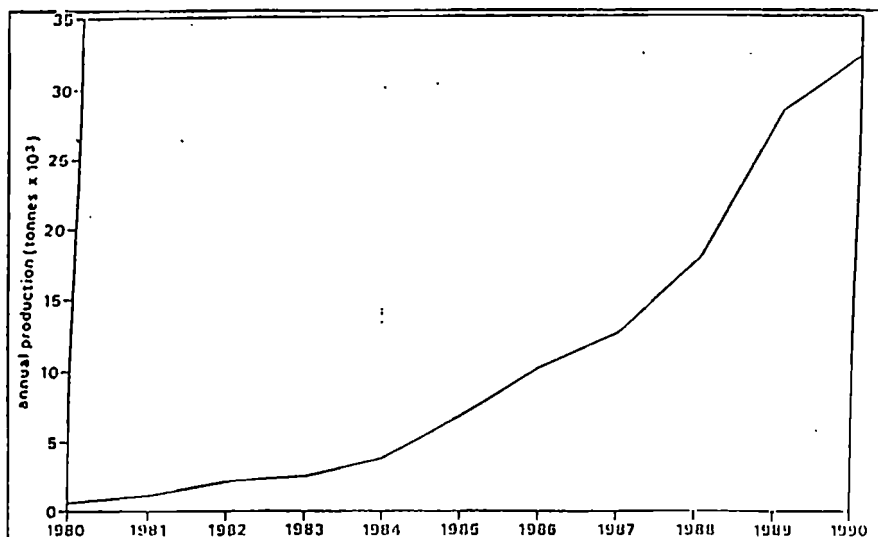
ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ ΚΑΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Προστασία του περιβάλλοντος δεν σημαίνει διατήρηση. Η ανάπτυξη μέσα στο υδρόβιο περιβάλλον είναι μια νόμιμη φιλοδοξία όπως και η προστασία του. Οι υδατοκαλλιέργειες επηρεάζουν το φυσικό περιβάλλον με ποικίλους τρόπους, συμπεριλαμβανομένων της κατευθείαν επίδρασης στο βένθος είτε με ιζηματοποίηση είτε με εμπλουτισμό σε οργανικές ουσίες, την προσθήκη διαλυμένων θρεπτικών στην υδάτινη στήλη, την χρήση χημικών, τον έλεγχο των θηρευτών και τα αποτελέσματα στην άγρια ζωή. Αυτοί οι παράγοντες δρουν παρόμοια και στα θαλάσσια περιβάλλοντα και σε αυτά των γλυκών νερών, παρόλο που η επιμέρους σημασία τους μπορεί να ποικίλει.

Σε μερικές περιπτώσεις αυτές οι επιδράσεις είναι είτε ανατρέψιμες είτε μπορούν να ελαχιστοποιηθούν με σωστή επιλογή θέσης και με πρακτικές διαχείρισης. Σε άλλες περιπτώσεις όμως, η επίδραση στο φυσικό περιβάλλον δεν είναι συμβατή με μακροπρόθεσμους στόχους προστασίας και έτσι η ανάπτυξη πρέπει να ελεγχθεί. Μια επιστημονικά βασισμένη στρατηγική προστασίας, μεταφρασμένη σε σχεδιασμένες κατευθυντήριες γραμμές, μπορεί να χρησιμοποιηθεί για να συμφιλιώσει την προστασία του φυσικού περιβάλλοντος με τις υδατοκαλλιέργειες. Οι ιδανικές αποφάσεις θα πρέπει να βασίζονται σε μια πλήρη εκτίμηση των διαθέσιμων πληροφοριών. Το πρόσφατο ενδιαφέρον για τις υδατοκαλλιέργειες σε γλυκά και θαλασσινά νερά έχει ωθήσει σε μεγαλύτερη κατανόηση της δυναμικής του υδάτινου περιβάλλοντος και της οικολογίας του.

Η σημασία των υδατοκαλλιεργειών στην Ευρώπη έχει αυξηθεί σημαντικά, από το να είναι δευτερεύον μέσο παραγωγής πρωτεϊνών με παραδοσιακές μεθόδους ελέγχου των φυσικών κύκλων μετανάστευσης των ψαριών και των οστρακοειδών, με απλή εκτατική εκτροφή, έως τις πιο ανεπτυγμένες μορφές που υπάρχουν σήμερα. Η παραδοσιακή μορφή υδατοκαλλιέργειας εξασκείται ακόμα στις 'Valle' της Ιταλίας όπου εκτρέφονται κέφαλοι, λαβράκια, χέλια και τσιπούρες με εκμετάλλευση της φυσικής μεταναστευτικής συμπεριφοράς τους. Στην Σκωτία, όπως και στη Νορβηγία, ένα σημαντικό βήμα προς τη βιομηχανοποίηση των υδατοκαλλιεργειών ήλθε με την εκτροφή του σολομού. Στατιστικές που αποκτήθηκαν από ετήσιες αναφορές από το τμήμα 'Γεωργίας και Αλιείας' της Σκωτίας έδειξαν ότι, στη Σκωτία, η κύρια ανάπτυξη αυτής της μορφής των υδατοκαλλιεργειών έγινε μέσα στην τελευταία δεκαετία (εικ.1). Η ετήσια παραγωγή σολομού αυξήθηκε από 598 τόνους το 1980 σε 32.350 τόνους το 1990. Και η εκτροφή τόσο των οστρακοειδών όσο και των πεστροφών



Εικ.1 Η ετήσια παραγωγή καλλιεργούμενου σολομού στην Σκωτία.

έχουν μεγαλύτερη ιστορία αλλά, στη Σκωτία, δεν έχουν φτάσει στα ίδια επίπεδα επενδύσεων και τζίρου όπως στον σολομό. Αυτό δεν αληθεύει για άλλα μέρη της Ευρώπης, ιδιαίτερα στην Ιταλία και στη Δανία, όπου έχουν καλά ανεπτυγμένη βιομηχανία εκτροφής πέστροφας. Η μέθοδος που προτιμάται στην Δανία είναι η εκτροφή σε ιχθυοκλωβούς ενώ στην Ιταλία ακολουθείται η εκτροφή σε λίμνες και υδατοσυλλογές.

Η οστρακοκαλλιέργειες, κυρίως των δίθυρων, είναι συγκεντρωμένες στην Ισπανία, Γαλλία και Ολλανδία ενώ σημαντικές προσπάθειες έχουν γίνει και στην Ιταλία (Mason, 1976; Zerbinato, 1981; Barnabi, 1990). Στις Κελτικές χώρες, οι οποίες έχουν μακριές ασημάτιστες ακτογραμμές, ευνοήθηκαν οι χαμηλής επένδυσης οστρακοκαλλιέργειες σαν μια επιλογή για βελτίωση της οικονομικής βάσης του αγροτικού πληθυσμού. Και στη Σκωτία και στην Ιρλανδία (O'Connor and Whelan, 1988) έχουν αναπτυχθεί μέθοδοι αιωρούμενης καλλιέργειας για τα οστρακοειδή, με ενδοπαλλιοριακή καλλιέργεια είτε υψηλής αξίας ειδών, όπως στρειδιών και γλαμύδων Φιλλιπίνων, είτε χαμηλής αξίας μαλακίων για επεξεργασία. Στην Ουαλία επειδή η ακτογραμμή είναι μη-φορδική η καλλιέργεια των δίθυρων είναι ενδοπαλλιοριακή. Σε όλες αυτές τις χώρες δεν υπάρχει διαδεδομένη παράδοση κατανάλωσης δίθυρων, γεγονός που προσδίδει μια νέα σοβαρή διάσταση στην οικονομική βιωσιμότητα της επιχείρησης, αυτή της εισαγωγής ενός, συνήθως ζωντανού, προϊόντος στην αγορά μακριά από τα κέντρα κατανάλωσης. Πρόσφατη εμπειρία στα πιο απομακρυσμένα νησιά της Σκωτίας έδειξε ότι η χαμηλή τιμή των μαλακίων στην αγορά αφήνει μικρά περιθώρια για κόστος μεταφοράς. Η μακροπρόθεσμη βιωσιμότητα μερικών μορφών υδατοκαλλιέργειας έχει αρχίσει να αμφισβητείται σε καθαρά οικονομικούς όρους, χωρίς να αναφέρουμε του περιβαλλοντικούς.

Η ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών έχει ένα σε βάθος αποτέλεσμα στο περιβάλλον αλλά συχνά εμφανίζεται να αναπτύσσεται χωρίς μια συνολική σχεδιαστική πολιτική. Για παραδοσιακές μορφές υδατοκαλλιέργειας, οι οποίες συχνά εξελίσσονται παράλληλα με αγροτοκαλλιέργειες αυτό είναι λιγότερο πρόβλημα λόγω των μηχανισμών ελέγχου που υπάρχουν μέσα στο πλαίσιο των χειρσαίων διαδικασιών σχεδιασμού. Στη θάλασσα, το επίπεδο ελέγχου που ασκείται από τις αρχές συχνά εμφανίζεται πολύ χαμηλότερο. Σε κάθε περιστατικό ο έλεγχος θα είναι απουσία επιστημονικής βάσης, αφού η ολική κατανόηση της δυναμικής των θαλάσσιων οικοσυστημάτων είναι μικρότερη από την αντίστοιχη για τα γλυκά νερά.

Πολύ συχνά ο σχεδιασμός της ανάπτυξης των υδατοκαλλιεργειών είναι προσαρμοσμένος να μεγιστοποιεί τις αποδόσεις και τα οικονομικά οφέλη (Pillay, 1977) παρά να προστατεύει το περιβάλλον. Οι διαδικασίες για επιλογή καλής θέσης έχουν κατανοηθεί εδώ και αρκετό καιρό και έχουν αναθεωρηθεί και επαναληφθεί (New, 1975; Pillay, loc.cit; Caine et al., 1987). Κατά την διάρκεια όμως περιόδων εκρηκτικής αύξησης της βιομηχανίας, φαίνεται, ότι μερικές παράμετροι της επιλογής θέσης αγνοήθηκαν πλήρως για να τηρηθούν οι βασικές προϋποθέσεις, κυρίως το καταφύγιο. Η βιομηχανία μπορεί να ανεχθεί περιβαλλοντικές συνθήκες χειρότερες από τις βέλτιστες αρκεί να έχει χώρο για να αναπτυχθεί.

Είναι μόνο πολύ αργότερα που, καθώς η βιομηχανία ωριμάζει, τεχνολογικά πλεονεκτήματα ή πολύ κακές θέσεις ωθούν σε αλλαγές. Κατά την διάρκεια της εκρηκτικής ανάπτυξης της βιομηχανίας είναι πιθανόν να συμβούν τυχαίες βλάβες στο περιβάλλον· αυτό γίνεται πριν εξελιχθούν πλήρως οι μηχανισμοί ελέγχου, έτσι ώστε να συμβιβάσουν τις φιλοδοξίες της βιομηχανίας και των άλλων χρηστών του περιβάλλοντος, καθώς επίσης και την προστασία του. Κάθε περιβαλλοντική ζημιά θα είναι περισσότερο παρατηρήσιμη όταν η ανάπτυξη της βιομηχανίας έχει γίνει σε μη ρυπασμένες περιοχές, καθαρές από άλλης μορφής ανάπτυξη, όπως είναι πιθανό να γίνει στην καλλιέργεια των σαλμονιδών.

2. ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ

Για να αναλυθεί η σχέση μεταξύ προστασία περιβάλλοντος και υδατοκαλλιεργειών είναι σημαντικό να οριστεί η έννοια προστασία. Η προστασία μπορεί να εξισωθεί με την διατήρηση ή την αποκατάσταση των ειδών ή του περιβάλλοντος. Μπορεί ακόμα να θεωρηθεί σαν μια προσωπική φιλοσοφία για την ιερότητα της ζωής ή σαν ακρογωνιαίος λίθος για την διασφάλιση της ύπαρξης του ανθρώπου και των άλλων δημιουργημάτων. Μια άλλη έννοια

που μπορεί να έχει, είναι αυτή της λογικής εξέλιξης της επιστήμης της οικολογίας, όπου ο σκοπός της προστασίας θα είναι η διατήρηση της μέγιστης ποικιλότητας των ειδών. Η προστασία ισοδυναμεί με την διαφύλαξη των σπάνιων ή των υπό εξαφάνιση ειδών ή γενικότερα του τόπου κατοικίας τους και τα δύο αυτά επηρεάζονται από το αν προαπασχολούμαστε με την γη, τα γλυκά νερά ή την θάλασσα.

Ο Frank Fraser Darling, ένας Σκωτσέζος συντηρητικός το 1969 διατύπωσε την άποψη ότι προστασία σημαίνει ανάπτυξη νέων πηγών προς όφελος της ανθρωπότητας αλλά με σεβασμό στην φύση (Fraser Darling, 1970). Αυτή η τοποθέτηση αναγνωρίζει την νομιμότητα και των δύο φιλοδοξιών της προστασίας και της ανάπτυξης.

2.1. ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΚΑΙ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑ

Υπάρχει ένας αριθμός θετικών επιδράσεων της εκτροφής ιχθύων, με όχι τελευταία την δυνατότητα δημιουργίας θέσεων εργασίας, ιδιαίτερα σε περιθωριακές περιοχές υψηλής ανεργίας. Τα έμμεσα αποτελέσματα της ιχθυοκαλλιέργειας συχνά θα είναι πολύ εμφανή στις τοπικές κοινωνίες, αν όχι στα εξωτερικά συμφέροντα και στις ομάδες πίεσης: καλύτεροι δρόμοι, περισσότερα καταστήματα, τα σχολεία θα μένουν ανοιχτά καθώς περισσότερες νέες οικογένειες θα βρίσκουν απασχόληση και θα μένουν στις αγροτικές περιοχές. Πρέπει επίσης να αναγνωριστεί ότι η υδατοκαλλιέργεια, αν σχεδιαστεί και διαχειριστεί σωστά, είναι πιθανώς λιγότερο ζημιογόνα περιβαλλοντικά από πολλές άλλες μορφές δραστηριοτήτων που δημιουργούν θέσεις εργασίας σε αγροτικές περιοχές. Πράγματι η εκτροφή, ιδιαίτερα των ευαίσθητων σαλμονιδών, διακινδυνεύει το ίδιο της το μέλλον εάν γίνει εξαιρετικά καταστροφική για το περιβάλλον.

Έτσι αντιπροσωπεύει έναν παραγωγικό τομέα του εμπορίου ο οποίος, ανάμεσα σε άλλα πράγματα, έχει τη δυνατότητα να αναπτύσσεται με έναν ευαίσθητο περιβαλλοντικά τρόπο ενώ εναλλακτικοί τρόποι ανάπτυξης είναι πιθανό να είναι πιο καταστροφικοί. Έτσι σε περιοχές ειδικά αφιερωμένες για την προστασία της φύσης, προσεχτικά σχεδιασμένες και διαχειριζόμενες ιχθυοκαλλιέργειες, είναι πιθανόν να προτιμούνται από άλλες πιο καταστροφικές μορφές ανάπτυξης. Περαιτέρω οι ιχθυοκαλλιέργειες είναι δραστηριότητες που έχουν υψηλό βαθμό ελαστικότητας σε οργανωτικό επίπεδο, με όλα τα στάδια από εντατική υψηλής πυκνότητας εκτροφή έως σε εκτατική χαμηλής πυκνότητας εκμετάλλευση, έτσι ώστε ένα επίπεδο συμβατό με το περιβάλλον μπορεί να επιτευχθεί. Οι υδατοκαλλιέργειες προσφέρουν την δυνατότητα διατήρησης χαμηλής έντασης μορφών γεωργίας, όπως τα μικρά

αγροκτήματα, τα οποία, παρόλη τη καλλιεργητική σημασία τους και τη συμβατότητα με σκοπούς προστασίας, μπορεί αλλιώς να απειλούνταν.

Δυστυχώς, μορφές καλλιέργειας χαμηλής επένδυσης, όπως η εκτροφή μαλακίων, δεν έτυχε της ίδιας θεαματικής ανάπτυξης που είχε η εκτροφή σαλμονιδών, ιδιαίτερα σε απομακρυσμένες περιοχές, λόγω προβλημάτων διάθεσης και μεταφοράς του προϊόντος. Πράγματι υπάρχουν ενδείξεις ότι, ακόμα και εκεί όπου χρησιμοποιήθηκε κυβερνητική βοήθεια για την ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών, η ανάπτυξη δεν έχει οικονομικό αντίκρουσμα αν δε δοθεί προσοχή στην υποδομή που απαιτείται για να στηρίξει την διάθεση του προϊόντος. Είναι κοινή εμπειρία ότι οι υδατοκαλλιέργειες απαιτούν τα οικονομικά οφέλη που σχετίζονται με την αύξηση της κλίμακας της επιχείρησης. Οι μεγάλες επιχειρήσεις είναι πιθανότερο να οδηγούνται από το κέρδος και από την επιστροφή του κεφαλαίου και δεν δίνουν ιδιαίτερη προσοχή σε ευρύτερες περιβαλλοντικές αντιλήψεις.

Είναι δύσκολο να κατανοηθεί πως η προστασία του περιβάλλοντος μπορεί να είναι από τους βασικούς τομείς του οικονομικού σχεδιασμού μιας επιχείρησης αλιείας, παρόλο που επηρεάζει άμεσα άλλους τομείς της οικονομίας των αγροτικών περιοχών όπως ο τουρισμός. Όμως είναι επίσης αλήθεια ότι οι μεγάλες επιχειρήσεις είναι συνήθως ενήμερες για την εικόνα που έχουν στο κοινό, την οποία προσπαθούν να προστατέψουν και να βελτιώσουν, αντιλαμβανόμενες την επίδραση που έχει στην απόδοση του προϊόντος τους στην διεθνή αγορά. Με βάση το αμοιβαίο ενδιαφέρον των επιχειρήσεων και του κοινού, η πιο ραγδαία ανάπτυξη θα γίνει προς μια λύση της διαμάχης μεταξύ υδατοκαλλιεργειών και της προστασίας του περιβάλλοντος.

3. ΕΠΙΔΡΑΣΗ ΤΩΝ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΩΝ ΣΤΟ ΦΥΣΙΚΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Η εκτροφή ψαριών μπορεί να προκαλέσει καταστροφές στο φυσικό περιβάλλον και επιπλέον μπορεί να έρθει σε σύγκρουση με τα συμφέροντα της προστασίας του περιβάλλοντος. Ο Odum (1974) ανέφερε τα πιθανά αποτελέσματα των υδατοκαλλιεργειών σε παράκτια νερά αναφέροντας τρεις επιμέρους κατηγορίες: ρύπανση από οργανικά και χημικά λύματα· φυσική μεταβολή του περιβάλλοντος συμπεριλαμβανομένων της αυξημένης ιζηματοποίησης, της καταστροφής της περιφερειακής γης και της μόνιμης απομάκρυνσης της πηγής του νερού μέσω φραγμάτων· και ζωντανούς ρυπαντές με τους οποίους εννοούσε τα εισαγόμενα εξωτικά είδη και τις ασθένειες. Ο Weston (1986 ab) αναγνώρισε ότι διαφορετικά μεγέθη καλλιεργειών θα επιδρούν στο περιβάλλον με διαφορετικούς τρόπους. Αναγνώρισε τρεις τύπους καλλιεργειών σολομού· αυτές που η παραγωγή τους είναι μικρότερη από 9

τόνους/χρόνο, αυτές με παραγωγή μεταξύ 9 και 45 τόνων/χρόνο και αυτές με παραγωγή μεγαλύτερη των 45 τόνων/χρόνο. Οι διάφορες κατηγορίες είναι εγκατεστημένες σε περιοχές με διαφορές στο ύψος της υδάτινης στήλης, στους υπολογισμούς των ρευμάτων και στις περιβαλλοντικές εκτιμήσεις. Οι Rosenthal et al. (1988) ανέφεραν σε μια εργασία σαν επίδραση των ιχθυοκαλλιεργειών στο περιβάλλον τα βακτήρια, τα θαλάσσια άλγη, την ιζηματοποίηση και τις επιπτώσεις στο βένθος και τα χημικά τα οποία επηρεάζουν την ποιότητα του νερού. Όπως και ο Weston έτσι και αυτοί έδωσαν έμφαση στην επιλογή θέσης σαν τρόπο ελαχιστοποίησης αυτών των επιδράσεων και αναγνώρισαν την αξία των μαθηματικών μοντέλων σαν ερευνητικό εργαλείο για την κατανόηση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ των υδατοκαλλιεργειών και του περιβάλλοντος.

Η χρήση απλών μοντέλων έχει επίσης υποστηριχθεί, για τα γλυκά νερά, από τον Beveridge (1984). Σουηδοί επιστήμονες συγκεκριμένα έχουν εκδηλώσει ενδιαφέρον για παράκτιες υδατοκαλλιέργειες όπως και για γλυκών νερών. Σε μια αναφορά του σουηδικού συμβουλίου σχεδιασμού και συντονισμού έρευνας που έγινε σε συνεργασία με την εθνική επιτροπή θαλασσίων πηγών (1983), ορίζονται σε πλήρη κλίμακα οι πιθανοί παράγοντες που επηρεάζουν το περιβάλλον από καλλιέργειες ψαριών, μυδιών και αλγών. Μάλλον δεν είναι προς έκπληξη, αν αναλογιστεί κανείς τα προβλήματα που προέκυψαν από το πολύ καλά μελετημένο bloom της *Chrysochromulina polyleris* στα Σκανδιναβικά νερά, ότι ο κίνδυνος του ευτροφισμού σε φιορδ, σαν αποτέλεσμα της εκτροφής ψαριών έχει λάβει ιδιαίτερη προσοχή (Aure and Stigebrandt, 1990). Μια ολική προσέγγιση της βιωσιμότητας των υδατοκαλλιεργειών σε σχέση με το οικοσύστημα υποστηρίχθηκε από τους Folke and Kautsky (1989), αλλά με ιδιαίτερη προσοχή στη δυνατότητα ισορρόπησης της καλλιέργειας μυδιών και σολομού για να μειωθούν τα αποτελέσματα του ευτροφισμού.

Σε μια ευρύτερη άγρια περιοχή το πρώτο μέλημα είναι αυτό της αισθητικής. Το ότι το καλαισθητο και φυσικό περιβάλλον συνδέονται είναι αυταπόδεικτο και μια ολική άποψη της προστασίας του περιβάλλοντος αναφέρθηκε από την Σκοτσέζικη ένωση για την άγρια ζωή (Scottish Wildlife and Countryside Link, 1988). Όμως η μεγαλύτερη καταστροφή θα συμβεί είτε στην ποιότητα του νερού είτε στο βένθος και αυτές οι καταστροφές δεν γίνονται εύκολα κατανοητές από το ευρύ κοινό. Μια κατάταξη των πιθανών επιδρώντων παραγόντων των υδατοκαλλιεργειών στο περιβάλλον συντάσσεται στον πίνακα 1, αλλά η σχετική σημασία αυτών των παραγόντων ποικίλει ανάλογα με τον τύπο της υδατοκαλλιέργειας που ασκείται, την έντασή της και την ακριβή θέση της.

ΠΙΝΑΚΑΣ 1. Κατάταξη των επιδρώντων παραγόντων των υδατοκαλλιεργειών στο περιβάλλον.

Αλλαγές στο πλαγκτόν	Εισαγωγή μη ενδογενών ειδών
Απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών	Απελευθέρωση εκτρεφόμενων ειδών
Κατανάλωση του οξυγόνου της υδάτινης στήλης	Γενετική επιλογή
Ευτροφισμός της υδάτινης στήλης	Μεταχείριση με χημικά
Οργανική ρύπανση του πυθμένα	Σπονδυλωτοί θηρευτές
Φυσική τροποποίηση του υποστρώματος	Διατάραξη του περιβάλλοντος
Δημιουργία τεχνητών τόπων κατοικίας	Εγκαταστάσεις στην ακτή
Ασπόνδυλα παράσιτα	

3.1. Αλλαγές στο πλαγκτόν

Η διήθηση (για διατροφή) μυδιών που εκτρέφονταν σε ακτές της Ισπανίας έδειξαν να επηρεάζουν και την ποσότητα και την ποιότητα του πλαγκτού (Tenore et al., 1985). Η εκτροφή μυδιών δεν προσθέτει θρεπτικά στο νερό αλλά βασίζεται στην παροχή της φυσικής τροφής αφαιρώντας ποσά ενέργειας και θρεπτικών τα οποία αλλιώς θα ήταν διαθέσιμα στο φυσικό οικοσύστημα (Rosenberg and Loo, 1983; Rodhouse et al., 1985).

3.2. Απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών

Το λεπτόκοκκο ίζημα απομακρύνεται από την υδάτινη στήλη από τα ηθμότροφα δίθυρα μύδια. Αυτό τότε ενώνεται σε βλενώδεις κλωστές και αποβάλλεται σαν ψευδοκόπρανα. Ο ρυθμός συσσώρευσης εξηγείται καλύτερα με τα λεγόμενα φυσικά υποστρώματα μυδιών τα οποία μπορούν να αποθέσουν έως και 0,6m της λεγόμενης λάσπης των μυδιών σε μια περίοδο εκτροφής (Dare, 1973). Η εκτροφή μυδιών σε μεγαλύτερες πυκνότητες με το σύστημα της αιώρησης αυξάνει την απόθεση σημαντικά. Αν γίνεται εκτροφή δίθυρων σε περιοχές με χαμηλή ανταλλαγή νερού, η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών μπορεί να μειώσει την θολερότητα και έτσι να βοηθήσει την αύξηση του φυτοπλαγκτού και των βενθικών αλγών.

3.3. Κατανάλωση του οξυγόνου της υδάτινης στήλης

Όλοι οι εκτρεφόμενοι οργανισμοί αφαιρούν οξυγόνο από την υδάτινη στήλη με την αναπνοή. Στοκάρισμα μεγαλύτερο από το κανονικό μπορεί να προκαλέσει τοπική μείωση του

οξυγόνου ιδιαίτερα σε περιοχές χαμηλής ανταλλαγής νερού και περισσότερο όταν ο καιρός είναι ζεστός και ο ρυθμός μεταβολισμού είναι υψηλότερος. Πιο εκτεταμένη ανοξία μπορεί να εμφανιστεί εκεί όπου το νερό στρωματοποιείται. Παρόλο που αυτή η κατάσταση συμβαίνει με φυσικό τρόπο, η προσθήκη οργανικών λυμάτων από την εκτροφή των ψαριών θα βοηθήσει την ανάπτυξη ή θα επιδεινώσει το είδη υπάρχον πρόβλημα. Τα φιορδ ή άλλα υδάτινα σώματα με περιορισμένη κίνηση του νερού είναι σε ιδιαίτερο κίνδυνο (Scottish Office, 1991a).

3.4. Ευτροφισμός της υδάτινης στήλης

Η απέκκριση προϊόντων από εντατικές υδατοκαλλιέργειες μπορούν να συντελέσουν σε σημαντικό εμπλουτισμό θρεπτικών σε περιοχές χαμηλής ανταλλαγής νερού. Ο Philips (1985) εξέτασε αυτό το πρόβλημα σε Σκοτσέζικες λίμνες. Σε παράκτιες υδατοκαλλιέργειες το πρόβλημα είναι μικρότερο από ότι σε εκτροφή ψαριών γλυκών νερών επειδή η παλίρροια τείνει να κρατάει τα επίπεδα των θρεπτικών σε σταθερά επίπεδα. Όμως τοπική διακύμανση θρεπτικών, κάτω από αυτές τις συνθήκες, έχει αναφερθεί από τους Gowen and Bradbury (1987) and Gowen et al. (1989) παρόλο που δεν υπήρχε προφανής αύξηση του φυτοπλαγκτού που να σχετίζεται με το γεγονός. Αυτή η αύξηση σε διαθέσιμα θρεπτικά μπορεί να οδηγήσει σε αύξηση του φυτοπλαγκτού και μπορεί να είναι παράγοντας που συμβάλλει στην πυροδότηση bloom τοξικών αλγών που καταλήγουν σε καταστροφές και στα εκτρεφόμενα και στα άγρια είδη. Συσχετιζόμενη με τον αυξανόμενο ευτροφισμό είναι η μείωση της συγκέντρωσης του οξυγόνου στην υδάτινη στήλη.

3.5. Οργανική ρύπανση του πυθμένα

Τα οργανικά λύματα από τους κλωβούς της καλλιέργειας αποθέτονται σε μια περισσότερο ή λιγότερο περιορισμένη περιοχή κάτω από τα κλουβιά. Αφιλτράριστες εκροές από λιμνοθάλασσες, υδατοσυλλογές και δεξαμενές που έχουν χρησιμοποιηθεί για υδατοκαλλιέργειες πρόσθέτουν επίσης οργανικά λύματα στο ευρύτερο υδάτινο περιβάλλον. Η ένταση και το μέγεθος της ρύπανσης καθορίζεται μεταξύ των άλλων και από το μέγεθος και τον τύπο της μονάδας εκτροφής, από την κίνηση του νερού και από το βάθος.

Οι Gowen et al. (loc. cit.) έχουν προτείνει τον τύπο $d = \frac{D \times C}{V}$ για να καθορίσουν τη

διασπορά των στερεών λυμάτων όπου:

το d αντιστοιχεί στην οριζόντια απόσταση διασποράς,

το D είναι το βάθος του νερού,

C είναι η ταχύτητα των ρευμάτων και

V είναι η ταχύτητα καθίζησης των στερεών λυμάτων.

Τα αποτελέσματα της συσσώρευσης οργανικών ουσιών κάτω από τα κλουβιά των ψαριών θεωρούνται ότι είναι περιορισμένα σε έκταση· σε μια μελέτη αναφέρθηκαν καθαρές επιδράσεις σε μια απόσταση έως 15m από τα κλουβιά σολομού (Brown et al., 1987) με μια επιστροφή στην κανονική χλωρίδα σε μια απόσταση έως 120m. Όμως έχουν εκφραστεί φόβοι για πιο μακρινά φαινόμενα σαν αποτέλεσμα της εξαγωγής ενέργειας από το γενικό οικοσύστημα, ιδιαίτερα εκεί όπου αυτό είναι περιορισμένο γεωγραφικά όπως συμβαίνει στις λιμνοθάλασσες (Munford and Baxter, 1991). Πολλοί συγγραφείς έχουν αναφέρει ότι ο οργανικός εμπλουτισμός ενισχύει τη δημιουργία ανοξικών ιζημάτων και μπορεί να καταλήξει στην παραγωγή μεθανίου, διοξειδίου του άνθρακα και τοξικού υδρόθειου. Τα αποτελέσματα στον βίοκοσμο είναι παρόμοια με αυτά που προκαλούνται από άλλες μορφές οργανικού εμπλουτισμού και περιγράφονται από τους Pearson and Rosenberg (1978). Επαφή με τα εκλυόμενα τοξικά αέρια από τα εκτρεφόμενα ψάρια ή από τον άγριο βίοκοσμο μπορεί να προκαλέσει σημαντικές καταστροφές μειώνοντας την ικανότητα επιβίωσης που εκφράζεται με μείωση του ρυθμού ανάπτυξης και επιβίωσης λόγω αύξησης των ασθενειών. Αυτό αναφέρεται σαν κακή θέση.

3.6. Φυσική τροποποίηση του πυθμένα της θάλασσας, ποταμιού ή λίμνης.

Η συσσώρευση των λυμάτων και άλλων τριμμάτων μπορεί να αλλάξει τα φυσικά χαρακτηριστικά του πυθμένα, ακόμα και με απουσία της χειρότερης μορφής οργανικής ρύπανσης. Μπορεί να παρατηρηθεί ιζηματοποίηση εκεί όπου οι ταχύτητες των ρευμάτων είναι μικρές, γεγονός που είναι επιζήμιο για ορισμένα ευαίσθητα είδη. Οι Frid and Mercer (1989) ενώ δεν ανακάλυψαν φαινόμενα ιζηματοποίησης ή οργανικού εμπλουτισμού στο άμεσο περιβάλλον της μονάδας εκτροφής, η οποία ήταν εγκατεστημένη σε περιοχή με καλή ανταλλαγή νερού, εν' τούτοις αναφέρθηκαν στην πιθανότητα δημιουργίας “ιζημάτων δεξαμενών” σε κάποια απόσταση από την μονάδα τα οποία δρούσαν σαν περιοχές συσσώρευσης.

Σε αυτή την περίπτωση μπορεί να ειπωθεί ότι η εκτροφή σε εκείνο το σημείο άλλαξε το συνολικό καθεστώς απόθεσης χωρίς να προκαλέσει σοβαρή ρύπανση στην περιοχή. Ο Somrin (1981) σημείωσε και συσσώρευση και διάβρωση κάτω από σχάρες στρειδιών και από πασσάλους μυδιών στη Γαλλία. Ένα επιπρόσθετο πρόβλημα προέκυψε με την καλλιέργεια

δίθυρων, ιδιαίτερα μυδιών, όπου η συσσώρευση νεκρών κελυφών κάτω από την μονάδα μπορεί να σκληρύνει το υπόστρωμα. Πραγματικά ορισμένες περιοχές μπορεί να σκληραίνουν επιτηδες για να εξασφαλίσουν ενδοπαλιρροιακούς δρόμους που χρησιμοποιούνται για να αποκτηθεί πρόσβαση στα καλλιεργούμενα στρείδια. Η ενδοπαλιρροιακή καλλιέργεια μερικών ειδών δίθυρων έχει οδηγήσει στην υιοθέτηση γεωργικών τεχνικών που περιλαμβάνουν την χρήση ελκυστήρων και αρότρων. Αυτές οι τεχνικές έχουν την δυνατότητα να επηρεάσουν την σύνθεση του πυθμένα καθώς και το πόσο συμπαγής είναι αυτός.

3.7. Δημιουργία τεχνητών τόπων κατοικίας

Η εισαγωγή κλωβών, αγκυροβολίων και άλλων κατασκευών παρέχει τη δυνατότητα για εισβολή οργανισμών και φυτών. Αυτό μπορεί να οδηγήσει σε ολική αύξηση της παραγωγικότητας τού υδάτινου συστήματος, αλλά κάθε προσκολλημένος οργανισμός θα ανταγωνίζεται με τη φυσική χλωρίδα και πανίδα για θρεπτικά και φαγητό. Η αναπαραγωγική ικανότητα αυτών των οργανισμών είναι συχνά υψηλή. Αυτό από μόνο του μπορεί να επηρεάσει την κανονική σύνθεση του πλαγκτόν στην υδάτινη στήλη έχοντας πιθανή μακροπρόθεσμη επίδραση στο οικοσύστημα.

3.7.1. Ασπόνδυλα παράσιτα

Κάθε μονοκαλλιέργεια προσελκύει παράσιτα και η καλλιέργεια ψαριών δεν αποτελεί εξαίρεση. Εκτροφεία σολομού στη Σκóτια έχουν γίνει ιδιαίτερα ευάλωτα στη ψείρα του σολομού *Lereorphtheigus salmonis* και σε μικρότερο βαθμό στην ψείρα *Caliguw elongatus*. Αυτό έχει διπλή επίδραση αν αναφερθούμε με περιβαλλοντικούς όρους: πρώτον, ο αριθμός των παρασίτων που είναι διαθέσιμα να μολύνουν άγρια ζώα αυξάνεται τεχνητά και δεύτερον, τα χημικά που χρησιμοποιούνται ευρύτατα για να ελέγξουν τα παράσιτα στα εκτροφεία έχουν δράση στο περιβάλλον.

Πρόσφατα αναγνωρίστηκε η αξία και η σημασία για την προστασία του περιβάλλοντος του μαργαριτοφόρου στρειδιού *Margaritifera margaritifera*, με την ένταξή του στο πέμπτο σχέδιο του βρετανικού συμβουλίου για την άγρια ζωή (1981) η οποία απαγορεύει τον τραυματισμό του ή τη θανάτωσή του. Αλλά αυτό το είδος είναι επίσης ένα παράσιτο του σολομού, λόγω προσκόλλησης μια ουσίας που εκκρίνει το στρείδι στα βράγχια του ψαριού. Αυτό κατέληξε σε μια διαμάχη μεταξύ των υποστηρικτών της προστασίας και της βιομηχανίας των υδατοκαλλιεργειών η οποία μένει να επιλυθεί. Οι Roberts and Shepherd

(1986) υποστήριξαν ότι η καταστροφή των υποστρωμάτων στρειδιών που βρίσκονταν πιο ψηλά στο ρεύμα ήταν η καλύτερη λύση σε αυτό που οι ίδιοι θεωρούσαν σοβαρό πρόβλημα.

3.7.2. Εισαγωγή μη ενδογενών ειδών παρασίτων

Εκεί που το στοκ εισάγεται από άλλες χώρες για επαναστοκάρισμα ή πώληση υπάρχει πάντα ο κίνδυνος εισαγωγής μη ενδογενών ειδών. Η μεταφορά στρειδιών από τις ΗΠΑ και την Γαλλία στην Μεγάλη Βρετανία μεταξύ των άλλων συντέλεσε και στην ανεπιθύμητη και τυχαία εισαγωγή μερικών ειδών τα οποία είχαν αμέσως μια σημαντική επίδραση στην φυσική χλωρίδα και πανίδα συμπεριλαμβανομένων της πεταλίδας *Crepidula fornicata*, του στρειδιού *Urosalpinx cinerea* και του φύκου *Sargassum muticum*. Μικροσκοπικά παράσιτα, όπως το διγεννητικό τρηματώδες *Cercaria tenax* που εισήχθησαν τυχαία σε μυδοκαλλιέργειες στη λιμνοθάλασσα Venice (Munford et al., 1981), είναι συχνά πολύ γόνιμα και έχουν μεγάλες δυνάμεις διασποράς προκαλώντας επιζωοτίες που καταλήγουν σε μαζικούς θανάτους. Οι θνησιμότητα δεν περιορίστηκε στα εκτρεφόμενα είδη αλλά μπορεί να έχει πιο εμφανής επιδράσεις στα συγγενή φυσικά είδη. Η επιδημία της караβίδας που προκλήθηκε από τον μύκητα *Aphanomyces astaci* μέσω της καλλιέργειας μη ενδογενών ειδών και τα αποτελέσματά της στη φυσική караβίδα *Astropotamobius pallipes* εξετάστηκε από τους Holdich and Reeve (1987, 1989) and Holdich (1998). Σε ένα συγκεκριμένο σοβαρό περιστατικό, προφανώς όλοι οι φυσικοί πληθυσμοί γαρίδας σκοτώθηκαν κατά μήκος μιας γραμμής 65Km στο Hampshire Avon σε διάστημα ενός μηνός από την εγκατάσταση ενός караβιδοτροφείου στα βασικά νερά (Alderman et al., 1984).

3.7.3. Απελευθέρωση εκτρεφόμενων ειδών

Τα εκτρεφόμενα είδη μπορεί να απελευθερωθούν στη φύση σκόπιμα ή από ατύχημα. Τα εισαγόμενα είδη, ιδιαίτερα τα οστρακοειδή, αποτελούν σοβαρή απειλή αν καταφέρουν να τραφούν και να διατηρήσουν φυσικούς πληθυσμούς και να αντικαταστήσουν την τοπική πανίδα. Το είδος *Mercenaria mercenaria* το οποίο εισήχθη τυχαία στα νερά του Southampton, κατόρθωσε να εγκατασταθεί και τώρα προφανώς αναπτύσσεται σε χαμηλότερες θερμοκρασίες από ότι ήταν γνωστό για το φυσικό του περιβάλλον (Mitchell, 1974). Είναι προς συζήτηση αν το είδος αυτό υιοθέτησε τις χαμηλότερες θερμοκρασίες ή αν η επίδραση του θερμαινόμενου από το εργοστάσιο παραγωγής ενέργειας νερού ψύξης, επέτρεψε την ανάπτυξη των γονάδων σε αυτή τη συγκεκριμένη περίπτωση.

Μη ενδογενή είδη αναπτύσσονται στη Μεγάλη Βρετανία όπως το είδος από την Manila Ruditapes philippinarum. Επίσης αναπτύσσονται και στην Ιρλανδία και στη Γαλλία. Αυτό δείχνει την υπευθυνότητα που πρέπει να έχουν οι εκτροφείς καθώς μη ενδογενή είδη, που εγκλιματίζονται στις τοπικές συνθήκες, αποτελούν απειλή για την χλωρίδα και την πανίδα γειτονικών χωρών. Η διεθνής απειλή αναγνωρίζεται μέσω της ICES όπου κάθε εισαγόμενο είδος ελέγχεται παρόλο που τα αποτελέσματα δεν υιοθετούνται από την χώρα που εισάγει.

4. ΓΕΝΕΤΙΚΗ ΕΠΙΛΟΓΗ

Η απελευθέρωση γενετικά επιλεγμένων οργανισμών στη φύση μπορεί να επηρεάσει τους άγριους πληθυσμούς. Εκεί όπου απελευθερώνονται μεγάλοι αριθμοί ψαριών, τα οποία είναι γενετικά διακριτά από τους άγριους πληθυσμούς, είτε σκόπιμα είτε από ατύχημα, τότε αυτά μπορεί να αναμιχθούν με το άγριο απόθεμα. Η μεταφορά σολομού γενετικά προσαρμοσμένου σε μια υδατοσυλλογή σε ένα άλλο υδάτινο σώμα, έδειξε ότι ενέχει τον κίνδυνο κατάρρευσης του πληθυσμού στο ποτάμι αποδέκτης (Altukhov in NCC, 1989b). Η ευαίσθητη προσαρμογή ενός συγκεκριμένου αποθέματος σολομού μπορεί να καταστραφεί από εισαγόμενα γονίδια. Ο τρόπος δράσης δεν είναι ξεκάθαρος αλλά μπορεί να παρουσιαστεί καλά σαν μια βελτιωμένη εξελικτική διαδικασία των αποθεμάτων σολομού έτσι ώστε να προσαρμοστούν, μέσω της γονιμότητας, στα όρια της παραγωγικότητας των φυσικών νερών.

4.1. Χημικοί χειρισμοί

Κάθε προσπάθεια εκτροφής, ιδιαίτερα η μονοκαλλιέργεια, έχει τον κίνδυνο των παρασίτων και των ασθενειών, τα οποία ο εκτροφέας προσπαθεί να ελέγξει. Σε μερικές περιπτώσεις καλή εποπτεία και επιλογή θέσης, μειώνουν τον κίνδυνο σε αποδεκτά επίπεδα αλλά συνήθως πρέπει να χρησιμοποιηθούν παρασιτοκτόνα. στις υδατοκαλλιέργειες χρησιμοποιείται μια μεγάλη ποικιλία παρασιτοκτόνων. Αρχίζουν από τη θεραπεία του αστερία στα υποστρώματα στρειδιών με ασβεστόλιθο και καταλήγουν στη χρήση έτοιμων χημικών για τη θεραπεία ασθενειών, παρασίτων και οργανισμών που προσκολλούνται έως και εξειδικευμένων αντιβιοτικών. Η χρήση τέτοιων θεραπειών κρύβει κινδύνους για το εκτρεφόμενο απόθεμα λόγω της αυξημένης πιθανότητας να αναπτύξουν αντίσταση στα αντιβιοτικά τα παθογόνα μικρόβια. Υπάρχει επίσης κίνδυνος για τους άγριους πληθυσμούς ιδιαίτερα αν κακή διαχείριση στα χημικά οδηγήσει σε μεγάλη χρήση τους.

Η χρήση των χημικών ερευνάται και από την πολιτεία και από εθελοντικά σώματα προστασίας του περιβάλλοντος.

4.1.1. Σπονδυλωτοί θηρευτές

Η θήρευση εκτρεφόμενων ειδών από άγριους θηρευτές μπορεί να οδηγήσει στο κυνήγι των τελευταίων. Παρά τη χρήση μη καταστροφικών και αντιθηρευτικών μέτρων, όπως τα δίχτυα και οι ακουστικές συσκευές που τρομάζουν τους θηρευτές, από πολλούς εκτροφείς, για τον έλεγχο των φώκεων όπως επίσης και των αγριόπαπων, των ερωδιών, των γλάρων και άλλων σαρκοβόρων πτηνών, καταστροφές στο απόθεμα μπορούν ακόμα να συμβούν. Κάτω από ειδικές συνθήκες εξασφαλίζονται άδειες για πυροβολισμό αυτών των ειδών (π.χ. Μεγάλη Βρετανία) αλλά αυτό το μέτρο συχνά δεν είναι αποτελεσματικό. Στην πραγματικότητα ο μόνος αποτελεσματικός μακροπρόθεσμος τρόπος αντιμετώπισης των θηρευτών είναι η χρήση φυσικών εμποδίων όπως δίχτυων και καλωδίων (Draulans, 1987).

4.2. Παράκτιες εγκαταστάσεις

Τα περισσότερα εκτροφεία απαιτούν παράκτιες εγκαταστάσεις οι οποίες μπορεί να είναι απλές αποθήκες ή χώροι για θανάτωση και πακετάρισμα, έως εργοστάσια επεξεργασίας οστρακοειδών. Οι πιθανές επιδράσεις ποικίλουν από την κατασκευή δρόμων έως την εκροή επιβλαβών λυμάτων.

Συνοψίζοντας, η καλλιέργεια ηθμοτρόφων δίθυρων μαλακίων είναι αναμενόμενο ότι μπορεί να προκαλέσει αλλαγές στην ποσότητα του φυτοπλαγκτού μέσω της διεργασίας της διατροφής, η οποία θα οδηγήσει σε ανταγωνισμό με τους άγριους ηθμοτρόφους πληθυσμούς. Η ωτοκία μεγάλων αριθμών καλλιεργούμενων μαλακίων, ιδιαίτερα ειδών με μεγάλη γονιμότητα, θα επηρεάσει εποχιακά τη σύνθεση του ζωπλαγκτού. Μερικά δίθυρα, ιδιαίτερα τα μύδια, αφαιρούν αιωρούμενα υλικά από την υδάτινη στήλη και ενεργητικά μέσω της διατροφής και παθητικά λόγω μείωσης της ταχύτητας των ρευμάτων μέσα από τα σκοινιά αιώρησης των μυδιών.

Ο αυξημένος ρυθμός ιζηματοποίησης μπορεί να επηρεάσει τον πυθμένα μέσω της μείωσης των επιπέδων του οξυγόνου που προκαλείται από την βιοδιάσπαση των τριμμάτων που έχουν καθιζάνει. τα νεκρά κελύφη θα σκληρύνουν τον πυθμένα. Τα δίθυρα και σκοινιά αιώρησής τους θα δράσουν σαν τεχνητό υπόστρωμα για την προσκόλληση επικαλούμενων οργανισμών τα οποία πάλι θα επηρεάσουν τη σύνθεση του πλαγκτόν της περιοχής. Αν τα καλλιεργούμενα οστρακοειδή ανήκουν σε μη ενδογενές είδος τότε υπάρχει μια επιπλέον απειλή για τη φυσική χλωρίδα.

Για την εκτροφή ψαριών τα αποτελέσματα θα είναι διαφορετικά με έμφαση στις επιδράσεις στο βένθος και στην υδάτινη στήλη, που πιθανώς επιδεινώνονται από την

προσθήκη τροφής στο σύστημα και από τη χρήση χημικών για θεραπείες. Θα υπάρχουν επίσης πολυποικίλες αλληλεπιδράσεις με τους σπονδυλωτούς θηρευτές. Η ποικιλότητα των επιδράσεων θα είναι σε γενικές γραμμές η ίδια για τα γλυκά και τα θαλάσσια νερά αλλά θα αλλάζει η σημασία που θα έχει η κάθε μια ξεχωριστά. Όσο μεγαλύτεροι είναι οι χρόνοι εκροής, που σχετίζονται με λίμνες, τόσο οι λίμνες γίνονται πιο ευάλωτες σε εμπλουτισμό θρεπτικών και αλλάζουν τροφική κατάσταση. Οι θαλάσσιες θέσεις συνήθως, αλλά όχι απόλυτα, έχουν καλύτερη κυκλοφορία νερού από την παλίρροια και τα ρεύματα: η Μεσόγειος είναι μια αξιοσημείωτη εξαίρεση. Η φύση των ιζημάτων του πυθμένα όταν συνδυάζεται με το βάθος μπορεί να αποτελέσει έναν οδηγό για την επιλογή θέσης υδατοκαλλιέργειας. Ο Lumb (1989) παρουσίασε αυτήν τη σχέση καταλήγοντας ότι οι αμμώδης και χαλικώδης πυθμένες είναι ενδεικτικές υψηλής ενέργειας θέσεων οι οποίες κανονικά δεν αυτορυπαίνονται από μια ιχθυοκαλλιέργεια.

Χωρίς άλλο οι επιδράσεις των υδατοκαλλιεργειών στο περιβάλλον είναι πολύ αναστρέψιμες. Είναι οι ιδιαίτερα ευπρόσβλητοι, εύθραυστοι και σπάνιοι πληθυσμοί που απαιτούν ειδική προστασία, μαζί με μια ευρύτερη στρατηγική για την προστασία αντιπροσωπευτικών κοινωνιών οι οποίες θα διασφαλίσουν την φυσική μας κληρονομιά.

Σε μερικές περιπτώσεις η ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών έχει οφέλη για την προστασία. Οι υδατοκαλλιέργειες είναι συχνά η λιγότερο καταστροφική επιλογή για αγροτική ανάπτυξη. Η καλλιέργεια των Valle στην Ιταλία δίνει ένα παράδειγμα όπου η πίεση μιας οικονομικά βιώσιμης δραστηριότητας προστάτευσε σπάνιους πληθυσμούς από την ανάπτυξη αλυσίδας ξενοδοχειακών και τουριστικών εγκαταστάσεων στην ακτή της Αδριατικής (D'Ancona, 1954; de Angelis, 1960).

5. ΕΠΙΛΟΓΗ ΘΕΣΗΣ

Οι γενικές αρχές για την επιλογή καλής θέσης για υδατοκαλλιέργεια είναι καλά κατανοητές και περιλαμβάνουν προσοχή στην ποιότητα και στην παροχή του νερού, το βάθος, την έκθεση, την ύπαρξη θηρευτών, μαζί με τη γεωλογία και τον τύπο του χώματος για τις καλλιέργειες σε γλυκά νερά, ενώ επίσης περιλαμβάνουν παράγοντες όπως η ιδιοκτησία, οι απαιτήσεις υποδομής και η νομοθεσία. Σύμφωνα με την διαδικασία επιλογής πρέπει να είναι η ελαχιστοποίηση των επιδράσεων της ανάπτυξης στο περιβάλλον. Αυτό μπορεί να προσεγγιστεί σε στρατηγικό επίπεδο με τον έλεγχο του σχεδιασμού σε μια ειδική βάση.

Η τελευταία προσέγγιση έχει χρησιμοποιηθεί συχνά καθώς αφαιρεί την υποχρέωση να αναπτυχθεί μια κατανοητή στρατηγική εν τη απουσία θεωρητικών ή πραγματικών πλαισίων

όπως συχνά συμβαίνει στα πρώιμα στάδια της διαδικασίας της ανάπτυξης. Αυτό που ενδιαφέρει είναι η έλλειψη ιδιαίτερης σημασίας στην προστασία από τα άτομα που κάνουν την επιλογή της θέσης και από αυτούς που σχεδιάζουν την στρατηγική που ακολουθείται.

6. ΠΡΟΣΔΙΟΡΙΣΜΟΣ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑΣ

Το θαλάσσιο περιβάλλον σε γενικές γραμμές έχει αλλάξει από ανθρώπινες δραστηριότητες πολύ λιγότερο από ότι τα χερσαία ή τα γλυκού νερού οικοσυστήματα, παρόλο που η απειλή για τα παράκτια βαίνει αυξανόμενη (IMO/FAO/Unesco/IMO/WHO/IAEA/UN/UNEP, 1990). Τρόποι αναγνώρισης και εκτίμησης θέσεων που πληρούν τους όρους της προστασίας, μέσω μιας συγκριτικής διαδικασίας, περιγράφηκαν από τον Mitchell (1987) για τα ευρωπαϊκά θαλάσσια νερά. Τα 14 κριτήρια που περιέγραψε (Πίν.2) βασίζονται σε αυτά που χρησιμοποίησε ο Ratcliffe (1977) για χερσαίες και γλυκών νερών θέσεις. Τα κριτήρια δεν είναι ποσοτικά και δεν είναι απαραίτητο ότι μια συγκεκριμένη θέση θα τα έχει σε ικανοποιητικό βαθμό. Τα κριτήρια εξυπηρετούν σαν ένας κατάλογος ελέγχου με τον οποίο οι θέσεις μπορούν να συγκριθούν με έναν συστηματικό τρόπο και δεν αποτελούν περιοριστικούς παράγοντες για το μέγεθος εξάπλωσης ή την πυκνότητα των θέσεων. Για τις θέσεις των γλυκών νερών η κατάσταση στην Μεγάλη Βρετανία είναι κατά κάποιον τρόπο διαφορετική. Τα αρχικά κριτήρια του Ratcliffe κατέληξαν να είναι οδηγοί για θέσεις ιδιαίτερου επιστημονικού ενδιαφέροντος (NCC, 1989c). Αυτά τα κριτήρια προσφέρουν μεν μια στρατηγική προστασίας αλλά δεν υπολογίζουν πιθανές επιβλαβείς επιπτώσεις από έξω από την επιλεγμένη περιοχή. Για το υδάτινο περιβάλλον αυτό έχει σημασία καθώς το βασικό συστατικό, το νερό, ρέει μέσα από την θέση πιθανώς φέρνοντας μαζί του επιβλαβείς ρυπαντές. Αυτό είναι σχετικό και για τα ποτάμια και για τους χείμαρρους αλλά επίσης και για τις λίμνες που συχνά δρουν σαν δεξαμενές ρυπαντών.

Οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις προσαυξάνονται και δεν είναι πάντοτε εμφανείς από τα πρώτα στάδια της ανάπτυξης. Έτσι υπάρχει ανάγκη σχεδιασμού χρησιμοποιώντας μια διαδικασία που θα εκτιμά την κατάσταση του περιβάλλοντος. Η Ευρωπαϊκή κοινότητα αναγνώρισε αυτήν την ανάγκη με την 85/337 οδηγία 'για τον προσδιορισμό των επιπτώσεων συγκεκριμένων προγραμμάτων, δημόσιων ή ιδιωτικών, στο περιβάλλον'. Μια κακή μετάφραση της αρχικής οδηγίας από τα γαλλικά στα αγγλικά οδήγησε στην Νο.1218 νομοθετική πράξη του 1988 για το Ηνωμένο Βασίλειο, η οποία εφάρμοσε την οδηγία της Ευρωπαϊκής κοινότητας, αλλά μόνο για τον σολομό (salmon) παρά για τα σαλμονειδή (salmonids). Έτσι στο Ηνωμένο Βασίλειο και πιθανώς σε όσες χώρες της Ευρωπαϊκής

Ένωσης που χρησιμοποίησαν την αγγλική μετάφραση, η εκτροφή πέστροφας και του σαβελίνου δεν συμπεριλήφθηκε στην εθνική νομοθεσία.

ΠΙΝΑΚΑΣ 2. Κριτήρια για επιλογή θαλάσσιων θέσεων

Οικολογικά/Επιστημονικά	Πρακτικά/Πραγματικά
Φυσικότητα	Κατάσταση
Αντιπροσωπευτικότητα	Καταγεγραμμένη ιστορία
Σπανιότητα	Δυνατότητα έρευνας και εκπαίδευσης
Ποικιλία	Δυνατότητες απόδοσης
Ευπάθεια	Ουσιαστική έλξη
Μέγεθος	Ευάλωτη
	Αμεσότητα
	Εφικτό

6.1 ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ

Κάθε σύστημα ελέγχου σχεδιασμού που προσπαθεί να συμβιβάσει τις απαιτήσεις των υδατοκαλλιεργειών με αυτές του περιβάλλοντος θα πρέπει να γνωρίζει ότι αυτά τα δύο είναι σε ορισμένες περιπτώσεις ασυμβίβαστα. Θα υπάρξουν καταστάσεις στις οποίες η σημασία της προστασίας μιας περιοχής θα καλύψει όλες τις άλλες σκέψεις. Για να προσαρμοστούν αυτές οι ειδικές περιπτώσεις έχει προταθεί μια τριπλή στρατηγική από το Συμβούλιο Προστασίας της Φύσης της Σκότίας. Αυτή προτείνει την δημιουργία μιας τοπικής στρατηγικής για τις υδατοκαλλιέργειες η οποία θα διέπει την πολιτική ανάπτυξης ανά περιοχή και θα περιέχει:

1. Τεκμήρια ενάντια στην ανάπτυξη
2. Τεκμήρια ενάντια σε περαιτέρω ανάπτυξη
3. Τεκμήρια υπέρ της ανάπτυξης κάτω από κανονισμούς.

Με αυτόν τον τρόπο θα είναι δυνατόν να αναπτυχθούν οι φιλοδοξίες των εκτροφέων συμβιβαστικά με τα συμφέροντα της προστασίας. Μια τέτοια στρατηγική εφαρμόστηκε εν μέρει στην δυτική ακτή της Σκότίας. Εκεί αναγνωρίστηκαν 'πολύ ευαίσθητες περιοχές' όπου υπάρχουν τεκμήρια ενάντια σε περαιτέρω ανάπτυξη. Σε αυτές τις περιοχές ο κύριος περιοριστικός παράγοντας που εμπόδιζε την ανάπτυξη ήταν οι ασθένειες. Πρέπει να σημειωθεί ότι δεν υπήρξαν περιοχές όπου απαγορεύτηκε εντελώς η ανάπτυξη.

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 2

ΠΙΘΑΝΕΣ ΓΕΝΕΤΙΚΕΣ ΑΛΛΗΛΕΠΙΔΡΑΣΕΙΣ ΜΕΤΑΞΥ ΕΚΤΡΕΦΟΜΕΝΩΝ ΚΑΙ ΑΓΡΙΩΝ ΨΑΡΙΩΝ ΣΤΗΝ ΕΥΡΩΠΗ, ΜΕ ΙΔΙΑΙΤΕΡΗ ΕΜΦΑΣΗ ΣΤΟΝ ΣΟΛΩΜΟ ΤΟΥ ΑΤΛΑΝΤΙΚΟΥ

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η πρόκληση που αντιμετωπίζουν οι ιχθυοκαλλιεργητές είναι η διατήρηση υγιών άγριων πληθυσμών, ενώ θα διασφαλίζουν την ανάπτυξη της βιομηχανίας τους. Τα εκτρεφόμενα ψάρια μπορούν να εισαχθούν στο άγριο περιβάλλον είτε σκόπιμα με στοκάρισμα, είτε κατά λάθος με αποδράσεις των ψαριών από τα εκτροφεία. Έχει εκδηλωθεί ενδιαφέρον για έναν αριθμό γενετικών θεμάτων που προκύπτουν από τέτοια συμβάντα:

1. Τα εκτρεφόμενα και τα άγρια ζώα των ίδιων ειδών μπορούν να διασταυρωθούν και οι απόγονοι τους μπορεί να είναι λιγότερο ικανοί από ότι οι φυσικοί πληθυσμοί οδηγώντας σε μια πτώση στην παραγωγικότητα.
2. Τα εκτρεφόμενα σαλμονοειδή μπορεί να αναπαράγονται αργότερα από τους άγριους πληθυσμούς του ίδιου είδους αποκόπτοντας τα ρεόφιλα άγρια ψάρια και οδηγώντας τον άγριο πληθυσμό σε μείωση αυξάνοντας σημαντικά τις διασταυρώσεις.
3. Ανθεκτικά εκτρεφόμενα ψάρια μπορεί να μεταφέρουν ασθένειες στους δεκτικούς άγριους πληθυσμούς.
4. Μπορεί να συμβεί βλαβερή ενδοειδική υβριδοποίηση.

Οι περισσότερες μελέτες για την δομή των άγριων πληθυσμών και των εκτρεφόμενων παρτίδων έχουν χρησιμοποιήσει βιοχημικές, γενετικές τεχνικές με την πρωτεΐνη ηλεκτροφοράση, ή πιο πρόσφατα με αναλύσεις DNA.. Είναι γνωστό για παράδειγμα, ότι σε κάθε υδάτινο σώμα, μεταξύ των άγριων σαλμονοειδών, υπάρχουν γενετικά διακρινόμενες ποικιλίες οι οποίες διασταυρώνονται. Επίσης οι εκτρεφόμενες σειρές συχνά διαφέρουν από τους άγριους προγόνους τους όσον αφορά την σύνθεση των γονιδίων τους και παρουσιάζουν μειωμένη γενετική ποικιλομορφία. Οι λόγοι των γενετικών αλλαγών στις εκτρεφόμενες σειρές είναι οι διασταυρώσεις σε ανεπαρκές απόθεμα γεννητόρων και η τεχνητή επιλογή.

Προς το παρόν πολύ λίγα είναι γνωστά για τις γενετικές αλληλεπιδράσεις, αλλά θεωρητικά πολλές από αυτές μπορεί να είναι ζημιογόνες για τους άγριους πληθυσμούς. Η δημιουργία αποθέματος απαιτεί καλύτερη οργάνωση και έλεγχο και την χρήση γηγενών, κατά το δυνατόν, γεννητόρων έτσι ώστε να διασφαλιστεί η επιτυχία και να μειωθεί η επίδραση στο περιβάλλον. Η εκτακτική εκτροφή απαιτεί επίσης καλό έλεγχο έτσι ώστε να ελαχιστοποιηθούν

οι απώλειες από ψάρια που διαφεύγουν. Οι διαφυγές περιορίζονται αν χρησιμοποιηθεί κατάλληλος εξοπλισμός σε συνδυασμό με σωστή επιλογή θέσης και οι επιπτώσεις στο περιβάλλον ελαχιστοποιούνται με την χρήση στείρου αποθέματος.

Τα εκτρεφόμενα ψάρια μπορούν να εισαχθούν στο άγριο περιβάλλον σκόπιμα από προγράμματα εμπλουτισμού, ή τυχαία δραπέτευοντας από τα εκτροφεία. Η δραπέτευση είναι αυτή που μελετάται περισσότερο από τους διαχειριστές των άγριων ιχθυοπληθυσμών (Maitland, 1989; NASCO, 1990; ICES, 1991), αλλά είναι σημαντικό να κατανοηθεί ότι όλα τα εκτρεφόμενα ψάρια είναι δυνατόν να επιδράσουν στους άγριους πληθυσμούς (Browne et al., 1991). Το μέγεθος της επίδρασης εξαρτάται από την γενετική σύνθεση των συγγενών προς τους άγριους πληθυσμούς ψαριών με τα οποία αλληλεπιδρούν και ακόμα από την κλίμακα της αλληλεπίδρασης. Οι Browne et al. (1991) αναγνώρισαν τρεις περιοχές ενδιαφέροντος σε σχέση με τις αλληλεπιδράσεις μεταξύ εκτρεφόμενου και άγριου σολομού του Ατλαντικού (*Salmo salar* L.) που ήταν:

1. διαχείριση ιχθυοπληθυσμών
2. Μετάδοση ασθενειών
3. Γενετικά θέματα.

Στα παρακάτω κεφάλαια θα ασχοληθούμε μόνο με το τελευταίο. Θα δοθεί έμφαση στο σολομό του Ατλαντικού με σύντομη αναφορά σε άλλα είδη σαλμονοειδών και μερικών θαλασσιών ειδών που εκτρέφονται στην Ευρώπη.

2. ΠΙΘΑΝΑ ΠΡΟΒΛΗΜΑΤΑ ΣΤΟ SALMO SALAR

Τα προβλήματα από αλληλεπιδράσεις ανήκουν σε τέσσερις κατηγορίες:

1. Διασταυρώσεις μεταξύ άγριων και εκτρεφόμενων σολομών μπορούν να οδηγήσουν σε απογόνους με μειωμένη αντοχή (σε σχέση με την επιβίωση) σε σύγκριση με τους άγριους πληθυσμούς. Αυτό συχνά καταλήγει σε μείωση της παραγωγικότητας του συστήματος. Ενώ έχουν παρατηρηθεί διασταυρώσεις σε ένα υδάτινο σύστημα στην Σκóτια (Webb et al., 1991) και πιστεύεται ότι έχουν γίνει συστήματα στη Νορβηγία (Gausen and Moen, 1991), εν τούτοις η συγκριτική απόδοση των απογόνων αυτών των διασταυρώσεων δεν έχει ακόμα δοκιμαστεί.
2. Εκτρεφόμενα είδη που εισέρχονται σε ποτάμια αργότερα από τα φυσικά ψάρια μπορούν να αποκόψουν και έτσι να καταστρέψουν τα ανάδρομα κοπάδια των άγριων σολομών. Ενώ αυτές οι αλληλεπιδράσεις έχουν τεράστιο οικολογικό ενδιαφέρον, μπορούν ακόμα να έχουν γενετικές επιπλοκές. Για παράδειγμα μείωση του μεγέθους του άγριου πληθυσμού

μπορεί να αυξήσει δραστικά τις αιμομιξίες οδηγώντας σε μείωση της απόδοσης του άγριου πληθυσμού. Σε πολλές περιπτώσεις έχει παρατηρηθεί αυτή η τελευταία μετανάστευση του εκτρεφόμενου σολομού αλλά οι επιπτώσεις στους άγριους πληθυσμούς πρέπει να διερευνηθούν.

3. Υπάρχει κίνδυνος μετάδοσης ασθενειών από ανθεκτικούς εκτρεφόμενους σολομούς σε ευαίσθητα άγρια άτομα του ίδιου είδους. Αυτό συνέβη στη Νορβηγία όπου το μονογεννητικό τρηματώδες *Gyrodactylus salaris* εισήχθη με ανθεκτικό *S.salar* που χρησιμοποιήθηκε για εγκλιματισμό (Halvorsen and Hartvigsen, 1989). Ο βαθμός αντίστασης στο παράσιτο ποικίλει γενετικά μεταξύ του σολομού της Βαλτικής και αυτού του ανατολικού Ατλαντικού (Bakke et al., 1990).
4. Μπορεί να συμβεί ενδοειδική υβριδοποίηση μεταξύ του εκτρεφόμενου σολομού του Ατλαντικού και της άγριας καφέ πέστροφας (*Salmo trutta*). Ενώ αυτό δεν έχει ακόμα παρατηρηθεί, εν τούτοις μπορεί να μειώσει τον αριθμό των πεστρόφων σε ένα ποτάμι αφού η αναπαραγωγική ικανότητα της F_1 σειράς υβριδίων είναι σημαντικά χαμηλότερη από οποιαδήποτε καθαρή σειρά.

Για να ερευνηθούν πλήρως τα αποτελέσματα αυτών των φαινομένων απαιτούνται μέθοδοι για να αναγνωρίζονται αναμφίβολα τα εκτρεφόμενα από τα άγρια άτομα καθώς και τα F_1 υβρίδια-απόγονοι. Το φυσικό μαρκάρισμα περιορίζεται σε μια γενιά και ενώ η ανάλυση με χρωστική καροτένιο επιτρέπει την αναγνώριση αυγών και ιχθυδίων (Lura and Saegrov, 1991), η γονική χρωστική, η οποία διαφέρει σε τύπο ή σε ισομερή μορφή μεταξύ άγριων και εκτρεφόμενων σολομών, δεν διατηρείται σε επόμενα στάδια. Χρειάζεται ένα κληρονομούμενο γενετικό σημάδι το οποίο είτε προϋπάρχει είτε μπορεί να εισαχθεί στο εκτρεφόμενο απόθεμα με διασταυρώσεις. Προς το παρόν δεν υπάρχει μορφολογικό χαρακτηριστικό, που να οφείλεται σε ένα γονίδιο για το σολομό του Ατλαντικού, όπως για παράδειγμα τα σημάδια που υπάρχουν στην πέστροφα *S.trutta* (Skaaba et al., 1990). Έτσι χρησιμοποιούνται τεχνικές μοριακής γενετικής.

2.1. ΜΟΡΙΑΚΗ ΓΕΝΕΤΙΚΗ ΤΟΥ S.SALAR-ΠΟΛΥΜΟΡΦΙΣΜΟΙ ENZYΜΩΝ

Η ανίχνευση των πολυμορφισμών ενζύμων με ηλεκτροφόρηση και με συγκεκριμένη βαφή είναι μια τεχνική ρουτίνας που χρησιμοποιείται ευρύτατα στη βιολογία των ψαριών (Utter et al., 1987). Η μέθοδος είναι γρήγορη, σχετικά φτηνή και έχει το πλεονέκτημα ότι τα αλληλόμορφα γονίδια σε πολυμορφική θέση εκφράζονται εξίσου και έτσι οι ετεροζυγώτες αναγνωρίζονται αναμφισβήτητα. Έχουν γίνει πολλές μελέτες πάνω στον άγριο *S.salar* (Stahl,

1987; Cross, 1989). Αυτές οι μελέτες έδειξαν τρεις φυλές σολομού του Ατλαντικού που ζουν σε ποτάμια που χύνονται στη Βαλτική, στο Βορειοανατολικό Ατλαντικό και στο Βορειοδυτικό Ατλαντικό αντίστοιχα.

Μέσα σε κάθε μία από αυτές τις φυλές παρατηρούνται μεγάλα, αναπαραγωγικά απομονωμένα, αποθέματα σε κάθε ποτάμι και σε μερικές περιπτώσεις και σε παραποτάμους. Αυτό οδηγεί σε ενδοφυλετική διαφοροποίηση, επιβεβαιώνει την ακρίβεια του φυσικού σπιτιού αλλά δεν αποδεικνύει τοπική προσαρμογή. Αυτό συμβαίνει επειδή δυνάμεις άλλες από την φυσική επιλογή, όπως η γενετική εξέλιξη, μπορούν να φτιάξουν γονιδιακές ακολουθίες (Ferguson, 1980).

Στην πραγματικότητα οι περισσότεροι, ηλεκτροφορητικά ανιχνεύσιμοι, πολυμορφισμοί ενζύμων στον σολομό του Ατλαντικού αναφέρονται σαν επιλεκτικά ουδέτεροι. Γονιδιακές ακολουθίες σε ενζυμικές θέσεις είναι επίσης σταθερές στο χρόνο και μπορούν να δράσουν σαν δείκτες πληθυσμών. Από τις μέχρι τώρα έρευνες δεν υπάρχει θετικός συσχετισμός μεταξύ της γεωγραφικής απόστασης και της γονιδιακής απόστασης σε πολυμορφική θέση. Τέλος ο βαθμός της γενετικής ποικιλότητας, ο οποίος μετράται σαν μέση ετεροζυγωτία (H) είναι παρόμοιος στους περισσότερους άγριους πληθυσμούς. Εκεί που χρησιμοποιούνται πολυμορφικά ένζυμα σε εκτρεφόμενα ψάρια για αύξηση, παρατηρούνται διαφορές από την άγρια κατάσταση. Έρευνες στη Σκανδιναβία (Stahl, 1987; Stahl and Hindar, 1988), στη Φιλανδία (Koljonen, 1989), στη Σκότια (Youngson et al., 1989), στην Ιρλανδία (McElligott et al., 1987) και στον ανατολικό Καναδά (Verspoor, 1988) έδειξαν ότι αλληλόμορφες ακολουθίες συχνά ποικίλουν σημαντικά μεταξύ εκτρεφόμενων ψαριών διαφόρων ετών και μεταξύ εκτρεφόμενων cohorts και των άγριων προγόνων τους. Επιπλέον επίπεδα γενετικής ποικιλομορφίας, μετρημένα με τη μέση ετεροζυγωτία (H), είναι συχνά χαμηλότερα στις εκτρεφόμενες παρτίδες από ότι στους άγριους πληθυσμούς γεννητόρων και επίσης σπάνια αλληλόμορφα που υπάρχουν στα άγρια ψάρια απουσιάζουν σε αυτά των εκτροφείων (Cross and Ni Challanain, 1991). Ο λόγος για αυτά τα φαινόμενα είναι οι αιμομιξίες κυρίως από την χρήση μη ικανοποιητικού αριθμού γεννητόρων για τη δημιουργία ή τη διατήρηση εκτρεφόμενων παρτίδων (Ryman and Stahl, 1980; Cross and King, 1983; Tave, 1986; Allendorf and Ryman, 1987). Οι συνέπειες τέτοιων γενετικών αλλαγών στην απόδοση του σολομού του Ατλαντικού που επανεισάγεται στη φύση είναι προς το παρόν άγνωστες. Το μέγεθος της επίδρασης, από αλλαγές στις γονιδιακές ακολουθίες, εξαρτάται από το βαθμό τοπικής προσαρμογής των ειδών. Το χάσιμο της γενετικής ποικιλότητας είναι πιθανώς πιο σοβαρό αφού μια πρόσφατη έρευνα έδειξε θετική σχέση μεταξύ ενζυμικής

ετεροζυγωτίας (H) και αναπτυξιακής σταθερότητας στο *S.salar* (Blanco et al., 1990). Θετική σχέση μεταξύ της ετεροζυγωτίας (H) και της απόδοσης (όσον αφορά την αύξηση) υπάρχει στο *Oncorhynchus mykiss* (Allendorf and Ryman, 1987) και έτσι είναι πιθανόν και για το *S.salar* παρόλο που αυτό δεν συνέβη σε μια Ιρλανδική εκτρεφόμενη παρτίδα (Cross, 1991). Επίσης το χάσιμο αλληλόμορφων θεωρείται ζημιογόνο για την προσαρμογή στο άγριο περιβάλλον (Allendorf and Ryman, 1987).

Άλλος λόγος για γενετικές διαφορές μεταξύ άγριου και εκτρεφόμενου σολομού του Ατλαντικού είναι η τεχνητή επιλογή. Τέτοια επιλογή, περισσότερο για γρηγορότερη αύξηση και για καθυστέρηση στην εμφάνιση του σταδίου της ωριμότητας, έχει πραγματοποιηθεί επιτυχώς σε σολομό που [προορίζεται για εκτροφή] (Gjedrem, 1983).

Το ένζυμο ηλεκτροφοράση έχει δείξει ότι ο άγριος και ο εκτρεφόμενος σολομός του Ατλαντικού θα διαφέρει αν:

1. Προέρχονται από διαφορετικά αποθέματα.
2. Έχει συμβεί αιμομιξία στην παραγωγή εκτρεφόμενων σειρών.

Επιπλέον, οι γενετικές αλλαγές που προκαλούνται από τεχνητή επιλογή μπορεί να είναι ζημιογόνες στο περιβάλλον. Ένα άλλο θέμα που τονίζεται από τέτοιες μελέτες είναι ότι η εκτεταμένη εισβολή, είτε τυχαία είτε σκόπιμα, μιας εκτρεφόμενης παρτίδας σε πολλά ποτάμια μπορεί να καταστρέψει την φυσική κατασκευή του πληθυσμού. Ένας τέτοιος κίνδυνος από δραπετεύσεις ψαριών υπήρχε στην Ιρλανδία το 1990 όπου τα 2/3 των υδατοκαλλιεργειών χρησιμοποιούσαν μια Νορβηγική παρτίδα (Cross and Ni Challanain, 1991). Όπως αναφέρθηκε προηγουμένως σε σχέση με τις αλλαγές στις γονιδιακές ακολουθίες, η σοβαρότητα μιας τέτοιας κατάστασης εξαρτάται από το βαθμό της τοπικής προσαρμογής σε ηλεκτροφορητικά διακρινόμενους άγριους πληθυσμούς.

Χρησιμοποιώντας τη παρούσα διαθέσιμη θέση ηλεκτροφορητικά ανιχνεύσιμου ενζύμου είναι δυνατόν να δείξουμε στατιστικά σημαντικές διαφορές μεταξύ μέσων γονιδιακών ακολουθιών άγριων πληθυσμών και εκτρεφόμενων παρτίδων. Βέβαια δεν είναι δυνατόν να αναγνωρίσουμε με κάθε σιγουριά μεμονωμένους σολομούς σαν άγριους ή εκτρεφόμενους ή υβρίδια. Για να το επιτύχουμε αυτό πρέπει να αυξηθεί ο αριθμός των πολυμορφικών θέσεων που εξετάζονται.

Στον σολομό του Ειρηνικού (γένος *Oncorhynchus*) και ειδικότερα στο *O.tshawytscha* ερευνώνται περισσότερες από τις διπλάσιες θέσεις από ότι στο *S.salar* (Shaklle and Phelps, 1990). Εκεί όπου η μελέτη 60 θέσεων στο σολομό του Ατλαντικού δείχνει δέκα ή περισσότερες να ποικίλουν, η αύξηση πέραν του διπλασίου θα αυξήσει ουσιαστικά τον

αριθμό των διαθέσιμων για τον διαχωρισμό θέσεων και έτσι θα αυξήσει την διακριτική ικανότητα.

Άλλη δυνατότητα στην ηλεκτροφορητική έρευνα των αλληλεπιδράσεων εκτρεφόμενων και άγριων σολομών είναι να γίνουν πειράματα πεδίου στα οποία τα εκτρεφόμενα ψάρια έχουν ένα σχεδόν μοναδικό γενετικό σημάδι. Γενετικό μαρκάρισμα χρησιμοποιώντας συγκεκριμένους, ηλεκτροφορητικά ανιχνεύσιμους φαινοτύπους γίνεται στη *S. trutta* (Taggart and Ferguson, 1984) και είναι σε εξέλιξη στο *S. salar* (Cross 1991). Αυτό που γίνεται είναι η επιλογή ενός πολύ σπάνιου αλληλόμορφου που δεν υπάρχει ποτέ σε ομοζυγωτία σε φυσικούς πληθυσμούς. Δύο ετεροζυγώτες διασταυρώνονται αποδίδοντας περίπου 25% των απογόνων με τον απαιτούμενο γενότυπο.

Αυτή η τεχνική προφανώς απαιτεί την παρακολούθηση πολλών πιθανών γεννητόρων έτσι ώστε να αναγνωριστούν αρκετοί από κάθε φύλο από τους απαιτούμενους ετεροζυγώτες. Επίσης το χρωμόσωμα που περιλαμβάνεται πρέπει να εκφράζεται σε ιστό που να είναι εύκολο να του γίνει βιοψία αμέσως και χωρίς να προκληθεί ζημιά στο ψάρι. Με αυτή την προϋπόθεση τα χρωμοσώματα που εκφράζονται ισχυρά στο λιτώδες πτερύγιο είναι ιδανικά (Taggart and Ferguson, 1984). Πρέπει να χρησιμοποιείται ένας επαρκής αριθμός γεννητόρων για να εξασφαλιστούν οι απαιτούμενοι απόγονοι για συνεχή πειράματα και για να αποφευχθεί ουσιαστική αιμομιξία. Σε αυτό το σχέδιο όλοι οι απόγονοι πρέπει να παρακολουθούνται. Εναλλακτικές λύσεις είναι να προχωρήσουμε σε μια τρίτη γενιά διασταυρώνοντας αρκετά ζευγάρια των απαιτούμενων ομοζυγωτών ή να αρχίσουμε με ένα πιο κοινό αλληλόμορφο, συχνά από άλλο πληθυσμό (Taggart and Ferguson, 1986).

Ένα σημαντικό σημείο που πρέπει να ληφθεί υπόψη σε ένα τέτοιο πρόγραμμα είναι ότι αν απαιτείται επιλεκτική αναπαραγωγή τότε χρησιμοποιείται τεχνητή επιλογή για να απομονωθεί ο απαιτούμενος γενότυπος και για να δοκιμαστούν τα επιλεγμένα ψάρια. Ακόμα και αν συμβεί αυτό η σχετική απόδοση κάτω από συνθήκες εκτροφής μπορεί να μην παραλληλίζεται με τις άγριες συνθήκες. Έτσι αυτό το πρώτο στάδιο είναι και χρονοβόρο και δύσκολο αν απαιτείται επιλεκτική αναπαραγωγή. Τα γενετικά μαρκάρισμα ψάρια απελευθερώνονται και η απόδοσή τους δοκιμάζεται σε σχέση με έναν άγριο πληθυσμό σε ένα καλά ελεγχόμενο πείραμα πεδίου. Ακολούθως χρειάζονται έρευνες για τη σχετική απόδοση καθαρών άγριων, καθαρών εκτρεφόμενων και υβριδίων ψαριών που είναι πάλι ένα πολύ δύσκολο εγχείρημα.

Όταν το πρόβλημα των αλληλεπιδράσεων μεταξύ άγριων και εκτρεφόμενων σολομών πρωτοεμφανίστηκε είχε προταθεί η μελέτη με τη χρήση καλά ελεγχόμενων καταστάσεων

εξομοίωσης πεδίου (NASCO, 1989). Τώρα είναι κατανοητό ότι τέτοιες καταστάσεις μπορούν να δώσουν μόνο για την συγκεκριμένη θέση πληροφορίες και συγχρόνως είναι πολυέξοδες και χρειάζονται πολύ δουλειά για να μονταριστούν. Έτσι προτείνεται ως καλύτερος τρόπος ο συνδυασμός μελέτης φυσικών συνθηκών με πειράματα πεδίου και με πειράματα σε δεξαμενές (ICES, 1991).

2.2. ΜΟΡΙΑΚΗ ΓΕΝΕΤΙΚΗ ΣΤΟ S.SALAR - ΑΝΑΛΥΣΗ DNA

Αφού το ένζυμο ηλεκτροφοράση αποτυγχάνει να ανιχνεύσει όλες τις διαφορές που υπάρχουν στο DNA (Ferguson, 1980), χρειάζονται άλλες πιο άμεσες μέθοδοι για τη μελέτη των αλληλεπιδράσεων άγριων και εκτρεφόμενων πληθυσμών στο *S.salar*.

Το μιτοχονδριακό (mt) DNA, ένα σχετικά μικρό (15.000-18.000 ζεύγη βάσεων), κυκλικό, απλοειδές και κληρονομούμενο από τη μητέρα χρωμόσωμα, αναλύεται χρησιμοποιώντας την RFLP ανάλυση (Restriction Fragment Length Polymorphism) (Gyllensten and Wilson, 1987; Davidson et al., 1989). Αρχικά χρειαζόταν φρέσκος ιστός για ανάλυση μιτοχονδριακού DNA αλλά η χρήση νέων μεθόδων έχει ξεπεράσει αυτήν την απαίτηση (Cross, 1991).

Προς το παρόν οι τεχνικές της μοριακής γενετικής είναι πολύ πιο αργές και πολύ πιο δαπανηρές από ότι η τεχνική του ενζύμου ηλεκτροφοράση και η εκτεταμένη βάση δεδομένων που χρησιμοποιείται για την τεχνική των ενζύμων δεν είναι διαθέσιμη για μέθοδο DNA.

Πρέπει να τονιστεί ότι ακόμα τίποτα δεν είναι γνωστό για την πραγματική γενετική επίδραση των αλληλεπιδράσεων μεταξύ άγριων και εκτρεφόμενων σολομών του Ατλαντικού εκτός από την περίπτωση του *Gyrodactylus* στη Νορβηγία (Halvorsen and Hartvigsen, 1989). Αυτό που είναι γνωστό από άλλα είδη σαλμονοειδών, κυρίως του Ειρηνικού (Hindar et al., 1991), είναι ότι πρέπει να υπάρχει προσοχή στις σκόπιμες εισαγωγές εκτρεφόμενων ψαριών στο περιβάλλον και όσο το δυνατόν να περιοριστούν οι τυχαίες δραστηριότητες από τα εκτροφεία.

2.3. ΑΛΛΑ ΕΙΔΗ ΣΑΛΜΟΝΟΕΙΔΩΝ ΠΟΥ ΕΚΤΡΕΦΟΝΤΑΙ ΕΚΤΕΤΑΜΕΝΑ ΣΤΗΝ ΕΥΡΩΠΗ

2.3.1. Ιριδίζουσα πέστροφα (*O.mykiss*)

Η ιριδίζουσα πέστροφα στην Ευρώπη εκτρέφεται εκτεταμένα και σε γλυκά και σε θαλάσσια νερά και επίσης χρησιμοποιείται για ψάρεμα. Όμως, αφού το είδος δεν είναι ενδημικό η μόνη δυνατή γενετική συνέπεια ή αλληλεπίδραση είναι με τα γηγενή είδη *S.salar*

και *S.trutta*. Γενετικά προβλήματα τα οποία μπορούν να αντιμετωπιστούν είναι ο ενδοειδικός ανταγωνισμός ο οποίος μειώνει δραστικά ένα γηγενές είδος και έτσι αυξάνει τις αιμομιξίες, η μεταφορά ασθενειών από τη γενετικά ανθεκτική *O.mykiss* στα δεκτικά γηγενή είδη και ίσως η ζημιογόνα ενδοειδική υβριδοποίηση (παρόλο που η επιβίωση τέτοιων υβριδίων είναι εξαιρετικά χαμηλή).

2.3.2. Καφέ πέστροφα (*S.trutta*)

Η καφέ πέστροφα δεν εκτρέφεται συνήθως για κατευθείαν κατανάλωση αλλά καλλιεργείται ευρύτατα για εμπλουτισμό. Λίγα είναι γνωστά για τη μοριακή γενετική άγριων πληθυσμών, από μελέτες ενζύμων (Ferguson, 1989) και από αναλύσεις mtDNA (McVeigh and Ferguson, 1988). Η δομή του πληθυσμού, όπως ανιχνεύεται με το ένζυμο ηλεκτροφοράση, καθορίζεται πιο ζωηρά από ότι στο *S.salar* (Ryman, 1983) και έτσι η πιθανότητα διατάραξης από εισαγωγή εκτρεφόμενων ψαριών ίσως είναι μεγαλύτερη. Όμως υπάρχει μόνο μία μελέτη όπου έχει εξεταστεί η γενετική επίδραση μακροπρόθεσμης εισαγωγής *S.trutta* σε άγριους πληθυσμούς (Taggart and Ferguson, 1986).

3. ΘΑΛΑΣΣΙΑ ΕΙΔΗ

Ο μπακαλιάρος (*Gadus morhua*), το καλκάνι (*Psetta maxima*), το λαβράκι (*Dicentrarchus labrax*) και η τσιπούρα (*Sparus aurata*) εκτρέφονται ευρύτατα σε πολλές περιοχές της Ευρώπης ενώ ερευνάται ενεργά και η εκτροφή υπόγλωσσου (*Hippoglossus hippoglossus*). Έτσι γεννάται το ερώτημα για πιθανές γενετικές επιπτώσεις και αλληλεπιδράσεις άγριων και εκτρεφόμενων αποθεμάτων αυτών των ειδών. Η ηλεκτροφορητική έρευνα που έχει διεξαχθεί για τα θαλάσσια είδη (Gyllensten, 1985), ιδιαίτερα για τον μπακαλιάρο (Grant, 1987), έχει αποδείξει ότι αυτά τα είδη δεν υποδιαιρούνται σε διαφορετικές ομάδες αντίθετα από τα ανάδρομα ψάρια και τα ψάρια των γλυκών νερών. Ανεξάρτητα αποθέματα μπορούν να καταλάβουν πολλές χιλιάδες τετραγωνικά χιλιόμετρα ωκεανών, παρόλο που μπορεί να υπάρξουν εξαιρέσεις (Jorstad and Naevdal, 1989).

Έτσι φαίνεται απίθανο η δομή των άγριων πληθυσμών να επηρεαστεί από εισαγωγές εκτρεφόμενων ψαριών. Η χρήση αποθέματος από αιμομιξίες πρέπει να αποθαρρύνεται για εντατική ή εκτατική εκτροφή λόγω των αλληλεπιδράσεων που μπορεί να έχει με το άγριο απόθεμα και γιατί οι αιμομιξίες μπορούν να υπονομεύσουν την απόδοση αυτών των ειδών σε αιχμαλωσία. Σε είδη όπως ο υπόγλωσσος, όπου τα αποθέματα γεννητόρων είναι μεγάλα και

δύσκολο να αιχμαλωτιστούν και να διατηρηθούν, πρέπει να ληφθεί ιδιαίτερη μέριμνα για να αποφευχθούν οι αιμομιξίες. Η έρευνα μοριακής γενετικής σε αυτά τα είδη βρίσκεται σε εμβρυϊκό στάδιο, εκτός από τον μπακαλιάρο όπου έχει γίνει επιτυχές γενετικό μαρκάρισμα σε συνδυασμό με Νορβηγικές εκτατικές καλλιέργειες (Cross, 1991).

ΚΕΦΑΛΑΙΟ 3**ΘΗΡΕΥΤΕΣ ΚΑΙ ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΛΕΓΧΟΥ ΤΟΥΣ ΣΕ ΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ ΟΣΤΡΑΚΟΕΙΔΩΝ ΣΕ ΝΕΡΑ ΤΗΣ ΒΟΡΕΙΑΣ ΕΥΡΩΠΗΣ****1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ**

Οι περισσότεροι θηρευτές των οστρακοειδών στα ευρωπαϊκά νερά είναι τα πουλιά, τα ψάρια, τα οστρακόδερμα, τα εχινόδερμα και τα μαλάκια. Παρόλο που ο αριθμός των ειδών θηρευτών είναι σχετικά μικρός, εν τούτοις η αφθονία των ατόμων μπορεί συχνά να είναι αρκετά υψηλή ώστε να προκαλεί σημαντικές θνησιμότητες στις καλλιέργειες σε τοπικό η ευρύτερο επίπεδο. Οι προηγούμενες καλλιεργητικές τακτικές, σε μια εποχή αμάθειας, είχαν σύνθετα προβλήματα με την κατά λάθος εισαγωγή από άλλες θάλασσες θηρευτών μαζί με την επιθυμούμενη εμπορική ποικιλία κάποιου μη ενδογενούς είδους.

Ίσως το πιο γνωστό παράδειγμα ενός ανεπιθύμητου θηρευτή είναι το *Urosalpinx cinerea* που εισήχθη στα Βρετανικά νερά μαζί με Αμερικάνικα στρείδια (*Crassostrea virginica*) πολλά χρόνια πριν. Αυτό το γαστερόποδο εγκαταστάθηκε σε μερικές περιοχές του Essex και του Kent και προκάλεσε υψηλές θνησιμότητες στα νεαρά στάδια του Ευρωπαϊκού επίπεδου στρειδιού (*Ostrea edulis*) στην ανατολική ακτή. Κατά τα 30 τελευταία χρόνια, η ανάπτυξη εμπορικών εκκολαπτηρίων που παρήγαγαν μεγάλες ποσότητες νεαρών δίθυρων, χρειάστηκε την ανάπτυξη μεθόδων μεγάλου κόστους για την καλύτερη διασφάλιση των πολύτιμων καλλιεργειών.

Οι εκτροφείς των εκκολαπτηρίων χρησιμοποιούσαν μεθόδους που δεν έλεγχαν αλλά απέκλειαν τους θηρευτές. Οι καλλιέργειες κρατιόντουσαν σε δίσκους, σε σακούλες, πίσω από φράκτες, ή κάτω από πλαστικά δίχτυα συνήθως μέχρι να φτάσουν σε ένα μέγεθος στο οποίο είναι σχετικά ασφαλείς από θηρευτές. Οι καλλιεργητές όμως που χρησιμοποιούσαν φυσικά αποθέματα μαλακίων, όπως μύδια και στρείδια τα οποία μεταφυτεύονται σε γήινες βραγιές, έχουν ανάγκη να ελέγχουν τους θηρευτές όπως είναι τα καβούρια και οι αστερίες παγιδεύοντάς τους ή πιάνοντάς τους.

Κατά τη διάρκεια του κύκλου της ζωής τους τα δίθυρα μπορούν να αποτελούν μέρος της διαίτας ενός αριθμού σπονδυλωτών και ασπόνδυλων ειδών. Τα νεαρά στάδια, όπως τα αυγά και οι λάρβες (νύμφες), είναι ιδιαίτερα ευάλωτα σε θηρευτές που τα ψάχνουν ενεργά σαν τροφή ή από άλλους που τα καταναλώνουν τυχαία μέσω μη επιλεκτικής διατροφής με φίλτράρισμα. Οι τροφικές σχέσεις μεταξύ δίθυρων, των θηρευτών τους και των ανταγωνιστών τους αλλάζει κατά τη διάρκεια των διαφόρων σταδίων του κύκλου ζωής (Osman et al., 1990).

Επίσης τα συστατικά της τροφικής αλυσίδας μπορούν να διαφέρουν ανάλογα με τον οικολογικό θώκο στον οποίο υπάρχουν. Έτσι πουλιά, καβούρια, γαστερόποδα, αστερίες και άλλοι θηρευτές μπορούν να παίζουν διαφορετικό ρόλο στον χώρο και στο χρόνο.

Ο άνθρωπος είναι ο κυριότερος θηρευτής αυτών των δίθυρων τα οποία έχουν υψηλή εσωτερική αξία γι' αυτόν, ιδιαίτερα σαν φαγητό. Το ενδιαφέρον του γι' αυτά δημιούργησε την ανάπτυξη καλλιεργητικών πρακτικών οι οποίες αποσκοπούν στη βελτιστοποίηση της επένδυσης σε χρόνο υλικά και ενέργεια. Οι προηγούμενες καλλιεργητικές πρακτικές δίθυρων αποσκοπούσαν στη βελτίωση των φυσικών αποθεμάτων ενθαρρύνοντας τις γεννήσεις και συλλέγοντας τις νύμφες απομακρύνοντας συγχρόνως ανταγωνιστές και θηρευτές από τα πεδία των οστρακοειδών. Αυτές οι πρακτικές διαχείρισης οδήγησαν στην ανάπτυξη επιτυχημένων καλλιεργειών για επίπεδα στρείδια στην Αγγλία και στις Κάτω χώρες, για στρογγυλεμένα στρείδια στη Γαλλία, για μύδια στις Κάτω χώρες, τη Γαλλία, την Ισπανία και την Ιταλία και για χτένια στη Γαλλία και στη Σκóτσια.

Κατά τα 30 τελευταία χρόνια η ανάπτυξη εμπορικών εκκολαπτηρίων στην Ευρώπη, τα οποία τώρα παράγουν ετησίως εκατοντάδες εκατομμύρια νεαρών δίθυρων για τη βιομηχανία οστρακοειδών, απαίτησε την ανάπτυξη δαπανηρών μεθόδων για τη διασφάλιση της όσο το δυνατόν καλύτερης επιβίωσης των πολύτιμων καλλιεργειών. Οι εκτροφείς των εκκολαπτηρίων τείνουν να χρησιμοποιούν μεθόδους που μάλλον αποκλείουν παρά ελέγχουν τους θηρευτές.

Στη συνέχεια αναφέρονται έξι διαφορετικές ομάδες ζώων τα οποία μπορούν να είναι σημαντικοί θηρευτές δίθυρων στην Ευρώπη. Αυτές οι ομάδες αναφέρονται με βάση μια ταξινομική σειρά παρά με τη σχετική σημασία που έχουν σε θηρευτές. Αυτές είναι τα πουλιά, τα ψάρια, τα καβούρια, οι αστερίες και οι αχινοί, τα μαλάκια και τα σκουλήκια.

1.1. Πουλιά

Η πουπουλένια πάπια (eider duck) (*Somateria mollissima* L.) και ο κυνηγός στρειδιών (oystercatcher) (*Haematorus ostralegus* L.) είναι οι πιο σημαντικοί και εξειδικευμένοι θηρευτές δίθυρων από το βασίλειο των πουλιών στην Ευρώπη, παρόλο που μικροί αριθμοί δίθυρων μπορεί να τρώγονται και από γλάρους (*Larus argentatus* Pont.) και από κουρούνες (*Corvus corone* L.) τα οποία ανοίγουν μύδια, κυρίως πετώντας τα από κάποιο ύψος σε σκληρές επιφάνειες (Heppleston, 1971).

1.1.1. Πουπουλένια πάπια

Η πουπουλένια πάπια είναι η πιο κοινή θαλάσσια πάπια στη Βρετανία με διαχειμάζων πληθυσμό 72.000 ατόμων (Baillie, 1986) και στην Ευρώπη (Swennen et al., 1989) κατανέμεται κυρίως στον Αρκτικό κύκλο και νότια στη Βρετανία. Η κατανομή στη Βρετανία είναι κυρίως βόρεια με το 80% του διαχειμάζοντος πληθυσμού να παρατηρείται στη Σκότια, 17% στην Αγγλία και Ουαλία και 3% στην Ιρλανδία. Ο Ευρωπαϊκός πληθυσμός που διαχειμάζει υπολογίζεται σε περίπου 2.000.000 πουλιά. Έτσι ο πληθυσμός των Βρετανικών νήσων είναι περίπου το 4% του Ευρωπαϊκού.

Στη Σκότια οι πάπιες είναι αρκετά κοινές στη δυτική ακτή και στο Orkney και Shetland, αλλά οι μεγαλύτερες αποικίες είναι στην ανατολική ακτή ιδιαίτερα σε εκβολές όπως στη Ythan Eden, Tay και Montrose όπου εκτρέφονται με φυσικά υποστρώματα μαλακίων. Στις εκβολές Ythan που περιλαμβάνουν περίπου 30 εκτάρια ενδοπαλιρροιακών και ρηχών παραθαλάσσιων υποστρωμάτων μαλακίων, υποστηρίζει τον κυριότερο πληθυσμό παπιών στη Βρετανία συχνά με περισσότερο από 4.000 πουλιά (Milne and Dunnet, 1972; Baird and Milne, 1981).

Το 60% της διαίτας των ενήλικων παπιών αντιπροσωπεύεται από μύδια, ενώ τρέφονται επίσης με καβούρια (*Carcinus maenas*, *Littorina littorea*) (Baird and Milne, 1981) και εντόσθια ψαριών (Milne and Galbraith, 1986).

Οι πάπιες βρίσκονται βουτώντας σε βάθη έως και 10m για να φτάσουν τα μύδια που βρίσκονται είτε στον πυθμένα είτε κρεμασμένα σε αιωρούμενα σκοινιά σε μυδοκαλλιέργειες. Στη θάλασσα Wadden όμως τα στρείδια θηρεύονται κυρίως στην άμπωτη και βουτώντας (Nehls, 1989).

Η παρουσία των παπιών κυμαίνεται με την εποχή με μέγιστα να παρατηρούνται το φθινόπωρο και την άνοιξη όταν τα μύδια είναι σε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις. Οι Raffaelli et al. (1990) παρατήρησαν ότι οι πάπιες αφαιρούσαν 4.360 μύδια/m², με μήκος κελύφους 10-25 mm σε μια περίοδο 60 ημερών κατά τη διάρκεια του χειμώνα. Ο Galbraith (αναφέρεται στον Raffaelli et al., 1990) υπολόγισε ότι αυτή η θήρευση οδηγούσε σε 80% μείωση των μαλακίων από το Νοέμβριο έως τον Απρίλιο.

Στην Ολλανδική θάλασσα Wadden, τα στρείδια και τα μύδια αποτελούν το 80% της διαίτας της πάπιας (Swennen, 1976) ενώ στη θάλασσα Wadden του Schleswig-Holstein τα στρείδια αποτελούν το 75% του φαγητού το καλοκαίρι (Nehls, 1989). Ο πληθυσμός της πάπιας στη θάλασσα Wadden ο οποίος αριθμούσε 250.000 πουλιά το 1987 μεταβλήθηκε λίγο από τα τέλη της δεκαετίας του 1970 παρά την αύξηση της παραγωγής καλλιεργούμενων

μαλακίων (Swennen et al., 1989). Περίπου 90.000-130.000 τόνοι μυδιών είναι η συγκομιδή κάθε χρόνο από την θάλασσα Wadden κυρίως από πυθμεναίες καλλιέργειες. Περίπου το 37% των παπιών βρίσκονται κοντά σε τέτοιες καλλιέργειες και παρέχουν το 20% του φαγητού που είναι ίσο με ποσότητα 30.000 μυδιών/χρόνο (Swennen et al., 1989).

Ο Nehls (1989) υπολόγισε ότι ο πληθυσμός της πάπιας (κατά μέσον όρο 62.000 πουλιά τον χρόνο) στον τομέα Schleswig-Holstein της θάλασσας Wadden με κατανάλωση ανά άτομο 2,5 Kgr/ημέρα, συνολικά κατανάλωνε 56.000 τόνους μυδιών τον χρόνο. Αυτό είναι περίπου το 5% της μέσης βιομάζας του μακροζωοβένθους. Κατέληξε στο συμπέρασμα ότι οι πάπιες είχαν μικρή επίδραση στη φυσική αλιεία μαλακίων αφού προτιμούν μύδια μεγέθους 2-3 cm παρά των 5 cm ή και μεγαλύτερα που προτιμώνται από τους καλλιεργητές και έτσι δημιουργείται μια κατάσταση όπου και ο πληθυσμός της πάπιας και η καλλιέργεια οστρακοειδών αναπτύσσονται.

Τα τελευταία χρόνια αναπτύχθηκε στη Σκóτια η καλλιέργεια σε αιωρούμενα από σχεδίες σκοινιά, ιδιαίτερα στις προστατευμένες λιμνοθάλασσες της νοτιοδυτικής και δυτικής ακτής και στα νησιά Hebridean. Η σημερινή παραγωγή είναι της τάξης των 200-300 τόνων το χρόνο αλλά αυξάνεται ραγδαία (McKay, 1991 αναφέρεται στον Spencer, 1991). Η επέκταση της παραγωγής των καλλιεργούμενων μαλακίων μπορεί να αυξήσει τον τοπικό πληθυσμό της πάπιας. Στη Νορβηγία και τον Καναδά η θήρευση από την πάπια έγινε τόσο σοβαρή ώστε σε κάποιες περιπτώσεις καλλιέργειας αιωρούμενων μυδιών σταμάτησαν να είναι οικονομικά βιώσιμες (Milne and Galbraith, 1986). Στην Σκóτια οι πάπιες είτε ξεγύμωναν ένα σκοινί εντελώς είτε αφαιρούσαν ορισμένα μεγέθη ή ομάδες μυδιών (Milne and Galbraith, 1986).

Αυτές οι έρευνες έδειξαν ότι ο αριθμός των πουλιών που είναι παρόντα σε μια καλλιέργεια εξαρτάται από:

1. Το ιστορικό της καλλιέργειας σε μερικές θέσεις όπου φαίνεται ότι υπήρξε αύξηση στην παρουσία παπιών σε επιτυχείς χρονιές.
2. Τη γεωγραφική θέση. Μαρκαρισμένες πάπιες μπορεί να μετακινηθούν έως και 50 Km από τις φωλιές τους. Έτσι οι Σκοτσέζικες λιμνοθάλασσες είναι πιθανοί στόχοι. Μερικές μυδοκαλλιέργειες στη Νορβηγία, λόγω της απόστασης από τους κυρίως πληθυσμούς, έχουν αποφύγει τις ζημιές.
3. Την εποχή. Συνήθως υπάρχει έξαρση στην κατανομή την άνοιξη και το φθινόπωρο αλλά υπάρχουν μεγάλες ετήσιες αλλαγές.
4. Τον καιρό. Οι πάπιες τείνουν να συναθροίζονται σε προστατευμένους κόλπους κατά τη διάρκεια κακοκαιρίας. Καθώς πολλές καλλιέργειες είναι τοποθετημένες σε προστατευμένες

περιοχές, η κακοκαιρία σε εκτεθειμένες περιοχές αυξάνει τις πιθανότητες να αναζητήσουν και να βρουν οι πάπιες καινούργιες καλλιέργειες.

2. ΜΕΘΟΔΟΙ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑΣ

Οι μέθοδοι προστασίας εξαρτώνται από τον τύπο της καλλιέργειας [π.χ. σε σκοινιά ή σε σχεδίες (Milne and Galbraith, 1986)]. Χωρίζονται σε τρεις κατηγορίες:

1. Σε φυσικά φράγματα.
2. Σε μεθόδους εκφοβισμού.
3. Σε δημιουργία θυσιαζόμενων πληθυσμών μυδιών.

Όταν η μυδοκαλλιέργεια είναι αιωρούμενα σκοινιά τότε τα φυσικά φράγματα είναι επιπλέοντα οριζόντια δίχτυα, προς την πλευρά της θάλασσας, ενώ κάθετα επιφανειακά φράγματα έχουν αποδειχτεί αποτελεσματικά στο να κρατάν τις πάπιες μακριά από τα προστατευμένα νερά. Σε εκτεθειμένες θέσεις όμως τα δίχτυα συχνά καταστρέφονται και συνεπώς γίνονται λιγότερο αποτελεσματικά.

Όταν χρησιμοποιούνται σχεδίες τότε τοποθετούνται κάθετα δίχτυα βάθους ίσου ή ελαφρά βαθύτερου από το βάθος των σκοινιών και έχει αποδειχτεί ότι είναι καλή πρόληψη για τις πάπιες, αλλά συχνά πιάνουν οργανισμούς που επικολλούνται. Δίχτυα χρωματισμένα με φωτεινά χρώματα και με μεγάλο μάτι (70 mm) μειώνουν την πιθανότητα να πιαστούν πουλιά που ψάχνουν για τροφή. Μια άλλη μέθοδος είναι πλαστική επένδυση, η οποία αποτελείται από επιπλέοντες σειρές ενός υλικού που μοιάζει με κορδέλα. Αυτές οι κορδέλες αιωρούνται κάτω από τη σχεδία και μπορούν να φοβίσουν τις πάπιες είτε λόγω οπτικής διαταραχής, είτε λόγω θορύβου, ή ακόμα και από τυχαία επαφή.

Σαν μέθοδοι εκφοβισμού έχουν δοκιμαστεί διάφοροι τρόποι με ποικίλα ποσοστά επιτυχίας (Milne and Galbraith, 1986). Πυροβολισμοί στον αέρα είναι αποτελεσματικοί ιδιαίτερα αν γίνονται νωρίς το πρωί όταν τα πουλιά πλησιάζουν τα σκοινιά.

Τα θυσιαζόμενα μύδια είναι σκοινιά μυδιών που βρίσκονται σε σειρές μπροστά από τις σχεδίες και θυσιάζονται σαν φαγητό στις πάπιες έτσι ώστε να προστατεύεται η κύρια μάζα του αποθέματος. Η αναλογία των θυσιαζόμενων μυδιών προς τα εκτρεφόμενα πρέπει να είναι μικρή γιατί αλλιώς γίνεται πολύ δαπανηρή η μέθοδος.

Υπάρχει περίπτωση να δημιουργηθούν συγκρούσεις συμφερόντων μεταξύ των οστρακοκαλλιεργητών και των οικολογικών οργανώσεων. Η συζήτηση μεταξύ των ενδιαφερόμενων ομάδων μπορεί να οδηγήσει σε συμβιβασμό. Παράδειγμα τέτοιου

συμβιβασμού είναι οι οδηγίες για τον έλεγχο του πληθυσμού των παπιών σε μυδοκαλλιέργειες. Οι οδηγίες και τα συμπεράσματα αυτού του συμβιβασμού είναι τα εξής:

1. Οι αριθμοί των παπιών πρέπει να καταγράφονται πριν και μετά την εγκατάσταση της μονάδας εκτροφής για να δείχτουν οι χρόνοι εμφάνισης. Πρέπει να οργανωθούν προγράμματα εργασίας, έτσι ώστε οι ερευνητές να είναι παρόντες κατά τη διάρκεια περιόδων που πιθανώς αναμένονται πάπιες.
2. Πρέπει να ληφθούν προστατευτικά μέτρα ελέγχου του πληθυσμού, καθώς οι πάπιες τείνουν να αυξάνονται στις επιτυχείς χρονιές καλλιέργειας.
3. Πρέπει να κανονιστεί συνεχής εκφοβισμός καθώς οι πάπιες θα επισκέπτονται τα εκτροφεία σε διαφορετικές ομάδες.
4. Ο πυροβολισμός θα χρησιμοποιείται μόνο σαν τελευταία λύση.
5. Οι σχεδίες και τα ομαδοποιημένα σκοινιά αιώρησης είναι πιο δαπανηρές μέθοδοι προστασίας από ότι τα διασκορπισμένα σκοινιά αιώρησης.
6. Τα μεγάλα εκτροφεία είναι πιο δαπανηρό να προστατευτούν από ότι τα μικρά.
7. Τα φράγματα με δίχτυα έχουν αποδειχτεί ο πιο αποτελεσματικός τρόπος αποκλεισμού των παπιών.
8. Πλαστικά κρόσσια γύρω από τις σχεδίες και καλλιέργειες για θυσιασμό μπορούν να βοηθήσουν σημαντικά.

2.1. Κυνηγός στρειδιών (Oystercatcher)

Οι κυνηγοί στρειδιών είναι διαδεδομένοι τον χειμώνα γύρω από τις ακτές των Βρετανικών νήσων με πληθυσμό, κατά προσέγγιση, 280.000 πουλιά, που αντιπροσωπεύει το 26% του Ευρωπαϊκού πληθυσμού (Davidson et al., 1991). Ανατρέφονται σε πολλές περιοχές των βρετανικών νήσων, ιδιαίτερα στο βορρά, αλλά παρατηρούνται σε μεγαλύτερους αριθμούς σε εκβολές και κόλπους κατά τη διάρκεια του φθινοπώρου και του χειμώνα εκτός της αναπαραγωγικής περιόδου. Τα διαχειμάζοντα κοπάδια περιέχουν βρετανικά πουλιά καθώς και πολλά που ανατρέφονται στα νησιά Faroes, στην Ισλανδία και τη Νορβηγία. Στην Ευρώπη υπάρχουν λίγες περιοχές οι οποίες να υποστηρίζουν μεγάλο αριθμό διαχειμάζοντων κοπαδιών υδροβατών. Η θάλασσα Wadden, η οποία είναι μακράν η μεγαλύτερη έκταση εκβολών στην Ευρώπη και το Ολλανδικό δέλτα είναι βασικής σημασίας με πληθυσμούς στο μεσοχειμώνα που φτάνουν τους 10^6 υδροβάτες.

Οι διαχειμάζοντες πληθυσμοί των κυνηγών στρειδιών στη δυτική Ευρώπη και τη Βρετανία αυξάνονται σε μέγεθος μεταξύ του 1971 και 1987. Αυτό οφείλεται σε επέκταση της

ακτίνας διατροφής και στη διαφοροποίηση της χρήσης των οικοτόπων (Smit and Piersma, 1989; Davidson et al., 1991).

Οι κυνηγοί στρειδιών τρέφονται με διάφορα ενδοπαλιρροιακά ασπόνδυλα συμπεριλαμβανομένων του σκουληκιού *Hediste diversicolor* και του παράκτιου καβουριού *Carcinus maenas*, αλλά ο κύριος όγκος της τροφής αποτελείται από δίθυρα οστρακοειδή, κυρίως μύδια (*Mytilus edulis*), στρειδία (*Cerastoderma edule*) και από ένα είδος της Βαλτικής (*Macoma baltica*) από τα οποία τρέφονται όταν αυτά εμφανίζονται με την άμπωτη. Τα στρειδία και τα μύδια έχουν ένα λεπτό κελύφους το οποίο άλλα πουλιά υδροβάτες αδυνατούν να ανοίξουν. Ο κυνηγός στρειδιών όμως έχει ένα ισχυρό ράμφος και ειδικευμένη συμπεριφορά προσαρμοσμένη για κυνήγι αυτών των ειδών.

Οι κυνηγοί στρειδιών είναι πιο πολυάριθμοι εκεί που η λεία τους είναι πιο διαδεδομένη στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη. Έξι εκβολές φιλοξενούν πάνω από το 50% του βρετανικού πληθυσμού κυνηγών στρειδιών και αυτά τα κοπάδια μπορούν να έχουν σοβαρή επίδραση στους αριθμούς των μυδιών και των στρειδιών στα φυσικά υποστρώματα. Ο Heppleston (1971) υπολόγισε ότι ο κυνηγός στρειδιών τρώει 270-400 μύδια κατά τη διάρκεια των 9 ωρών που τρέφεται σε έναν παλιρροιακό κύκλο τον χειμώνα, σε φυσικά υποστρώματα στις εκβολές Ythan στη Σκóτια. Ο Drinnan (1958) υπολόγισε ότι ο κυνηγός στρειδιών τρώει κατά μέσον όρο 574 μύδια (μέσου μήκους 25,7 mm) και 186 μύδια (μέσου μήκους 37,5 mm) κατά τη διάρκεια της ημέρας στην περίοδο της αμπώτιδας τον χειμώνα, σε δύο σημεία στον ποταμό Conwy. Αυτό αντιπροσωπεύει την κατανάλωση περίπου του βάρους του σώματός του σε υγρή σάρκα μυδιών ανά ημέρα. Στον ποταμό Exe, στον οποίο διαχειμάζουν περίπου 3.500 κυνηγοί στρειδιών, περίπου το 20-30% των εκατομμυρίων μυδιών, 45-65 mm μεγέθους, τρώγονται κατά τη διάρκεια της χειμερινής περιόδου (Goss-Gustard et al., 1980; McGroarty et al., 1990). Στην Ολλανδική θάλασσα Wadden το 40% των μυδιών πάνω από 40 mm θηρεύτηκαν από αυτά τα πουλιά από υποστρώματα κοντά στα νησιά Frisian (Zwarts and Drent, 1981). Αυτή η επίδραση θεωρείται αντιπροσωπευτική για όλη τη θάλασσα Wadden. Πρόσφατες έρευνες στον ποταμό Exe (Cayfort and Goss-Gustard, 1990) έδειξαν ότι το μέγεθος των μυδιών που επιλέγονται εξαρτάται από τη μέθοδο που χρησιμοποιείται για το άνοιγμα και επίσης το βέλτιστο ψάξιμο για τροφή επιτυγχανόταν με την αλλαγή της διατροφής με μικρά μύδια, επειδή το βάρος της σάρκας των μεγάλων μειωνόταν λόγω ωστοκίας.

Κατά το παρελθόν υπήρχε η εντύπωση ότι οι κυνηγοί στρειδιών είχαν σημαντική οικονομική επίδραση στη βιομηχανία στρειδιού σε μέρη της Αγγλίας και της Ουαλίας

(Drinnan, 1958; Hancock and Viquhart, 1965; Davidson, 1967). Ο πληθυσμός των κυνηγών στρειδιών στον όρμο Burry στη νότια Ουαλία είχε αυξηθεί από 8.000 σε 15.000 πουλιά. Παρά το πρόγραμμα διαχείρισης που επέτρεψε τη θανάτωση 10.000 πουλιών το 1973 και το 1974, ο πληθυσμός των στρειδιών μειώθηκε δραματικά για άγνωστους λόγους. Μια επανεξέταση των στοιχείων φανέρωσε ότι είχε υπερεκτιμηθεί η επίδραση των κυνηγών στρειδιών στις καλλιέργειες στρειδιών (Horwood and Goss-Gustard, 1977).

Τα μέτρα ελέγχου, τα οποία μειώνουν την επίδραση των κυνηγών στρειδιών που τρέφονται με καλλιεργούμενα μαλάκια, σχετίζονται σε μεγάλο βαθμό στην υιοθέτηση ευαίσθητων πρακτικών διαχείρισης, οι οποίες είναι ένας συμβιβασμός σκοπιμότητας και ευκολίας. Η πυθμεναία καλλιέργεια μαλακίων είναι κυρίως μετά την ενδοπαλιρροιακή ζώνη και είναι πέρα από την ακτίνα δράσης αυτών των πουλιών. Σε μερικές περιοχές όπου στη ζώνη της κατώτερης αμπώτιδας καλλιεργούνται μαλάκια, ο κίνδυνος θήρευσης από κυνηγούς στρειδιών είναι αυξημένος. Οι Potts and Dare (1969) υπολόγισαν τη θήρευση από αυτά τα πουλιά στο στενό Menai σε ποσοστό 10% τον χειμώνα. Η καλλιέργεια στον ποταμό Exe συνεπάγεται την επαναστοποθέτηση εμπορεύσιμων μαλακίων από την υποαιγιαλίτιδα ζώνη στη μέσο- και άνω- παλιρροιακή ζώνη για ευκολία πριν τη πώληση. Αυτή η πρακτική υπολογίζεται ότι προκαλεί απώλειες 30% λόγω θήρευσης από κυνηγούς στρειδιών (Jarrad, River Exe Shellfish Farms 1991, αναφέρεται στον Spencer, 1991).

2.2. Ψάρια

Ψάρια πλευρικά πεπλατυσμένα όπως η γλώσσα (*Pleuronectes platessa* L.) το *Platichthys flesus* L. και το *Limanda limanda* θηρεύουν σίφωνες από θαμμένα δίθυρα ή τρώνε όλο το ζώο. Στη νότια Βόρεια θάλασσα η *Macoma baltica* είναι το σημαντικότερο φαγητό της γλώσσας (Braber and de Groot, 1973; Kuipers, 1977), όπως στη Σκóτια η *Tellina* είναι για τη γλώσσα και το *Limanda limanda* (Edwards and Steele, 1968) και στην Αγγλία και την Ουαλία τα στρείδια είναι για το *Platichthys flesus* (Hancock, 1970) και τα μύδια είναι για τη γλώσσα και το *P. flesus* (Dare, 1976).

Μερικά είδη της οικογένειας Sparidae, όπως η τσιπούρα (*Sparus aurata*) και ο σαργός (*Diplodus sargus*) στην Ισπανία (Mason, 1976) και τη Γαλλία (IFREMER, 1988) μπορούν να προκαλέσουν ζημιές σε καλλιέργειες μαλακίων οι οποίες μπορεί να είναι τόσο σοβαρές ώστε να δικαιολογήσουν τον εγκλεισμό μέσα σε δίχτυα των σχεδίων με τα μύδια (Korringa, 1976a).

Σε μερικά μέρη του κόσμου (π.χ. Αυστραλία) οι οστρακοκαλλιέργειες μπορεί να περικλείονται από ξύλινα ή πλαστικά φράγματα για να εμποδιστεί η θήρευση από τα σελάχια. Αυτό το πρόβλημα παρουσιαστεί σε μικρότερο βαθμό στη βορειοδυτική ακτή της Γαλλίας (Ranson, 1951) όπου τα υποστρώματα στρειδιών δέχονται επίθεση από τα σελάχια *Trygon pastinaca* και *Myliobatis aquila* L.

2.3. Καβούρια

Το *C. maenas* είναι διαδεδομένο σε εκβολές και σε παράκτια νερά της Ευρώπης καθώς και σε μέρη της ακτής του Ατλαντικού της Βόρειας Αμερικής. Τα καβούρια που ζουν κοντά στην ακτή μετακινούνται μέσα και έξω από την ενδοπαλιρροιακή ζώνη με την πλημμυρίδα και την άμπωτη. Το χειμώνα τα περισσότερα καβούρια μένουν στην υποαιγιαλίτιδα ζώνη αλλά ανεβαίνουν στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη για διατροφή εκτός από τους πιο κρύους μήνες (Naylor, 1962).

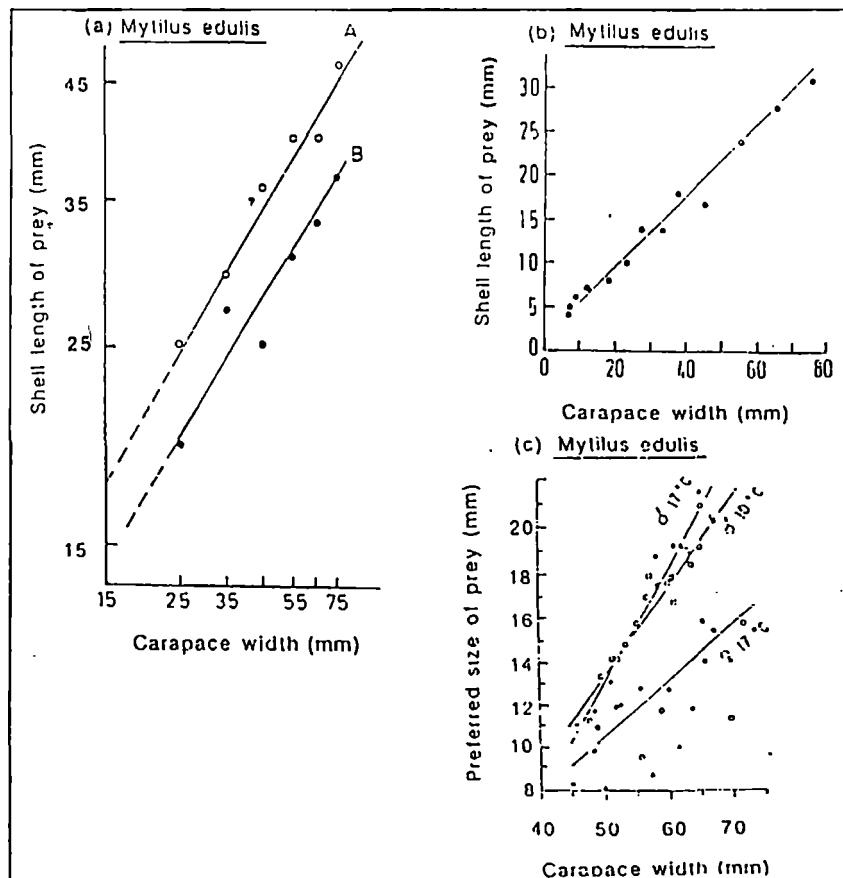
Τα παράκτια καβούρια θηρεύουν κυρίως τα νεαρά δίθυρα και προκαλούν σημαντικές ζημιές σε φυσικά αποθέματα στρειδιών, *Cerastoderma edule* L. (Hancock, 1970; Jenson and Jenson, 1985), σε μύδια με λεπτό κέλυφος, *Mya arenaria* L. (Ropes, 1968), σε όστρακα, *Tapes decussatus* (Vilela, 1950), σε μύδια, *Mytilus edulis* L. (Korringa, 1976a) όπως και σε πειραματικά και εμπορικά αποθέματα Αμερικάνικων μυδιών με χοντρό κέλυφος, *Mercenaria mercenaria* L. (Walne and Dean, 1972), σε στρείδια του Ειρηνικού, *Crassostrea gigas* (Dare et al., 1983; Spencer et al., 1985), σε μύδια Φιλιππίνων, *Tapes philippinarum* (Parache, 1980; Spencer et al., στον τύπο), σε επίπεδα στρείδια *Ostrea edulis* L. (Marin et al., 1973) και σε χτένια, *Pecten maximus* L. (Lake et al., 1987).

Τα παράκτια καβούρια είναι σημαντικά στον έλεγχο της αφθονίας και της κατανομής διαφόρων δίθυρων και άλλων ασπόνδυλων όπως είναι οι πολύχαιτοι, οι πεταλίδες, τα μικρά οστρακόδερμα και τα γαστερόποδα (Reise, 1977; Rangeley and Thomas, 1987; Sanchez-Salazar et al., 1987; Raffaelli et al., 1989) και μπορούν να αποτρέψουν την εγκατάσταση υποστρωμάτων δίθυρων με την θηρευτική δραστηριότητα που έχουν στο γόνιο στρειδιών (Jenson and Jenson, 1985).

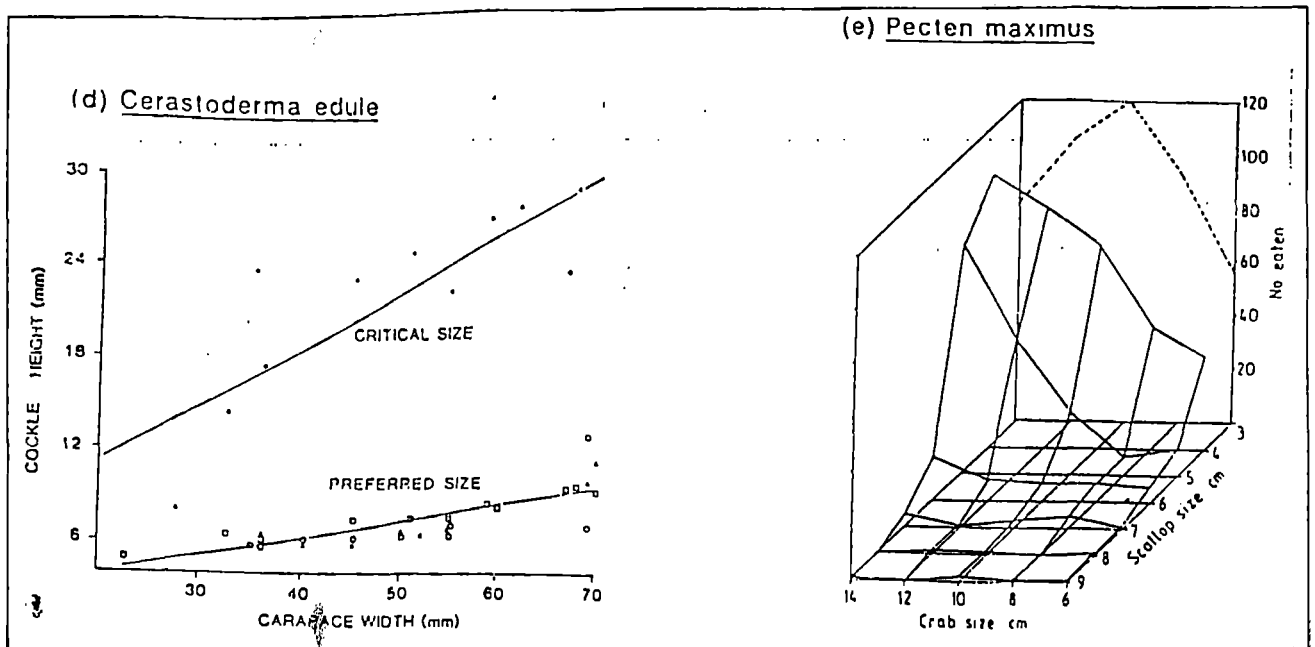
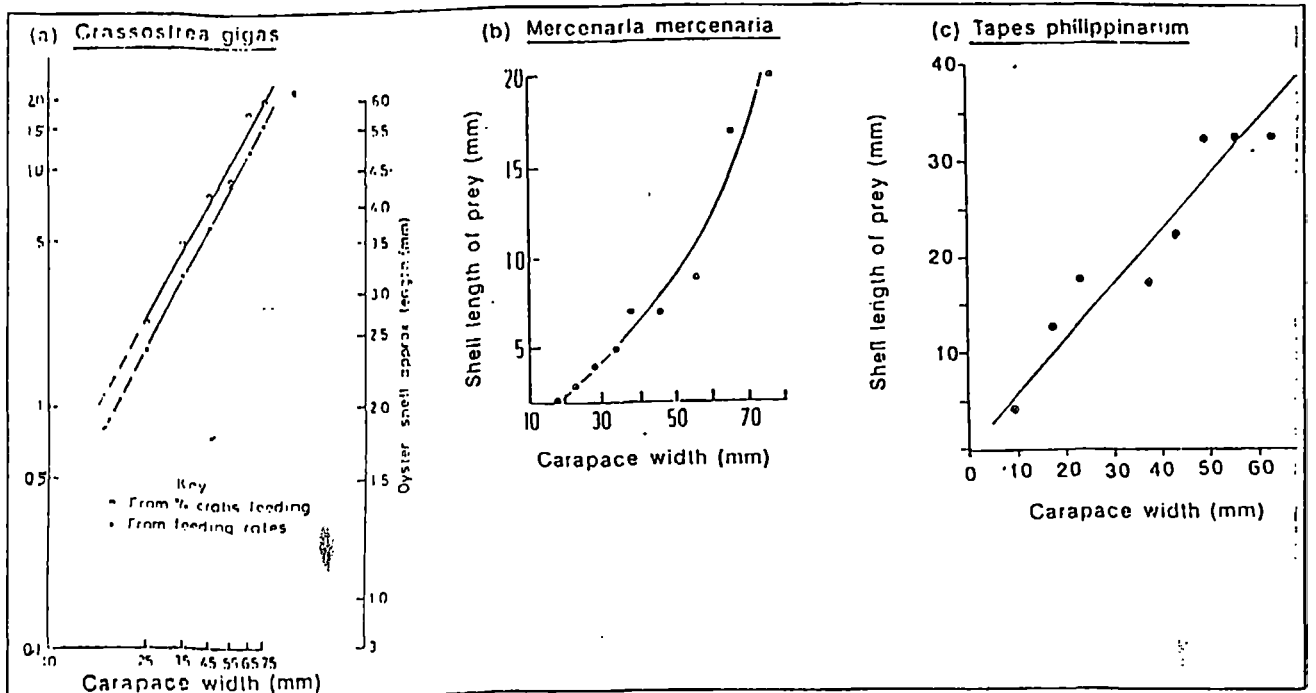
Έχουν γίνει πολλές μελέτες σχετικά με την τροφική συμπεριφορά και κατανάλωση στο πεδίο και σε εργαστηριακές συνθήκες. Έχουν βρεθεί σχέσεις μεταξύ μεγέθους καβουριών και λείας, στην Ευρώπη, για το *C. maenas* που τρώει μύδια (Walne and Dean, 1972; Elner, 1980; Dare et al., 1983) για τα αμερικάνικα στρείδια (Walne and Dean, 1972), στρείδια του Ειρηνικού (Dare et al., 1983), μύδια Φιλιππίνων (Parache, 1980), όπως επίσης και για το

Cancer pagurus που καταναλώνει χτένια (Lake et al., 1987). Μερικές από αυτές τις σχέσεις φαίνονται για τα μύδια (εικ. 2) και για τα διάφορα άλλα εμπορικά δίθυρα (εικ. 3).

Ο ημερήσιος ρυθμός κατανάλωσης των καβουριών ποικίλει ανάλογα με το μέγεθος των δίθυρων, το μέγεθος των καβουριών ενώ επηρεάζεται και από άλλους βιολογικούς και περιβαλλοντικούς παράγοντες. Σε εργαστηριακά πειράματα, μεσαία (45 mm) και μεγάλα (75 mm) παράκτια καβούρια έφαγαν 20-40 μύδια μεγέθους 20-25 mm αλλά μόνο 2-3 στρείδια αυτού του μεγέθους (Dare et al., 1983). Στο άγριο περιβάλλον, η γεωγραφική θέση των καβουριών ή της λείας (Walne and Dean, 1972), το επίπεδο έκθεσης στη παλίρροια (Dare et al., 1983) όπως και άλλοι παράγοντες μπορούν να επιδράσουν στους ρυθμούς κατανάλωσης.



Εικ.2 Σχέσεις μεταξύ μεγεθών *Mytilus edulis* που καταναλώνονταν από διάφορα μεγέθη *Carcinus maenas*: (α) από Dare, et al. (1983), όπου A=Τα μεγαλύτερα μύδια τα οποία είχαν ανοιχτεί σε εργαστηριακά πειράματα και B= Τα μεγαλύτερα μύδια που είχαν καταναλωθεί με ρυθμό 2/καβούρι/ημέρα· (β) από Walne and Dean (1972) για μύδια που καταναλώθηκαν με ρυθμό 1/ημέρα· (γ) από Elner (1980) για προτιμώμενα μεγέθη μυδιών που καταναλωνόντουσαν από αρσενικά και θηλυκά καβούρια στους 10 °C και στους 17 °C.



Εικ 3. Σχέση μεταξύ μεγεθών καβουριών και μεγεθών λείας: (α) από Dare et al. (1983) που δείχνει τα μέγιστα μεγέθη *Crassostrea gigas* τα οποία μπορούσαν να ανοιχτούν σε 24 ώρες από το *C. maenas* από παρατηρήσεις ημερήσιας κατανάλωσης. (β) για *Mercenaria mercenaria* που καταναλωνόταν από *C. maenas*. (γ) *Tapes philippinarum*. (δ) για διάφορα κοχύλια και (ε) για *Pecten maximus* που καταναλωνόταν από *Cancer pagurus*.

Διάφοροι συγγραφείς έχουν αναφέρει ότι τα καβούρια προτιμούν μεγέθη λείας τα οποία επιτρέπουν τη διατροφή στην ακτή. Τα μεγέθη μυδιών (εικ.2) και στρειδιών (εικ. 3) που προτιμούν τα καβούρια είναι πολύ μικρότερα από τα μέγιστα μεγέθη που μπορούν να καταναλώσουν. Η γνώση των μεγίστων μεγεθών δίθυρων που μπορούν να καταναλωθούν από τα καβούρια είναι πρὸς ὄφελος του καλλιεργητή για τον καθορισμό μέτρων ελέγχου της θήρευσης. Τα μέγιστα μεγέθη λείας (εικ. 2 και 3) που καταναλώνονται από τα μεγαλύτερα καβούρια (70-80 mm) παρουσιάζονται στον πίνακα 3 για ορισμένα δίθυρα εμπορικής σημασίας. Παράκτια καβούρια αυτού του μεγέθους ήταν σπάνια στο στενό Μεναί όπου τα περισσότερα καβούρια (85%) είναι μεγέθους 20-25 mm (Dare et al., 1983). Αυτοί οι συγγραφείς θεωρούν ότι αυτή η κατανομή μεγεθών είναι πιθανόν να είναι παρόμοια και αλλού.

Οι τιμές που φαίνονται στον πίνακα 3 έχουν καθοριστεί από πειράματα κάτω από εργαστηριακές συνθήκες και αποτελούν μόνο έναν οδηγό για την ευπάθεια των δίθυρων, αφού σε φυσικές συνθήκες που μπορεί να υπάρχει εναλλακτική λεία, η οποία να είναι και πιο εύκολο να συλληφθεί, η διατροφική συμπεριφορά των καβουριών είναι πιθανόν να παρουσιάσει αλλαγές από αυτή του εργαστηρίου (Dare et al., 1983). Για να εξασφαλιστούν οι καλλιεργητές θα πρέπει να προστατεύουν όσο το δυνατόν καλύτερα τα στρείδια μέχρι μεγέθους 8-10 mm, τα μύδια μέχρι 35-40 mm και τα χτένια μέχρι 60-70 mm (Lake et al., 1987).

Πίνακας 3. Μέγιστα μεγέθη διαφόρων δίθυρων που τρώγονται από το *Carcinus maenas* και από το *Cancer pagurus*.

Είδος	Μέγιστο μήκος (mm)	Μέγιστο ζωντανό βάρος (g)	βιβλιογραφία
<i>Mytilus edulis</i>	45	10	Dare et al., 1983
<i>Crassostrea gigas</i>	60	20	Dare et al., 1983
<i>Mercenaria mercenaria</i>	20	3	Walne and Dean, 1972
<i>Tapes philippinarum</i>	37	12	Parache, 1980
<i>Cerastoderma edule</i>	30	9	Elner, 1980
<i>Pecten maximus</i>	70 (ύψος)	60	Lake et al., 1987

2.3.1. Μέθοδοι ελέγχου

Τα παράκτια καβούρια είναι πολύ διαδεδομένα και πολύ κινητικά γύρω από τα υποστρώματα καλλιεργείων και έτσι είναι πολύ δύσκολο να συλληφθούν (Davies et al., 1980). Η εκλογή της μεθόδου ελέγχου καθορίζεται από την αξία της καλλιέργειας, την τοποθεσία του πάρκου οστρακοειδών, τον τύπο της καλλιέργειας που χρησιμοποιείται και από τις εμπνεύσεις του καλλιεργητή.

2.3.2. Καλλιέργεια σε δίσκους

Καλλιέργειες υψηλής αξίας, όπως είναι τα στρείδια, τα μύδια και τα χτένια, μπορούν να καλλιεργηθούν μέσα σε πλαστικό δίχτυ, σε δίσκους ή σε άλλα είδη δοχείων για ένα μέρος ή για όλο τον καλλιεργητικό κύκλο. Το κόστος που συνεπάγεται η καλλιέργεια μέσα σε τέτοια δοχεία είναι ένα σημαντικό σημείο της καλλιέργειας (Spencer et al., 1985; Spencer, 1990α). Τα δοχεία μπορεί να είναι τοποθετημένα πάνω σε τρίποδα στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη, ή να είναι μόνιμα βυθισμένα στο νερό από σχεδίες ή από σκοινιά. Ο σκοπός αυτού του είδους της καλλιέργειας είναι ο αποκλεισμός των θηρευτών, ιδιαίτερα των καβουριών, από την καλλιέργεια. Τα νεαρά καβούρια τα οποία είναι αρκετά μικρά, ιδιαίτερα σε αποικίες, μπορούν να καταφέρουν να εισχωρήσουν στα δοχεία και να προκαλέσουν σοβαρές ζημιές στην καλλιέργεια αν παραμείνουν ανενόχλητα για μεγάλο χρονικό διάστημα. Για να ελαχιστοποιηθεί η θήρευση από τα καβούρια συνίσταται τακτική επιθεώρηση σε μηνιαία διαστήματα, ιδιαίτερα κατά τον πρώτο χρόνο της καλλιέργειας (Spencer, 1990α).

2.3.3. Διχτυωτά καλύμματα εδάφους

Χρησιμοποιείται πλαστικό δίχτυ για να προστατευτούν από τα καβούρια δίθυρα, κυρίως από εκκολαπτήρια, τα οποία είναι θαμμένα στον πυθμένα. Το δίχτυ πρέπει να συγκρατεί τα μύδια αλλά να εξασφαλίζει καλή ανταλλαγή νερού έτσι ώστε να υπάρχει τροφή και οξυγόνο που θα εξασφαλίσουν καλές συνθήκες ανάπτυξης.

Η μέθοδος έχει χρησιμοποιηθεί επιτυχώς για να προστατέψει *Mercenaria mercenaria*, *Tapes decussatus* και *T. philippinarum* (Carriker, 1959; Anderson et al., 1982; Spencer et al., στον τύπο). Επίσης έχει χρησιμοποιηθεί για την προστασία πειραματικής καλλιέργειας *Crassostrea gigas* (Walne and Davies, 1977) αλλά απομένει να εφαρμοστεί σε εμπορική κλίμακα.

Δοκιμές πεδίου στο Ηνωμένο Βασίλειο, για τη δοκιμή ανάπτυξης μυδιών του γένους *Manila* σε εμπορικό μέγεθος, έδειξαν ότι η καλλιέργεια σε δίσκους είναι κατάλληλη μόνο για

τα πρώτα στάδια της καλλιέργειας, μέχρι τα μύδια να φτάσουν το μέγεθος των 5 mm, αφού τα μεγαλύτερα μύδια ανέπτυσαν όστρακα μη κανονικού σχήματος. Τα μύδια που είναι μεγαλύτερα από 10 mm αυξάνονται γρηγορότερα, απαιτούν λιγότερη εποπτεία και αναπτύσσουν κανονικά όστρακα όταν μεγαλώνουν πάνω στο χώμα (Spencer et al., στον τύπο).

Η συνήθης τακτική (Spencer, 1990β) είναι να τοποθετούνται τα μύδια στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη, αρχικά σε δίχτυ με μέγεθος ματιού 5 mm, σε πυκνότητες έως και 1000 μύδια/m². Το δίχτυ πρέπει να είναι αρματωμένο ικανοποιητικά έτσι ώστε να μην μπορούν τα καβούρια να το σπάσουν και να φάνε τα μύδια μέσα από τα ανοίγματα. Η σημασία της αρματωσιάς φαίνεται στον πίνακα 4. Τα ελαφρότερα δίχτυα παρόλο που είναι λιγότερο αποτελεσματικά στο να εμποδίζουν τις επιθέσεις των καβουριών, μπορούν να βελτιωθούν είτε δημιουργώντας ένα κενό σηκώνοντας το δίχτυ 5 cm από το έδαφος είτε χρησιμοποιώντας δύο στρώσεις δίχτυ. Επειδή ο τρόπος τοποθέτησης των δικτύων ενθαρρύνει την δημιουργία βούρκου και κάτω και πάνω από το δίχτυ και ιδιαίτερα εκεί που υπάρχει διπλό δίχτυ, είναι απαραίτητη προσεκτική διαχείριση έτσι ώστε να προστατευτούν τα μύδια από ασφυξία. Ένα δίχτυ 2 m σε πλάτος πρέπει να καλύπτει ένα δίσκο 1,5 m έτσι ώστε οι άκρες να μπορούν να θάβονται για καλύτερο στερέωμα και για να εμποδίζονται τα καβούρια να περνούν κάτω από το δίχτυ.

Πίνακας 4. Επιβίωση μυδιών μεγέθους 10-20 mm σε σχεδίες της ενδοπαλιρροιακής ζώνης που είχαν σκεπαστεί με διάφορους τύπους πλαστικού δικτύου με μάτι 5 mm.

Τύπος	Δείκτης ακαμψίας ¹	Ποσοστό επιβίωσης μετά από δύο εβδομάδες
Δίσκοι ή τρίποδα	1.250	100
Τύπος Α	500	93
Τύπος Β	30	66
Τύπος Γ	12	19
Καθόλου κάλυμμα	0	0

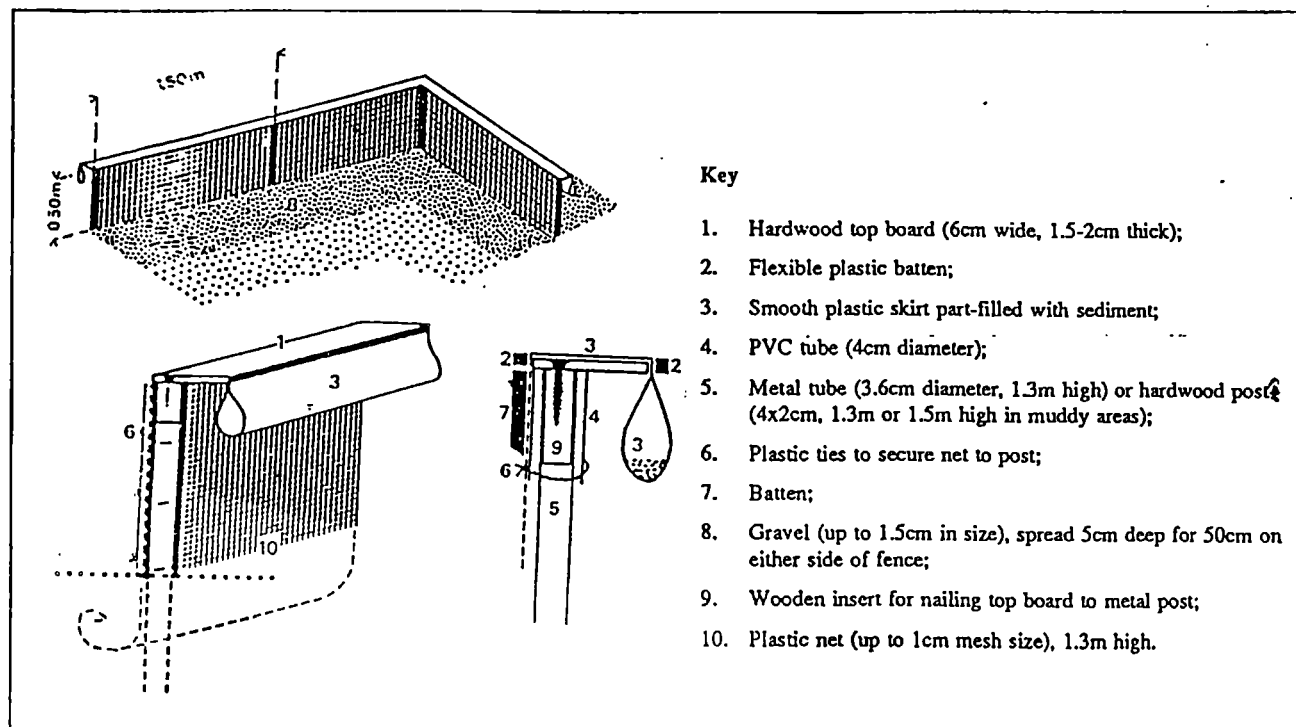
¹ Υπολογίζεται σαν βάρος πλαστικού ανά m² δικτύου.

2.3.4. Χαλίκι

Η χρήση χαλικιού είχε προταθεί σαν κάλυμμα για το γόνο *Mercenaria* έτσι ώστε να προστατευόταν από τα καβούρια (Gibbons and Castagna, 1985). Η μέθοδος όμως έχει σοβαρά

πρακτικά μειονεκτήματα όπως είναι η μεταφορά του χαλικιού στο σημείο της καλλιέργειας και φυσικά η συγκομιδή και ο διαχωρισμός των οστράκων από το υπόστρωμα.

Στη Γαλλία χρησιμοποιείται χαλίκι διαμέτρου 5-12 mm, από το οποίο απαιτούνται 150 t/ha για την σταθεροποίηση του χώματος γύρω από πλαίσια ή από φραγμένους δίσκους για να εμποδιστούν τα καβούρια από το να κρυφτούν μέσα στο χώμα (εικ.4), όπως επίσης και διάφοροι πλατιχθύες από το να θηρεύσουν τα δίθυρα (IFREMER, 1988).

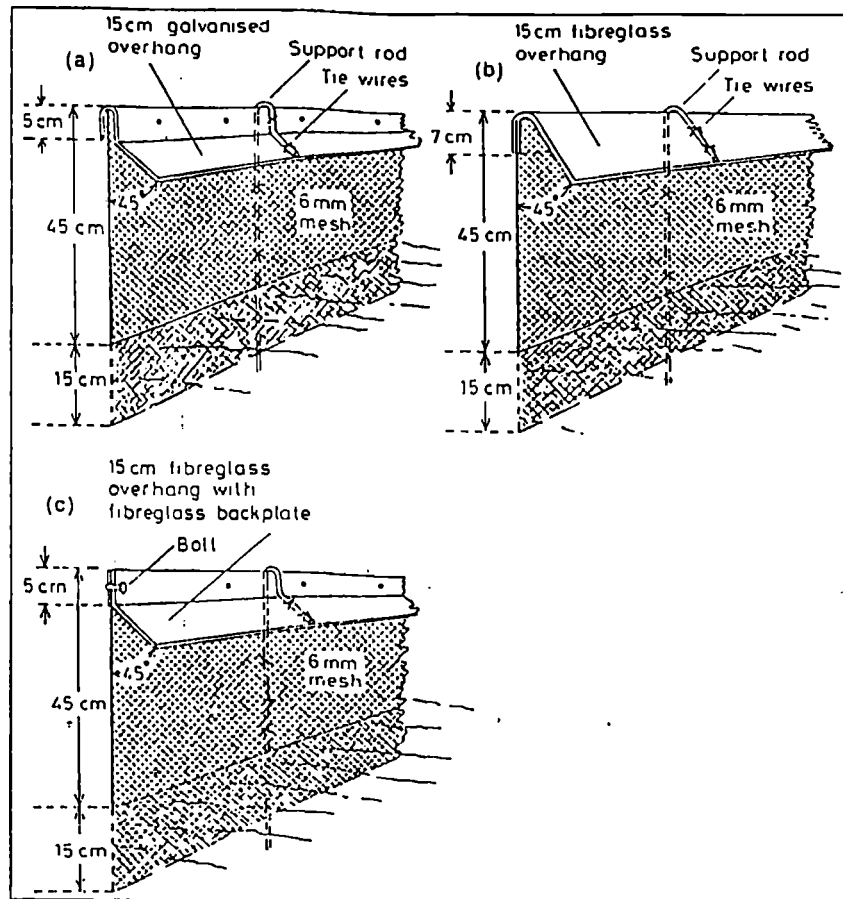


Εικ 4. Τα μέρη ενός προστατευτικού φράκτη.

2.3.5. Προστατευτικοί φράκτες

Οι προστατευτικοί φράκτες, που χρησιμοποιούνται παραδοσιακά στη Γαλλία και στις Ηνωμένες Πολιτείες, μπορούν να προστατεύσουν τα στρείδια και τα μύδια ενάντια σε επιθέσεις καβουριών. Η εγκατάστασή τους όμως στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη μπορεί να γίνει μόνο σε προστατευμένες περιοχές χωρίς ισχυρά παλιρροιακά ρεύματα. Οι τοίχοι των φρακτών είναι φτιαγμένοι από πλαστικό δίχτυ 10 mm και έχουν ύψος 50 cm με το κάτω μέρος τους να είναι θαμμένο 15 cm μέσα στο χώμα. Το πάνω μέρος του δικτυού έχει μια προεξοχή από απαλό υλικό η οποία βλέπει προς τα έξω και σχηματίζει γωνία 90° ή 45° με την κάθετο (Smith et al., 1955; Hanks, 1963; Marin et al., 1973; Davies et al., 1980; IFREMER, 1988). Η προεξοχή αυτή μπορεί να γίνει και από μέταλλο ή από fibreglass (εικ.5).

Πειραματικά φράγματα τα οποία εγκαταστάθηκαν σε λασπώδη πυθμένα στο στενό Μενάι ήταν αποτελεσματικά για τον αποκλεισμό των καβουριών και είχαν μεγάλη επιτυχία



Εικ 5. Τύποι προστατευτικών πλεγμάτων.

στην καλλιέργεια γόνου μυδιών (Davies et al., 1980) αλλά ήταν ακατάλληλα για στρείδια του Ειρηνικού μικρότερα των 10 g λόγω της υψηλής θνησιμότητας πιθανότατα λόγω ιζηματοποίησης (Spencer et al., 1985).

Στο στενό Μενάι ένας τόνος απροστάτευτων μυδιών 20-25 mm συνήθως παράγει περίπου έναν τόνο εμπορεύσιμων μυδιών 55 mm περίπου 2-2,5 χρόνια αργότερα. Μια θνησιμότητα της τάξης του 85% το 1972 οφειλόταν σε ένα μεγάλο ποσοστό στη θήρευση από καβούρια (Dare and Edwards, 1976). Η επιπρόσθετη προστασία από φράγματα οδήγησε έως και σε πενταπλασιασμό της απόδοσης (Davies et al., 1980).

Υπάρχει ένας αριθμός πρακτικών προβλημάτων που σχετίζεται με τη χρήση προστατευτικών φραγμάτων, τα οποία απαιτούν κάποια διαχείριση έτσι ώστε να μειωθεί η επίδρασή τους (Davies et al., 1980), ιδιαίτερα όταν τα φράγματα χρησιμοποιούνται σε μυδοκαλλιέργειες. Τα φύκια γύρω από το φράκτη και η εγκατάσταση οργανισμών που φτιάχνουν κρούστα μπορεί να δημιουργήσει δίοδο για να εισέλθουν τα καβούρια. Επίσης μπορεί να παρατηρηθεί και αυξημένη ιζηματοποίηση στην περίμετρο του φράκτη λόγω αλληλεπίδρασης με το παλιρροιακό ρεύμα. Το μεγαλύτερο πρόβλημα όμως είναι η βιοαπόθεση της λάσπης των μυδιών που μπορεί να φτάσει και τους 17 t λάσπης για κάθε τόνο

αύξησης (Davies et al., 1980). Η απομάκρυνση της λάσπης αυτής από μέσα από τα φράγματα απαιτεί σημαντική προσπάθεια ανάμεσα στους κύκλους παραγωγής.

2.3.6. Αστερίες και αχινοί

Οι αστερίες είναι παράσιτα των καλλιεργειών μαλακίων σε όλο τον κόσμο. Στη Βόρεια Ευρώπη ο *Asterias rubens* L. θεωρείται ο πιο καταστροφικός θηρευτής φυσικών και καλλιεργούμενων αποθεμάτων μυδιών (Seed, 1969), ενώ στην ανατολική ακτή του Καναδά είναι ο χειρότερος εχθρός των στρειδιών (Needler, 1941).

Ο *A. rubens* βρίσκεται κυρίως στην υποαγιαλίτιδα ζώνη σε νερά, συνήθως, με αλατότητα πάνω από 30 psu (practical salinity units, πρακτικές μονάδες αλατότητας), αλλά οι τροφικές του δραστηριότητες μπορεί να τον οδηγήσουν στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού (Dare, 1982). Η καταστροφική δύναμη που έχει στα ευρωπαϊκά υποστρώματα στρειδιών είχε καταγραφεί από τον Cuenot (1987), αλλά ο Korringa (1955) σημείωσε ότι παρόλο που ο *A. rubens* υπάρχει στα ολλανδικά υποστρώματα μυδιών εν τούτοις προκαλούσε μικρές ζημιές λόγω της προτίμησης που είχε για τα μύδια.

Σε εργαστηριακά πειράματα ο Hancock (1955) βρήκε ότι ο *A. rubens* έτρωγε ενήλικα στρείδια (*Ostrea edulis*) όταν αυτά ήταν το μοναδικό φαγητό, αλλά προτιμούσε μύδια και *Crepidula* όταν υπήρχε μεγάλη ποικιλία γαστερόποδων και δίθυρων συμπεριλαμβανομένων και των επίπεδων στρειδιών. Απέδειξε ότι παρόλο που ο *A. rubens* έτρωγε νεαρά και ενήλικα στρείδια, το μεγαλύτερο μέρος της τροφής του αποτελούνταν από εκείνα τα ασπόνδυλα τα οποία ανταγωνίζονται τα στρείδια. Οι μεγαλύτεροι αστερίες προτιμούσαν να τρώνε μύδια και αν αυτά δεν υπήρχαν τότε τρέφονταν με *Crepidula* και περιστασιακά με *Urosalpinx*. Σε καλλιεργούμενα υποστρώματα στο Essex, ο *A. rubens* είναι πιθανόν να σχετίζεται με μεγάλους αριθμούς *Crepidula* (Hancock, 1955).

Πυκνοί πληθυσμοί *A. rubens* παρατηρήθηκαν σε ενδοπαλιρροιακά υποστρώματα με νεαρά μύδια στον κόλπο Morescambe στη βορειοδυτική Αγγλία, όπου έφταναν τα 300-400 /ha και καταλάμβαναν 2,5 ha εδάφους (Dare, 1982). Τη στιγμή της έξαρσης ο πληθυσμός αποτελούνταν από 2,4 εκατομμύρια αστερίες τα οποία σε τρεις μήνες καθάρισαν 50 εκτάρια υποστρώματος μυδιών τα οποία υπολογίζεται ότι περιείχαν περίπου 3.500 t μυδιών μεγέθους 20 mm. Αυτοί οι πληθυσμοί αστερία επέστρεψαν στα βαθύτερα νερά το φθινόπωρο.

Στην Ιρλανδία είχαν συλληφθεί πυκνές ομάδες αστεριών κάτω από σχεδίες μυδιών, οι οποίες κατανάλωναν αυτά τα μύδια τα οποία έπεφταν από τα σκοινιά κατά τη διάρκεια κακοκαιρίας (Rodhouse et al., 1985). Τα σκοινιά με τα μύδια τα οποία αφήνονται να αγγίζουν

τον πυθμένα μπορούν να χάσουν μεγάλο μέρος των μυδιών τους λόγω θήρευσης από αστερίες και καβούρια. Τα αιωρούμενα σκoiνιά μυδιών (Korringa, 1976α) και οι σάκοι συλλογής γόνου χτενιών (N.Lake, Sea Fish Industry Authority, 1991, αναφέρεται στον Spencer, 1991), μπορούν επίσης να πιάσουν *Asterias* και *Marthasterias* όταν αυτά (τα σκoiνιά και οι σάκοι) τοποθετούνται πριν το γόνου. Αυτά τα ζώα και ειδικότερα αυτά μέσα στους σάκους πρέπει να απομακρύνονται πριν μεγαλώσουν αρκετά και βλάψουν τη καλλιέργεια.

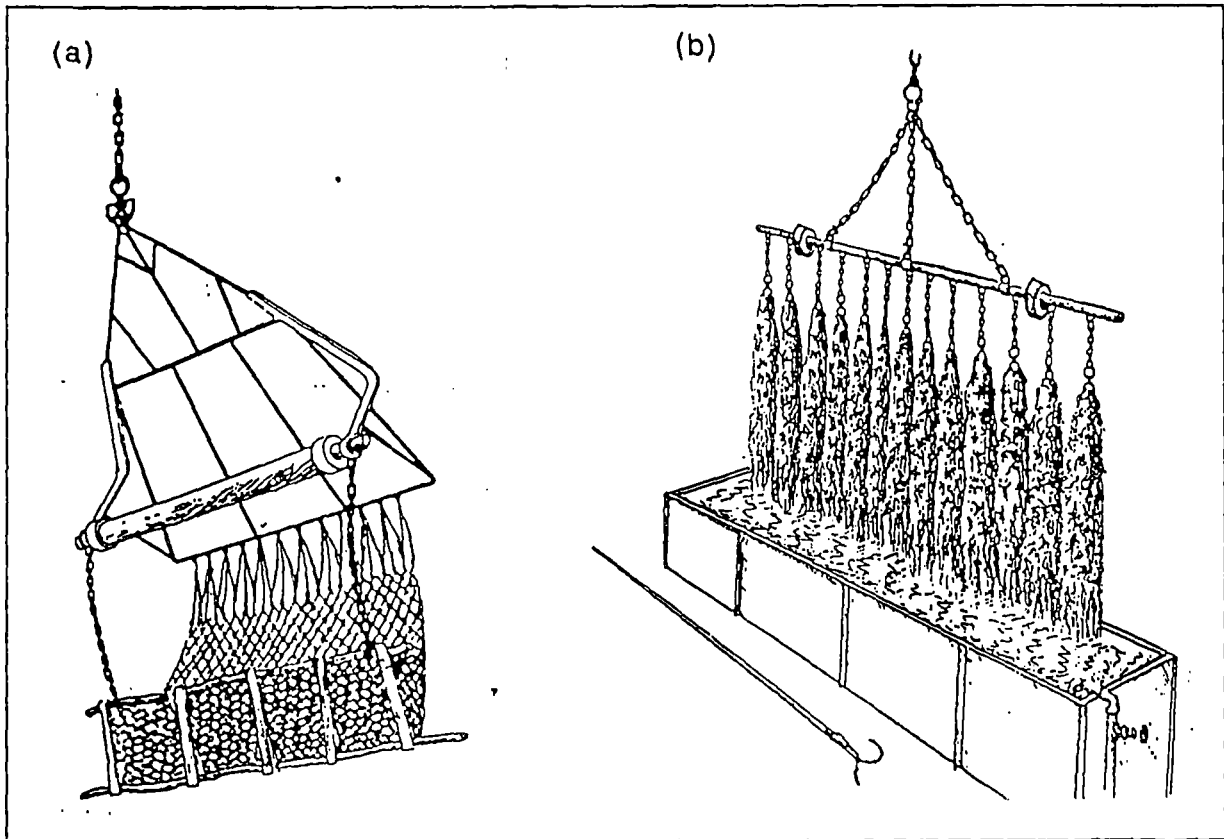
Το *Psammochinus miliaris* Lam. Έχει προκαλέσει επίσης σοβαρές ζημιές σε επίπεδα στρείδια στην Αγγλία και τη Σκóτια σε περιοχές που παρατηρήθηκε σε μεγάλους αριθμούς (Hancock, 1974).

3. ΜΕΘΟΔΟΙ ΕΛΕΓΧΟΥ

Η απομάκρυνση με το χέρι έχει χρησιμοποιηθεί σε ολλανδικά υποστρώματα μυδιών τα οποία βρίσκονται στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη (Korringa, 1976γ). Στην υποαιγιαλίτιδα ζώνη που οι αστερίες είναι περισσότερο διαδεδομένοι και σχετικά μη προσβάσιμοι, έχουν αναπτυχθεί πιο γρήγορες μέθοδοι. Η βυθοκόρος ή αλλιώς γκαγκάβα (εικ. 6α) σηκώνει τους αστερίες στιγμιαία με την μπροστινή μπάρα και τους μαζεύει στον σάκο (Korringa, 1976α). Η “σκούπα” για αστερίες ενσωματώνει ένα υλικό, συνήθως άχρηστο βαμβάκι, στο οποίο μπερδεύονται οι αστερίες όταν σέρνεται στον πυθμένα το εργαλείο (εικ. 6β). Οι αστερίες μετά σκοτώνονται είτε με εμβάπτιση σε ζεστό νερό (Korringa, 1976β), είτε σε γλυκό νερό ή ακόμα και σε κορεσμένο διάλυμα κοινού αλατιού. Η πιο απλή μέθοδος είναι να αφήνονται στην ακτή να ξεραθούν από τον ήλιο (Hancock, 1974).

Κατευθείαν τοποθέτηση μη σβησμένου ασβέστη χρησιμοποιήθηκε με επιτυχία για τη θανάτωση αστερία στην Αμερική και στον Καναδά (Galtsoff and Loosanoff, 1939; Loosanoff and Engle, 1942; Lee, 1951). Παρόλο που η επίδραση που είχε ο ασβέστης στα στρείδια και στα άλλα εμπορικά είδη ήταν αμελητέα (Hancock, 1955), η χρήση του στις μέρες μας πιθανότατα θα θεωρείται περιβαλλοντικά απαράδεκτη.

Σε βρετανικά υποστρώματα στρειδιών που περιείχαν υψηλές συγκεντρώσεις *Crepidula*, ο Hancock (1974) πρότεινε την επιστροφή των αλιευμένων αστεριών σαν μέθοδο βιολογικού ελέγχου αυτού του παρασίτου. Άλλα θαλάσσια ασπόνδυλα, όπως το *Solaster papposus* L. (κόκκινος αστερίας) και το *Hyas arenus* L. (πετροκαβούρι) τα οποία τρέφονται με *Asterias* μπορούν επίσης να αποτελέσουν μέθοδο βιολογικού ελέγχου και πρέπει να επιστρέφονται στα υποστρώματα οστρακοειδών (Hancock, 1974).



Εικ 6. Μέθοδοι ελέγχου του αστερία. (α) βυθοκόρος αστερία με ξύλινο οδηγό (β) σκούπα αστερία που βυθίζεται σε ζεστό νερό για να σκοτώσει τους εγκλωβισμένους αστερίες.

3.1. Μαλάκια

Σημαντικοί θηρευτές καλλιεργούμενων μαλακίων είναι σχεδόν όλα τα γαστερόποδα, όπως επίσης τα κεφαλόποδα (χταπόδι) τα οποία τρώνε μύδια και στρείδια αλλά οι αριθμοί τους είναι τόσο μικροί που δεν μπορούν να προκαλέσουν υψηλής κλίμακας προβλήματα. Ο Hancock (1960) κατέγραψε 27 είδη γαστερόποδων θηρευτών εμπορικών μαλακίων σε όλο τον κόσμο, από τα οποία τα πέντε βρέθηκαν σε βρετανικά ή άλλα ευρωπαϊκά νερά. Τα ευρωπαϊκά είδη που καταγράφηκαν είναι το *Natica catena da costa* (κυδώνια), *Nucella lapillus* L. (μύδια), *Ocenebra erinacea* L. (μύδια, στρείδια), *Urosalpinx cinerea* (στρείδια), και *Buccinum undatum* L. (κυδώνια, μύδια). Το *Buccinum* χρησιμοποιεί την άκρη του κελύφους του για να εισχωρήσει ανάμεσα στις θύρες της λείας του, ενώ τα άλλα ανοίγουν μια τρύπα στο κέλυφος για να αποκτήσουν πρόσβαση στη σάρκα.

Το *Thais haemastoma* Lam. δεν παρατηρείται στα βρετανικά νησιά αλλά έχει βρεθεί στη Μεσόγειο και στον Ατλαντικό και φτάνει βόρεια μέχρι το Biscay, όπου τρέφεται με πεταλίδες (Spencer et al., 1990) και περιστασιακά με μύδια. Στη δυτική ακτή του Ατλαντικού

το *T. haemastoma* είναι ένα βασικό παράσιτο των στρειδιών *Crassostrea virginica* (Garton and Stickle, 1980) και *C. brasiliana* Lam. (Pereira et al., 1988).

Το γένος *Odostomia* είναι μικρό ευρωπαϊκό γαστερόποδο, με μήκος μόλις λίγα mm, το οποίο ζει στο κέλυφος διαφόρων δίθυρων και τρέφεται με τον μανδουακό ιστό τους. Στα δίθυρα στα οποία ζει συμπεριλαμβάνονται τα *Pecten maximus* (Line), *Chlamys operularis* (L.) (Jeffreys, 1867), *Ostrea edulis* (L.) (Cole, 1951a) και *Mytilus edulis* (L.) (Cole and Hancock, 1955). Παρόλο που το *Odostomia* θεωρείται εκτοπαράσιτο (Fretter and Graham, 1949), ο παρατεταμένος ερεθισμός από μόλυνση βαριάς μορφής μπορεί να βλάψει τον προσαγωγό μυ και να προκαλέσει το θάνατο του στρειδιού (Cole and Hancock, 1955). Στο Ηνωμένο Βασίλειο η μόλυνση από αυτό το παράσιτο είναι συνήθως σε χαμηλό επίπεδο, όπως το 1954 όταν το 30% των στρειδιών μιας θέσης και το 4% των μυδιών μιας άλλης έδειξαν κάποιο βαθμό προσβολής (Cole and Hancock, 1955) Όμως οι McFadden και Myers (1989) ανέφεραν το *Odostomia* σαν το πιο διαδεδομένο παράσιτο σε φυσικά υποστρώματα μυδιών στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη και σε μια φάρμα που χρησιμοποιούσε αιωρούμενα σκοινιά ανέφεραν πυκνότητες που ξεπερνούσαν τα 200 άτομα στα 100 cm² υποστρώματος.

Τα *Natica* και *Buccinum* παρόλο που είναι κοινά στα βρετανικά νησιά δεν θεωρούνται σημαντικοί θηρευτές των εμπορικών δίθυρων (Hancock, 1960). Τρία άλλα είδη, το *Nucella lapillus*, το *Ocenebra erinacea* και το εισηγμένο από την βόρεια Αμερική *Urosalpinx cinerea* είναι πιο επικίνδυνοι θηρευτές.

Τα περισσότερα γαστερόποδα θηρευτές ανιχνεύουν την λεία τους από απόσταση, με τα Muricid είδη να δείχνουν ακρίβεια στην θέση της λείας από απόσταση (Haskin, 1950; Rittschof et al., 1983; Williams et al., 1983). Τα *Nucella lapillus*, *Urosalpinx cinerea* (Carriker and van Zandt, 1972; Morgan, 1972) και *Ocenebra erinacea* (Humphrey, 1990) ανοίγουν τρύπες αμέσως σε όποια θύρα είναι προσβάσιμη.

3.2. Nucella lapillus

Το *Nucella lapillus* είναι ένα κοινό ενδοπαλιρροιακό παράσιτο και των δύο πλευρών του βόρειου Ατλαντικού. Στην Ευρώπη παρατηρείται από τα στενά του Γιβραλτάρ έως τον Αρκτικό κύκλο (Fretter and Graham, 1985) και είναι αρκετά κοινό στα βρετανικά νησιά. Αφού παρατηρείται σε μικρούς μόνο αριθμούς κάτω από το σημείο της κατώτερης παλίρροιας, όπου καλλιεργούνται τα επίπεδα στρείδια, δεν θεωρείται ότι προκαλεί σημαντικές καταστροφές σε αυτά. Το κύριο μέρος της λείας του αποτελούν οι πεταλίδες και τα μύδια. Όταν σε *N. lapillus* τα οποία βρίσκονταν σε έναν πληθυσμό που δεν είχε πρόσβαση σε μύδια

δόθηκε τροφή που αποτελούνταν από μίγμα πεταλίδων και μυδιών, αυτά έδειξαν προτίμηση για τις πεταλίδες, αλλά αυτά που τους δόθηκαν μόνο μύδια ανέπτυξαν ισχυρή προτίμηση για αυτή τη λεία. Αυτά που δεν είχαν ξανασυναντήσει μύδια τα αγνοούσαν όταν ήταν παρόντα και προτιμούσαν τις πεταλίδες τις οποίες είχαν συνηθίσει (Hughes and Dunkin, 1984). Σε εργαστηριακές δοκιμές ενήλικα *N. lapillus* έτρωγαν κατά μέσον όρο 2,2 μύδια και τα νεώτερα 1 μύδι την εβδομάδα κατά τους καλοκαιρινούς μήνες (Seed, 1969).

Ο Feare (1972) παρατήρησε αρκετές εκατοντάδες *lapillus* ανά τετραγωνικό μέτρο τα οποία τρέφονταν σε φυσικά ενδοπαλιρροιακά υποστρώματα μυδιών την άνοιξη και το καλοκαίρι. Ο Jeffreys (1967) υποστήριξε ότι τα *lapillus* προκαλούσαν καταστροφές σε υποστρώματα μυδιών αλλά δεν παρουσίασε αποδείξεις για να στηρίξει την υπόθεσή του. Τα γαστερόποδα δεν θεωρούνται σημαντικοί θηρευτές μυδιών στην Ολλανδική θάλασσα Wadden (Thiesen, 1968) ούτε και στον κόλπο Morecambe της Αγγλίας (Dare, 1976). Επίσης δεν υπάρχουν αποδείξεις ότι *lapillus* προκαλούν καταστροφές σε στρείδια εκκολαπτηρίων που αναπτύσσονται σε δίσκους στην ενδοπαλιρροιακή ζώνη. Γόνος μυδιού που εγκαθίσταται σε δίσκους στρειδιών απαιτεί πολλή δουλειά για να απομακρυνθεί. Οι Minchin και Duggan (1989) πρότειναν ότι η προσθήκη μερικών *lapillus* που είχαν συνηθίσει να τρέφονται με μικρά μύδια μπορεί να βοηθήσει στην επίλυση αυτού του προβλήματος.

3.3. *Ocenebra erinacea*

Το είδος *Ocenebra erinacea* βρίσκεται στις ακτές του βορειοανατολικού Ατλαντικού από την Μεσόγειο, Madeira και Azores έως της νότιες και δυτικές ακτές των βρετανικών νησιών και της Ιρλανδίας. Δεν είναι τόσο κοινό στις νότιες ακτές της Βρετανίας και είναι σχεδόν σπάνιο βορειότερα (Graham, 1971). Σε μια πρόσφατη έρευνα (Gibbs et al., 1990), βρέθηκε να είναι σχετικά σπάνιο γύρω από τη νοτιοδυτική Αγγλία και βρισκόταν μόνο σε προστατευμένες περιοχές της ακτής του Καναλιού και ήταν ακόμα πιο σπάνιο στην πιο εκτεθειμένη βόρεια ακτή.

Το *O. erinacea* είναι θηρευτής ακίνητης ή αργά κινούμενης λείας, ιδιαίτερα πεταλίδων, μυδιών και στρειδιών, ενώ τρέφεται κατά προτίμηση με λεία η οποία είναι οικεία στον οικότοπο (Orton, 1929). Ο Hancock (1960) ανέφερε ότι τα *O. erinacea* προτιμούσαν μύδια ακόμα και όταν συλλέγονταν μέσα από υποστρώματα επίπεδων στρειδιών. Άλλα εμπορικά είδη της Ευρώπης τα οποία σε εργαστηριακές δοκιμές αποτέλεσαν τη λεία του *O. erinacea* ήταν το *Crassostrea gigas*, *Mercenaria mercenaria*, *Cerastoderma* spp., *Venerupis* spp. και *Crepidula fornicata* (Humphrey, 1990). Ο Pieron (1933) ανέφερε ότι το *O. erinacea*

χρειάζεται 7-13 ώρες για να ανοίξει τρύπα 0,1 mm στο κέλυφος της λείας του. Σε εργαστηριακές δοκιμές, ο Cole (αναφέρεται στον Hancock, 1960) υπολόγισε ότι ένα *O. erinacea* καταναλώνει 0,2 γόνο *Ostrea edulis* την ημέρα. Τροφικές δοκιμές από τον Humphrey (1990) έδειξαν ότι ο ημερήσιος ρυθμός κατανάλωσης γόνου *O. edulis* (15-20 mm μήκους), από *O. erinacea* ήταν μηδέν στους 10 °C και 0,11 στους 20 °C και έτσι επιβεβαίωσε τα αποτελέσματα του Hancock (1960).

Το *Ocenebra erinacea* ήταν πολύ διαδεδομένο σε όλες της βασικές οστρεοπαραγωγικές περιοχές της Αγγλίας πριν από το 1939 (Key and Davidson, 1981). Μερικοί κρύοι χειμώνες που επικράτησαν εκείνο το διάστημα, μείωσαν τον πληθυσμό τους στη ρηχή ανατολική ακτή με τα εδάφη στρειδιών. Όμως έμεινε αρκετά διαδεδομένο στη νότια ακτή, ιδιαίτερα στο Solent, όπου βρίσκονται τα μεγαλύτερα ευρωπαϊκά φυσικά εδάφη στρειδιών *Ostrea edulis*. Το 1976, του οποίου είχε προηγηθεί περίοδος μεγάλης αναπαραγωγικής έξαρσης στρειδιών αυτού του είδους στο Solent, υπολογίστηκε ότι σε δύο εδάφη στρειδιών υπήρχαν έως και 30 εκατομμύρια *O. erinacea*, ενώ η πυκνότητα σε ένα έδαφος το 1977, υπολογίστηκε σε 90 άτομα ανά m². Η θνησιμότητα που προκλήθηκε από αυτά τα άτομα υπολογίστηκε το 1978 όταν βγήκαν έξω οι σάκοι με 30-45 mm στρείδια στον θαλάσσιο πυθμένα. Το 11% αυτών σκοτώθηκε σε δύο καλοκαιρινούς μήνες (Key and Davidson, 1981).

3.4. *Urosalpinx cinerea*

Το *Urosalpinx cinerea* εισήχθη κατά λάθος στα Αγγλικά νερά από τις Ανατολικές Ηνωμένες Πολιτείες, με αποθέσεις του Αμερικάνικου στρειδιού *Crassostrea virginica*. Αναγνωρίστηκε πρώτα σε εδάφη στρειδιών στο Essex το 1927 από τους Orton και Winckworth (1928) και η πρώτη καταγραφή έγινε σε μια καλλιέργεια του 1920 από τον Orton (1930). Η παρουσία του στα νερά της Αγγλίας έδειξε του κινδύνους που υπάρχουν στην εισαγωγή μη γηγενών ειδών χωρίς τις απαραίτητες διαδικασίες πρόληψης (Spencer, 1990γ).

Το *U. cinerea* εγκαταστάθηκε σε διάφορες εκβολές του Essex, συμπεριλαμβανομένων αυτών στα ποτάμια Colne, Blackwater, Crouch και Roach και απλώθηκε από τις θέσεις των αρχικών αποθέσεων στο δυτικό Mersey και Brightlingsea (Cole, 1942) με κανονικές ανταλλαγές με τα στρείδια. Η φυσική εξάπλωση ήταν περιορισμένη και αργή. Η ακτίνα της δεν ξεπέρασε στα βόρεια το Essex και στα νότια τη βόρεια ακτή του Kent (Hancock, 1959; Franklin and Pickett, 1975; Gibbs et al., 1991).

Η ακόρεστη όρεξη του *U. cinerea* για νεαρά *O. edulis* ήταν υπεύθυνη για την καταστροφή μεγάλων ποσοτήτων γόνου στρειδιών, μεγέθους όσο το νύχι του αντίχειρα, στο Essex. Ο Cole (1951β) υπολόγισε ότι περίπου το 75% και ο Orton (στον Hancock, 1974) το 50% του γόνου στα ποτάμια του Essex χάθηκε λόγω του αμερικάνικου παράσιτου. Ο Hancock (1954) υπολόγισε ότι κάθε παράσιτο κατανάλωνε 20 άτομα γόνου κάθε σεζόν και ότι περισσότερα από 0,5 εκατομμύρια μικρά στρείδια είχαν τρυπηθεί και φαγωθεί μόνο σε λίγους μήνες σε ένα από τα εδάφη.

Το *U. cinerea* έγινε πολύ διαδεδομένο στα ποτάμια Crouch και Roach με πυκνότητες που έφταναν τα 20.000 άτομα ανά εκτάριο στη δεκαετία του 1950 (Hancock, 1959). Οι Franklin και Pickett (1974) θεώρησαν την κατανομή του *U. cinerea* στον ποταμό Roach το 1972-73 παρόμοια με αυτήν της δεκαετίας του 1950. Η παρουσία αυτού του θηρευτή στα ποτάμια του Essex έδειξε πτωτική πορεία. Βενθικές έρευνες στον ποταμό Crouch το 1987, 1988 και 1989 δεν βρήκαν *U. cinerea* (J. Thain, 1991, αναφέρεται στον Spencer 1991). Πενήντα παγίδες (Hancock, 1959) που είχαν τοποθετηθεί στο Goldhanger Creek, σε μια περιοχή που είχε αναφερθεί η παρουσία του *Urosalpinx*, είχαν πιάσει μόνο 142 άτομα από την άνοιξη του 1985 έως την άνοιξη του 1991. Από τα 73 άτομα που αναγνωρίστηκε το φύλο τους, τα 31 θηλυκά έδειξαν ανάπτυξη ανδρικών γεννητικών οργάνων πιθανότατα λόγω απορρόφησης TBT που υπάρχει σε μπιγιές κατά της επικόλλησης (Gibbs et al., 1991). Αυτό το φαινόμενο όπως επίσης και η κατά 90% μείωση του πληθυσμού του *O. edulis* στο Essex μετά τον βερύ χειμώνα του 1962-63 (Thain and Waldock, 1986), ήταν οι κύριοι λόγοι της δραματικής μείωσης του *U. cinerea* στο Essex.

3.5. Μέθοδοι ελέγχου

Η σοβαρότητα της μόλυνσης από το *Urosalpinx cinerea* σε Αμερικάνικα και Αγγλικά εδάφη πυροδότησε την ανάπτυξη διαφόρων μέτρων ελέγχου για να μειωθεί η επίδρασή τους.

4. ΧΗΜΙΚΕΣ ΜΕΘΟΔΟΙ

Η ερευνητική προσπάθεια στις Ηνωμένες Πολιτείες από τη δεκαετία του '40 έως τη δεκαετία του '70 ήταν προς την κατεύθυνση της ανάπτυξης χημικών μεθόδων με σκοπό τη μετακίνηση στρειδιών σε περιοχές χωρίς παράσιτα. Πάνω από 1.000 παρασκευάσματα είχαν δοκιμαστεί σε ελεγχόμενες εργαστηριακές συνθήκες (Cattiker, 1955). Διαλύματα που περιείχαν απλά ανόργανα συστατικά όπως θειικό χαλκό, γλωριούχο νάτριο κ.λπ. και οργανικά συστατικά όπως φορμόλη, ήταν αποτελεσματικά ενάντια στον γόνο παρασίτων και άλλων

οργανισμών που επικολλούνταν (*Crepidula*, σπόγγοι) αλλά δεν έφεραν αποτελέσματα σε ενήλικα *Urosalpinx* (Loosanoff, 1958).

Τελικά δοκιμάστηκαν φράγματα διαποτισμένα με χημικά τα οποία εμπόδιζαν τα παράσιτα και τους αστερίες από το να τα διασχίσουν. Ο σκοπός ήταν να περικυκλωθεί ένα υπόστρωμα οστρακοειδών με μια λουρίδα αδρανούς φορέα, όπως είναι η άμμος και το χαλίκι ανακατεμένο 5% με ένα βαρύ λάδι όπως είναι η ορθο-διχλωρο-βενζόλη. Δοκιμές που έγιναν στο εργαστήριο έδειξαν ότι τα φράγματα έμεναν αποτελεσματικά για ένα χρόνο περίπου, παρόλο που οι αποθέσεις στην κορυφή του φράγματος τα καθιστούσαν τελικά αναποτελεσματικά. Για να βελτιωθεί η αποτελεσματικότητα των φραγμάτων χρησιμοποιήθηκαν άλλα διαλύματα που περιείχαν παρασιτοκτόνα (Loosanoff, 1960).

Αυτή η φιλοσοφία βρήκε εφαρμογή στη γενική επεξεργασία με χημικά των εδαφών οστρακοειδών, όπου απλωνόταν ένα μίγμα άμμου και χημικών σε όλο το έδαφος για να σκοτωθούν τα παράσιτα και οι άλλοι εχθροί των στρειδιών (Loosanoff et al., 1960). Ένα ιδιαίτερα αποτελεσματικό μίγμα ήταν το Polystream, το οποίο ήταν μίγμα πολυχλωριωμένης βενζόλης και που μείωνε τις συλλήψεις του *Urosalpinx* (στις παγίδες) από 16 σε 1 σε κάθε παγίδα η δε αποτελεσματικότητά του διαρκούσε 2 χρόνια σε συνθήκες πεδίου (Mackenzie, 1970). Οι χημικές επεξεργασίες ήταν αρκετά δημοφιλείς στη βιομηχανία οστρακοειδών στην Αμερική αλλά τελικά έχασαν οπαδούς λόγω του αυξημένου ενδιαφέροντος για το θαλάσσιο περιβάλλον. Στις μέρες μας η χρήση χημικών ελέγχεται αυστηρά και είναι απίθανο να δοθεί άδεια για επεξεργασία εδαφών με τέτοιες μεθόδους.

4.1. Παγίδευση και σύλληψη

Η χρήση βυθοκόρου ή αναρροφητικών συσκευών έχει εφαρμοστεί για τη σύλληψη *Urosalpinx* ιδιαίτερα κατά τους καλοκαιρινούς μήνες που δεν είναι σε χειμερία νάρκη (Carikker, 1955; Hancock, 1974). Μια πιο εξειδικευμένη μέθοδος χρησιμοποιούσε τη μετανάστευση προς την ακτή των *Urosalpinx* για να επιτύχει τη σύλληψη. Καμπυλωτά κεραμίδια τα οποία απλώνονταν σε σειρές στη χαμηλότερη καλοκαιρινή παλίρροια ή δέσμες καλωδίων στην υποαιγιαλίτιδα ζώνη, ήταν αποτελεσματικές παγίδες αφού προσέφεραν καταφύγιο στα *Urosalpinx* όπως επίσης και μια επιφάνεια για να γεννήσουν. Σαν παράδειγμα της αποτελεσματικότητάς τους αναφέρεται ότι, 225 κεραμίδια που είχαν τοποθετηθεί σε ποτάμι του Essex και εξετάστηκαν σε οκτώ περιπτώσεις είχαν παγιδεύσει 4.000 άτομα του παρασίτου και 30.000 αυγά σε ένα καλοκαίρι (Hancock, 1974).

Παρόλο που το *Ocenebra* μπορεί επίσης να πιαστεί σε κεραμίδια, η ανάπτυξή τους στα φυσικά εδάφη στρειδιών στο Solent δεν τα καθιστά συλλήψιμα επειδή σε αυτά τα είδη απουσιάζει η μετανάστευση προς την ακτή. Επίσης δεν ήταν πρακτική η χρήση τους λόγω των τεράστιων εκτάσεων (πάνω από 18.000 ha), των γρήγορων παλιρροιών, των αλιευτικών δραστηριοτήτων (που απαιτούσαν σύρση αλιευτικών εργαλείων) και του μεγάλου πληθυσμού του *Ocenebra* που είχε παρατηρηθεί εκεί (Key and Davidson, 1981).

6. ΝΟΜΟΘΕΣΙΑ

Οι νομοθεσία με διάφορους νόμους επιχειρεί να ελέγξει την εισαγωγή και εξάπλωση των παρασίτων και των ασθενειών των οστρακοειδών. Στη Βρετανία αυτοί οι νόμοι ήταν ικανοί να ελέγξουν την περαιτέρω εξάπλωση του *Crepidula*, *Mytilicola*, *Urosalpinx* και από το 1982 του *Bonania* από τα σημεία μόλυνσης. Ο νόμος χωρίζει όλη την ακτή της Αγγλίας και της Ουαλίας σε 27 διακρινόμενες περιοχές και είναι παράνομο να τοποθετηθούν σε μια περιοχή οστρακοειδή που έχουν παρθεί από μία άλλη, εκτός αν υπάρχει ειδική άδεια. Οι αποφάσεις για τις άδειες βασίζονται στα γνωστά (ή φημολογούμενα) περιστατικά ασθενειών και παρασίτων στις περιοχές από τις οποίες παίρνονται τα οστρακοειδή και σε αυτές στις οποίες πηγαίνουν. Αν μια μετακίνηση κρύβει κινδύνους εξάπλωσης ασθενειών ή παρασίτων τότε δεν εκδίδεται άδεια.

Η μείωση του αριθμού των θηρευτικών γαστερόποδων σε μερικές περιοχές της Ευρώπης τα τελευταία χρόνια, οφείλεται στην παρουσία διαφόρων χημικών στο νερό. Σε ορισμένα είδη έχει παρατηρηθεί ανάπτυξη των ανδρικών γεννητικών οργάνων στα θηλυκά [*Nucella lapillus* (Bryan et al., 1986; Gibbs and Bryan, 1986), *Thais haemastoma* (Spence et al., 1990), *Ocenebra erinacea* (Gibbs et al., 1990), *Urosalpinx cinerea* (Gibbs et al., 1991)]. Αυτά τα χημικά έχουν τώρα σταματήσει να χρησιμοποιούνται σαν συστατικά των βαφών κατά της επικόλλησης, σε πολλές χώρες της Ευρώπης (και αλλού) και έτσι ο θάνατος των παρασίτων μπορεί να σταματήσει μετά από λίγο καιρό.

Ο επαναποικισμός των περιοχών όπου οι αριθμοί των παρασίτων έχουν μειωθεί πολύ, από γειτονικές καθαρές περιοχές, μπορεί να πάρει κάποιο χρόνο γιατί τα *Nucella*, *Ocenebra* και *Urosalpinx* απλώνουν το γόνό τους σε αυγά κουκούλια στα οποία γίνεται η ανάπτυξη μέχρι την αποκάλυψη του νεαρών σκουληκιών. Δεν είναι ακόμα σίγουρο αν η μοίρα του *Urosalpinx* στην Αγγλία έχει καθοριστεί. Αυτό το παράσιτο έχει επηρεαστεί από την αλλαγή φύλου στον ποταμό Blackwater και πιθανότατα στον ποταμό Crouch (Gibbs et al., 1991), αλλά είναι άγνωστο αν υπάρχουν υγιείς πληθυσμοί έξω ή μέσα σε αυτές τις εκβολές, που να

έχουν επιβιώσει από την επίδραση της δηλητηρίασης του TBT, οι οποίοι να μπορούν να δράσουν σαν κέντρα για τη δημιουργία του πληθυσμού από την αρχή. Το *Thais haemastoma* όμως γεννά πλαγκτονικές νύμφες και έτσι ο επαναποικισμός είναι σχετικά γρήγορος (Spence et al., 1990).

5.1. Σκουλήκια

Τα στροβιλιστικά σκουλήκια μπορεί να είναι σημαντικοί θηρευτές των μαλακίων, συμπεριλαμβανομένων των εμπορικών ειδών ανά τον κόσμο. Μπορούν να επιτεθούν σε στρείδια, μύδια, πεταλίδες, *Crepidula* και σε άλλα είδη ασπόνδυλων (Galleni et al., 1980). Στη Μεσόγειο θάλασσα το σκουλήκι *Stylochus mediterraneus* Galleni ήταν υπεύθυνο για τον θάνατο του 90% των μικρών στρειδιών και περιστασιακά τρεφόταν με *Mytilus galloprovincialis* Lam. στη Γιουγκοσλαβία (Galleni et al., 1980). Το *S. mediterraneus* είναι επίσης σημαντικός θηρευτής του *M. galloprovincialis* στα φυσικά εδάφη της ακτής Tuskan και της Αδριατικής ακτής της Ιταλίας όπου θεωρείται από τους μυδοκαλλιεργητές σαν παράσιτο.

Ο έλεγχος του σκουληκιού σε φυσικά εδάφη οστρακοειδών δεν είναι δυνατός αλλά σε ανθρώπινες καλλιέργειες στρειδιών, *Crassostrea rhizophorae*, οι οποίες αιωρούνται από σκοινιά, η παρουσία των σκουληκιών μειώθηκε με την έκθεση των καλλιεργειών στον αέρα για ολόκληρο το βράδυ ή με την εμβάπτιση σε υπέρκορα διαλύματα ή σε διαλύματα υποχλωριώδους ασβεστίου (Littlewood and Marsbe, 1990).

ΓΕΝΙΚΑ ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ ΣΤΡΑΤΗΓΙΚΗ ΠΡΟΣΤΑΣΙΑΣ

Η ανάγκη ανάπτυξης μιας κατανοητής στρατηγικής προστασίας και για τα θαλάσσια και για τα γλυκών νερών περιβάλλοντα είναι επιτακτική. Στη Μεγάλη Βρετανία έχουν θεσπιστεί μέτρα για την προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων και των ειδών, όπως ο ορισμός των συστημάτων γλυκών νερών σαν 'θέσεις ιδιαίτερου επιστημονικού ενδιαφέροντος' και των θαλάσσιων συστημάτων σαν 'φυσικές θαλάσσιες φυλασσόμενες περιοχές'. Αυτοί οι μηχανισμοί δεν είναι πάντοτε αναγκαίοι για την δημιουργία μιας ευρείας στρατηγικής προστασίας. Για να το πετύχουμε αυτό πρέπει να έχουμε ένα πολύ πιο λεπτομερή κατάλογο των βιολογικών αποθεμάτων και του τρόπου κατανομής τους.

Βασική για την ανάπτυξη μιας στρατηγικής προστασίας είναι η κατανόηση της δυναμικής του οικοσυστήματος στο οποίο θα εφαρμοστεί η στρατηγική και ιδιαίτερα ο έλεγχος της δυναμικής αυτής μέσα στο χώρο και στο χρόνο. Πέρα από κάθε επιστημονική εκτίμηση για τις απαιτήσεις προστασίας μιας οποιασδήποτε χώρας υπάρχει μια επιπλέον απαίτηση που ονομάζεται κατάλληλη νομοθεσία, η οποία επιτρέπει την εφαρμογή αποτελεσματικών μέτρων ελέγχου. Κάθε νομοθεσία πρέπει να ενσωματώνει πολιτικές και κοινωνικές παραμέτρους αλλά μέσα στο βασικό επιστημονικό μοντέλο.

Προς το παρόν υπάρχουν διάφορες κατευθυντήριες γραμμές που σχετίζονται με την εγκατάσταση ιχθυοκαλλιεργειών αλλά θα είναι αποτελεσματικές μόνο αν υπάρχει θέληση να εφαρμοστούν. Η ανάγκη για έλεγχο της ανάπτυξης αναγνωρίζεται από τους εκτροφείς, όπως επίσης από τους επιστήμονες και από τους οικολόγους, ο καθένας βέβαια για τους δικούς του λόγους. Στην περίπτωση των εκτροφέων είναι η διατήρηση μιας ποιότητας περιβάλλοντος κατάλληλης να υποστηρίξει τα αποθέματά τους, ενώ για τους επιστήμονες και του οικολόγους είναι να πετύχουν μια κατάλληλη προστασία του φυσικού περιβάλλοντος και να διατηρήσουν το χαρακτήρα και την ποικιλότητα της χλωρίδας και της πανίδας κάθε περιοχής. Το κοινό μέλλον αυτών των διαφορετικών φιλοδοξιών είναι η διατήρηση, αλλά το πως αυτή θα επιτευχθεί και σε πιο επίπεδο ανάπτυξης των υδατοκαλλιεργειών κρίνεται ότι η διατήρηση του φυσικού περιβάλλοντος έχει χαθεί είναι ένα θέμα που επιδέχεται ακόμα αρκετή συζήτηση.

Μια γενική στρατηγική προστασίας μπορεί να περιέχει βασικές αρχές διαχείρισης και αυτές μπορούν να εφαρμοστούν με περισσότερες λεπτομέρειες σε συγκεκριμένες περιοχές. Η διαβάθμιση αυτών των περιοχών δεν έχει αποφασιστεί προς το παρόν. Ορθολογικά όρια είναι πολύ δύσκολο να καθοριστούν, ιδιαίτερα στα θαλάσσια περιβάλλοντα στα οποία απουσιάζουν

τα όρια που τα ορίζουν και οποιαδήποτε υποθετικά όρια σβήνονται από τη διακύμανση της παλίρροιας και τα ρεύματα. Το μέγεθος αναγνωρίστηκε σαν σημαντικό κριτήριο για την επιλογή θαλάσσιας θέσης που να προστατεύεται από την εργασία του NCC/NERC (1979) και σημειώθηκε ότι όσο μεγαλύτερη είναι η περιοχή τόσο το καλύτερο. Γίνεται όλο και πιο προφανές ότι μερικά θέματα θαλάσσιας προστασίας μπορούν να επιτευχθούν μόνο μέσα από συνεργασία υπουργείων και κρατών. Για τα συστήματα γλυκών νερών τα όρια είναι περισσότερο καθαρά, αλλά όταν αναφερόμαστε σε μέρος μιας λίμνης ή ενός ποταμού τότε προκαλούνται προβλήματα. Οι σκοποί των μέτρων προστασίας αναγκαστικά ποικίλουν από προστασία ειδών μέχρι προστασία κοινωνιών και οικοτόπων. Όλα αυτά είναι προβλήματα που πρέπει να συζητηθούν και να διευθετηθούν.

Για να είναι οποιαδήποτε στρατηγική προστασίας έγκυρη, είναι απαραίτητο οι στόχοι της να γίνουν αποδεκτοί από αυτούς που θα την εφαρμόσουν, δηλαδή, από το κοινό, από τους πολιτικούς και από τους επιστήμονες. Αυτή η απαίτηση αναγνωρίστηκε μεταξύ άλλων και από τον Watt (1990).

Υπάρχουν δύο βασικά χαρακτηριστικά που πρέπει να λαμβάνονται υπόψη όταν αναπτύσσεται μια στρατηγική προστασίας:

1. Τα φυσικά βιολογικά συστήματα είναι πολυποίκιλα και δυναμικά, με ένα μέρος αυτής της ποικιλομορφίας να είναι προβλέψιμο, σαν αποτέλεσμα των εποχιακών και ετήσιων κύκλων. Ένα μεγάλο μέρος, όμως, είναι απρόβλεπτο και στο χώρο και στο χρόνο. Ο καιρός που συμπεριλαμβάνει τους ανέμους, τις βροχοπτώσεις και την θερμοκρασία, τις παλίρροιες (στα θαλάσσια περιβάλλοντα) και τα ρεύματα, έχει σημαντική επιρροή σε όλα τα υδάτινα οικοσυστήματα σε τοπική, εθνική ή και παγκόσμια κλίμακα. Η σύνθεση της χλωρίδας και της πανίδας μιας περιοχής δεν είναι μόνο δυναμική αλλά και αποτέλεσμα *stochastic* γεγονότων. Μόλις αυτό γίνει κατανοητό δεν κάνει μόνο πιο δύσκολη την προστασία των ειδών και συγκεκριμένων βιοκοινωνιών, αλλά επίσης κάνει και την ανάγκη για προστασία πιο επείγουσα. Οι απαιτήσεις λοιπόν κάθε στρατηγικής προστασίας είναι να αφορά την διαχείριση μεγάλων, ενωμένων περιοχών οι οποίες υποστηρίζουν μια ομάδα πολύτιμων χαρακτηριστικών, τα οποία στην πλειοψηφία τους είναι διατηρήσιμα μέσα στην καθορισμένη περιοχή. Σε μερικές περιπτώσεις όμως ίσως είναι πιο σωστό να αναρωτηθούμε αν συγκεκριμένοι στόχοι προστασίας επιτυγχάνονται καλύτερα αν αναφερόμαστε στα είδη παρά αν αναφερόμαστε στις επιλεγμένες θέσεις.
2. Τα πρόσφατα χρόνια η εκτροπή ψαριών έχει γίνει γνωστή σαν μια σημαντική απειλή για το υδάτινο περιβάλλον· αυτό είναι σωστό ιδιαίτερα για το θαλάσσιο περιβάλλον της Σκωτίας

αλλά σε μικρότερο βαθμό στα συστήματα γλυκών νερών όπου πρωταρχικό ρόλο έχει η ρύπανση από τις αγροτικές καλλιέργειες και την δασοκομία. Αυτό δεν είναι μόνο αντίληψη του κοινού αλλά και πολλοί ιχθυοκαλλιεργητές καταλαβαίνουν ότι διακρίνονται σε αυτόν το ρόλο. Η εκτροφή ψαριών αναμφίβολα αποτελεί ρύπανση για το φυσικό σύστημα, σε μερικές περιοχές, περισσότερο από ότι σε άλλες. Η ακριβής έκταση και μορφή της ρύπανσης εξαρτάται από τις ειδικούς υδρογραφικούς, βιολογικούς και ανθρωπογενικούς παράγοντες που επικρατούν στην περιοχή. Η εκτροφή ψαριών δεν η μόνη απειλή και σε μερικές περιοχές δεν είναι καν η βασική απειλή. Δεν είναι σωστό να αναφερόμαστε στις υδατοκαλλιέργειες και την προστασία, αλλά στην προστασία και στις υδατοκαλλιέργειες, στις εισροές στην θάλασσα, στα βιομηχανικά λύματα, στις εισροές από τις αγροτικές καλλιέργειες κλπ. Οι οικολόγοι και οι εκτροφείς έχουν ένα κοινό στόχο και αυτός είναι η προστασία του περιβάλλοντος. Η καλή ποιότητα νερού είναι απαραίτητη για μια ιχθυοτροφική επιχείρηση έτσι ώστε να παραμείνει βιώσιμη και εξίσου το περιβάλλον, με την πανίδα και τη χλωρίδα του, απαιτούν καλά περιβαλλοντικά στάνταρ για να διατηρηθούν σε καλή κατάσταση. Υπάρχει ξεκάθαρα η δυνατότητα για τους οικολόγους και τους ιχθυοκαλλιεργητές να δουλέψουν μαζί για το κοινό συμφέρον τους και να διασφαλίσουν την προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος. Είναι απαραίτητο κάθε στρατηγική προστασίας να έχει ξεκάθαρους στόχους που να είναι αρκετά ευέλικτοι για να είναι αποτελεσματικοί. Μια στρατηγική πρέπει να βασίζεται σε καθαρή και εφαρμόσιμη επιστήμη και να είναι αποδεκτή κοινωνικά και πολιτικά. Πρέπει να ληφθεί μια ολική άποψη της κατάστασης.

Για να είναι δυνατή και πρακτική μια ολική προσέγγιση είναι απαραίτητο να μπορούμε να διαχειριστούμε και να αναλύσουμε μεγάλο αριθμό πληροφοριών. Η τεχνολογία των υπολογιστών μας δίνει την δυνατότητα αυτής της επεξεργασίας.

Η ανάγκη για επιπλέον έρευνα και συζήτηση σε επιστημονική και νομική βάση είναι απαραίτητη πριν αναπτυχθεί ένα αποτελεσματικό πλαίσιο για την ανάπτυξη στρατηγικών προστασίας του υδάτινου περιβάλλοντος. Προς το παρόν η καλύτερη διαθέσιμη επιλογή είναι η πρόληψη χωρίς να αποκλείεται εντελώς η ανάπτυξη και η προώθηση της απαραίτητης έρευνας.

Όπως ειπώθηκε προηγούμενα, στην Ευρώπη λίγα είναι γνωστά για τις συνέπειες της γενετικής και τις αλληλεπιδράσεις άγριων και εκτρεφόμενων ψαριών. Έχουν παρατηρηθεί δυσμενείς επιπτώσεις σε σαλμονοειδή στη Βόρειο Αμερική (Leider et al., 1990; Hindar et al., 1991), οι οποίες θεωρούνται ότι οφείλονται κυρίως στη γενετική όπως επίσης στην ανατολική

πάλαι ποτέ Σοβιετική Ένωση (Altakov and Salmencova, 1987). Αυτό απαιτεί μια συντηρητική προσέγγιση ελαχιστοποίησης τέτοιων αλληλεπιδράσεων. Το περισσότερο ενδιαφέρον έχουν οι εισαγωγές αιμομικτικών ψαριών σε μικρούς άγριους πληθυσμούς. Σε αυτήν την περίπτωση η δομή του αποθέματος θα καταστραφεί, η γενετική σύνθεση θα ποικίλει και η γενετική ποικιλομορφία θα μειωθεί. Αντίθετα λιγότερο ενδιαφέρον παρουσιάζει η εισαγωγή μικρών αριθμών εκτρεφόμενων ψαριών σε ένα μεγάλο άγριο πληθυσμό. Αυτές οι δύο ακραίες περιπτώσεις αναφέρονται από τον Moik (1991) σε σχέση με εκτρεφόμενο και άγριο *S.salar*.

Κάποια μέτρα για την μείωση τέτοιων αλληλεπιδράσεων είναι τα ακόλουθα:

1. Ο εμπλουτισμός νερών που περιέχουν ακόμη ψάρια πρέπει να γίνεται μόνο σε περιπτώσεις όπου όλες οι άλλες μέθοδοι, όπως η βελτίωση του οικοτόπου, δεν είναι εφικτές. Η δημιουργία αποθέματος πρέπει να σχεδιάζεται και να παρακολουθείται κατάλληλα χρησιμοποιώντας ειδικούς γενετικούς επιστήμονες καθώς και βιολόγους. Τέλος πρέπει να χρησιμοποιείται γηγενές απόθεμα από άγριους γονείς. Για δημιουργία αποθέματος σε συστήματα χωρίς ψάρια ισχύουν άλλα κριτήρια (Cross, 1989).
2. Οι εκτακτικές καλλιέργειες απαιτούν σχεδιασμό για την μείωση των απωλειών (από ξεστράτισμα ψαριών). Προτείνεται η χρήση γηγενούς αποθέματος έτσι ώστε να είναι δυνατή η αποφυγή των αιμομιξιών και ο σχεδιασμός συστημάτων για να επαναιχμαλωτίζονται τα ψάρια που είχαν δραπετεύσει.
3. Σε εντατική εκτροφή είναι επιθυμητές διάφορες εργασίες όπως το ταίριασμα του εξοπλισμού με τις συνθήκες της θέσης για να ελαχιστοποιηθούν οι δραπετεύσεις, η χρήση αιμομικτικών παρτίδων και ίσως η χρήση στείων (τριπλοειδών όλο θηλυκών) αποθεμάτων για την εξαφάνιση των γενετικών αλληλεπιδράσεων αν παρουσιαστούν δραπετεύσεις. Η χρήση γηγενούς αποθέματος άγριων γεννητόρων είναι μια πρόταση η οποία είναι απίθανο να υιοθετηθεί από την βιομηχανία λόγω της επιτυχίας των προγραμμάτων επιλεκτικής αναπαραγωγής (Gjedrem, 1983).

Υπάρχουν γενικά πολλές ζημιογόνες επιπτώσεις σε άγριους ιχθυοπληθυσμούς. Η αλληλεπίδραση με εκτρεφόμενα ψάρια είναι μια επιπλέον επίπτωση η οποία πρέπει να ελαχιστοποιηθεί. Πραγματικά η πρόκληση των υδατοκαλλιεργειών στην Ευρώπη είναι να διασφαλίσουν υγιείς άγριους ιχθυοπληθυσμούς ενώ επιτρέπουν την ανάπτυξη της βιομηχανίας.

Ολοκληρώνοντας αυτό το κεφάλαιο έχει γίνει σαφές ότι ο ρόλος των θηρευτών μπορεί να αλλάξει σε σχέση με το χρόνο. Οι πληθυσμοί πάπιας και ο κυνηγός στρειδιών στην Ευρώπη γενικά έχουν αυξηθεί σε μέγεθος τα τελευταία 30 χρόνια. Η σύμπτωση της αύξησης

της θήρευσης από τις πάπιες με την επέκταση της βιομηχανίας της μυδοκαλλιέργειας στη Σκότια, οδήγησε στη προετοιμασία ενός πλαισίου οδηγιών με τις οποίες ελεγχόταν το πρόβλημα. Τα καβούρια και οι αστερίες φαίνεται ότι είναι πάντοτε παρόντα σε μερικά εδάφη οστρακοειδών, παρόλο που η κατανομή τους αλλάζει με τις διάφορους περιβαλλοντικούς και βιολογικούς παράγοντες.

Ιδιαίτερα κρύοι χειμώνες σε περιοχές με ρηχά παράκτια νερά, όπως επίσης και σε εκβολές, μπορούν να μειώσουν τους πληθυσμούς καβουριών σε τόσο χαμηλά επίπεδα που να οδηγήσουν σε μεγάλη αύξηση των πληθυσμών δίθυρων. Αμερικάνικα και Ευρωπαϊκά παράσιτα έχουν σχεδόν εκλείψει σε ορισμένες περιοχές της Αγγλίας τα τελευταία χρόνια. Αυτό οφείλεται κατά κύριο λόγο στην ύπαρξη TBT στο νερό και επίσης στις διακυμάνσεις του μεγέθους του πληθυσμού των στρειδιών, μυδιών και άλλων συστατικών του φαγητού τους.

Περίοδοι αφθονίας ενός θηρευτή οδηγούν στην ανάπτυξη μεθόδων μείωσής του σε αποδεκτά επίπεδα. Τα προστατευτικά φράγματα στη Γαλλία είναι ένας αποδεκτός τρόπος για τον έλεγχο της θήρευσης από καβούρια. Η χρήση παγίδων και αλιευτικών εργαλείων, όπως η βυθοκόρος, προσαρμοσμένων για τη σύλληψη παρασίτων, είναι ευρύτατη στην περιοχή του Essex. Αυτή η μέθοδος όμως δεν είναι πρακτική για χρήση σε μεγάλες περιοχές όπως αυτές που παρατηρούνται στο Solent και στη νότια ακτή της Αγγλίας. Η σύρση βυθοκόρου θεωρήθηκε αποτελεσματική μέθοδος για τον έλεγχο του αστερία σε ολλανδικά και αγγλικά εδάφη οστρακοειδών. Η χρήση διαφόρων χημικών ήταν αποτελεσματική για τον έλεγχο του αστερία και ορισμένων παρασίτων, αλλά η χρήση τους στις μέρες μας είναι δύσκολο να δικαιολογηθεί λόγω της αύξησης του ενδιαφέροντος για την οικολογία των πολιτών και έτσι η άδεια χρήσης χημικών είναι πολύ δύσκολο να δοθεί. Η ακριβή παραγωγή γόνου, είτε σε εκκολαπτήρια είτε μέσω σύλληψης φυσικών αποθεμάτων, οδηγεί στη χρησιμοποίηση διχτυωτών σάκων για την αύξηση των οστρακοειδών μέχρι να γίνουν εμπορεύσιμα ή μέχρι να είναι ικανά να επιβιώσουν στο περιβάλλον. Τα οστρακοειδή του εκκολαπτηρίου όμως απαιτούν επιπρόσθετη προστασία με την τοποθέτηση πλαστικού διχτυού γύρω από την καλλιέργεια το οποίο εμποδίζει τα καβούρια να το σκίσουν και να περάσουν μέσα στην καλλιέργεια.

Πολλές Ευρωπαϊκές χώρες ελέγχουν με νόμους την εισαγωγή μη ενδογενών θαλασσίων οργανισμών, συμπεριλαμβανομένων ανταγωνιστών, παρασίτων και θηρευτών έτσι ώστε να μην εγκατασταθούν στα νερά τους. Αυτές οι χώρες που επιθυμούν να εισάγουν ένα είδος από άλλη περιοχή συμβουλεύονται τον διεθνή οργανισμό για την εκμετάλλευση της

θάλασσας (ICES) για τα μέτρα που πρέπει να πάρουν και για τις πιθανές επιδράσεις στο περιβάλλον (ICES, 1988).

Παρόλο που τα επίπεδα θήρευσης έχουν διακυμάνσεις χρόνο με χρόνο, ο καλλιεργητής πρέπει να παραμένει προσεκτικός για να διασφαλίζει την επιβίωση της καλλιέργειάς του, υιοθετώντας μέτρα ελέγχου ή στρατηγικές διαχείρισης τα οποία μειώνουν τις επιδράσεις σε αποδεκτά επίπεδα.

Βιβλιογραφία

- Alderman D.J., J.L., Polglase, M. Frayling, and, J. Hogger. 1984. Crayfish plague in Britain. *Journal of fish Diseases* 7:401-405.
- Allendorf F.W. and N. Ryman. 1987. Genetic management of hatchery stocks. P.141-159. In: *Population genetics and fishery management*. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Altukhov Y.P and E.A. Salmenkova. 1987. Stock transfer relative to natural organisation, management and conservation of fish populations.p.333-343.In: *Population genetics and fishery management*. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Anderson G.J., M.B. Miller, and K.K. Chew. 1982. A guide to Manila clam aquaculture in Puget Sound. Washington Sea Grant Technical Report 82:4. University of Washington, Seattle, Washington. 43p.
- Aure J. and A. Stigebrandt. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture* 90:135-156.
- Baird D. and H. Milne. 1981. Energy flow in the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Estuarine Coastal Shelf Science* 13:455-472.
- Bakke T.A., P.A. Jansen, and L.P. Hansen. 1990. Differences in the host resistance of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocks to the monogenean *Gyrodactylous salaris* (Malmberg, 1979). *Journal of Fish Biology* 37:577-588.
- Ballie S.R. 1986. Eider. p.114. In: *Atlas of winteringbirds in Britain and Ireland*. P. Lack (Comp.). T. and A.D. Poyser Ltd, Calton, Staffordshire. 447p.
- Barnabe G. 1990. *Aquaculture*. Vol. 1. Ellis Horwood, London. 536p.
- Beveridge M.C.M. 1984. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fisheries Technical Paper* 255:133.
- Beveridge M.C.M. 1989. Literature review: problems caused by birds at inland waters and freshwater fish farms. p. 34-73. In: *European inland fisheries advisory commission technical paper 51*. Report on the EIFAC working party on prevention and control of bird predation on aquaculture and fisheries operations. Food and Agriculture Organisation, Rome. 79p.

- Blanco C., J.A. Sanchez, E. Vazquez, E. Garcia, and J. Rubio. 1990. Superior developmental stability of heterozygotes at enzyme loci in *Salmo salar* L. *Aquaculture* 84:199-209.
- Braber L. and S.J. de Groot. 1973. The food of five flatfish species (Pleuronectiformes) in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 6(1-2):163-172.
- Brown J.R., R.J. Gowen and D.S. McLusky. 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109:39-51.
- Browne J., T. Cross, W. Crozier, L.P. Hansen, J.A. Lichatowich, D. Piggins, T. Potter, B. Riddell, D. Shaughnessy, and N. Wilkins. 1991. The effects of stocked salmon and cage escapees on resident wild salmon stocks. *Sherkin Island Marine Station, Sherkin Island, Co. Cork, Ireland*, 39p.
- Bruno D.W. 1989. Freshwater and marine mussels and their effects on farmed fish. *Department of Agriculture and Fisheries for Scotland Aquaculture Information Series* 6:3.
- Bryan G.W., P.E. Gibbs, L.G. Hummerstone, and G.R. Burt. 1986. The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: evidence for the effect of tributyltin from anti-fouling paints. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 66:611-640.
- Caine G., J. Turcott, S. Reid, and K. Ricker. 1987. Biophysical criteria for siting salmon farms in British Columbia. *Aquaculture and Commercial Fisheries Branch, Ministry of Agriculture and Fisheries, Canada*. 50p.
- Carriker M.R. 1955. Critical review of biology and control of oyster drills *Urosalpinx* and *Eupleura*. *Special Scientific Report, United States Fish and Wildlife Service* 148:1-150.
- Carriker M.R. 1959. The role of physical and biological factors in the culture of *Crassostrea* and *Mercenaria* in a salt-water pond. *Ecological Monographs* 29:219-266.
- Carriker M.R. and D. van Zandt. 1972. Predatory behaviour of a shell boring muricid gastropod. p.157-244. In: *Behaviour of marine animals: current perspectives in*

- research. Vol.1. Invertebrates. Winn H.E. and B.L. Olla (EDS), Plenum Press, New York. 244p.
- Carss D.N. 1989. Sawbill ducks at fish farms in Argyll, western Scotland. *Scottish Birds* 15:145-150.
- Carss D.N. 1990. Beak-prints help in war against aerial invaders. *Fish Farmer* 13:46-47.
- Cayford J.T. and J.D. Goss-Custard. 1990. Seasonal changes in the size selection of mussels, *Mytilus edulis*, by oystercatchers, *Haematopus ostralegus*: an optimality approach. *Animal Behaviour* 40:609-624.
- Cobham Resource Consultants. 1987. An environmental assessment of fish farms. Countryside Commission for Scotland, Crown Estate Commissioners, Highlands and Islands Development Board, Scottish Salmon Growers' Association. 100p.
- Cole H.A. 1942. The American whelk tingle, *Urosalpinx cinerea* (Say) on British oyster beds. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 25:477-508.
- Cole H.A. 1951a. An *Odostomia* attacking oysters. *Nature*, London 168:953-954.
- Cole H.A. 1951b. The British oyster industry and its problems. ICES, Rapport et proces-verbaux des Reunions 128:7-17.
- Cole H.A. and D.A. Hancock. 1955. *Odostomia* as a pest of oysters and mussels. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34:25-31.
- Cross T.F. 1989. Genetics and the management of the Atlantic salmon. Atlantic Salmon Trust, Pitlochry, Perthshire. 74p.
- Cross T.F. and J. King. 1983. Genetics effects of hatchery rearing in Atlantic salmon. *Aquaculture*, 33:33-40.
- Cross T.F. and D. Ni Challanain. 1991. Genetoc characterisation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) lines farmed in Ireland. *Aquaculture* 98:209-216.
- Crown Estate Commissioners (CEC). 1987. Fish farming: Guidelines on siting and design of marine fish farms in Scotland. The Crown Estate, Edinburgh. 13p.
- Crown Estate Commissioners (CEC). 1989a. Marine Fish farming in Scotland: Guidelines on siting procedures and principles. The Crown Estate, Edinburgh. 15p.
- Crown Estate Commissioners (CEC). 1989b. Marine Fish farming in Scotland: Development strategy and area guidelines. The Crown Estate, Edinburgh. 51p.

- Cuenot L. 1887. Contribution a l' etude anatomique des Asterides. Theses presentees a la Faculte des Sciences de Paris. Archives de zoologie, Experimentale et Generale 2(5).
- d' Ancona U. 1954. Fishing and fish culture in brackish-water lagoons. Fisheries Bulletin FAO 7(4):147-172.
- Dare P.J. 1973. The stocks of young mussels in Morecambe Bay, Lancashire. Ministry of Agriculture Fisheries and Food Shellfish Information Leaflet 28:14.
- Dare P.J. 1976. Settlement, growth and production of the mussel, *Mytilus edulis* L. in Morecambe Bay, England. MAFF, Fishery Investigations, London, Ser. 2, 28(1):1-25.
- Dare P.J. 1982. Notes on the swarming behaviour and population density of *Asterias rubens* L. (Echinodermata: Asteroidea) feeding on the mussel, *Mytilus edulis* L. Journal du Conseil 40:112-118.
- Dare P.J., G. Davies, and D.B. Edwards. 1983. Predation on juvenile Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) and mussels (*Mytilus edulis* L.) by shore crabs, (*Carcinus maenas* L.). MAFF, Fisheries Research Technical Report, Directorate Fisheries Research, Lowestoft (73):1-15.
- Dare P.J. and D.B. Edwards. 1976. Experiments on the survival, growth and yield of relaid seed mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Menai Straits, North Wales. Journal du Conseil 37:16-28.
- Dare P.J. and D.B. Edwards. 1981. Underwater television observations on the intertidal movements of shore crabs, *Carcinus maenas*, across a mudflat. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 61:107-116.
- Davidson N.C., D. d' A. Laffoley, J.P. Doody, L.S. Way, J. Gordon, R. Key, C.M.
- Drake, M.W. Pienkowski, R. Michell and K.L. Duff. 1991. Nature conservation and estuaries in Great Britain. Nature Conservancy Council, Peterborough. 422p.
- de Angelis R. 1960. Brackish-water lagoons and their exploitation. General Fisheries Council for the Mediterranean. Studies and Reviews 12.
- Davidson W.S., T.P. Birt and J.M. Green. 1989. A review of genetic variation in Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and its importance for stocks identification, enhancement programmes and aquaculture. Journal of Fisheries Biology 34:547-560.

- Davidson N.C., D. d' A. Laffoley, J.P. Doody, L.S. Way, J. Gordon, R. Key, C.M. Drake, M.W. Pienkowski, R. Michell and K.L. Duff. 1991. Nature conservation and estuaries in Great Britain. Nature Conservancy Council, Peterborough. 422p.
- Davidson P.E. 1967. A study of the oystercatcher (*Haematopus ostralegus* L.) in relation to the fishery for cockles (*Cardium edule* L.) in the Burry Inlet, South Wales. MAFF, Fishery Investigations, London, Ser. 2, 25(7):1-28.
- Davies G., P.J. Dare and D.B. Edwards. 1980. Fenced enclosures for the protection of the seed mussels (*Mytilus edulis* L.) from predation by shore crabs (*Carcinus maenas* L.). MAFF, Fisheries Research Technical Report, Directorate of Fisheries Research, Lowerstoft (56):1-14.
- Draulans D. 1987. The effectiveness of attempts to reduce predation by fish eating birds: a review. Biological Conservation 41:219-232.
- Drinnan R.E. 1958. The winter feeding of the oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) on the edible mussel (*Mytilus edulis*) in the Conway estuary, North Wales. MAFF, Fishery Investigations, London Ser. 2, 22:1-15.
- Dunthorn A.A. 1971. The predation of cultivated mussels by eiders. Bird study 18(2):107-112.
- Edwards R. and J.H. Steele. 1968. The ecology of 0-group plaice and common dabs at Loch Ewe. I. Population and food. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 2:215-238.
- Elner R.W. 1980. The influence of temperature, sex and chela size in the foraging strategy of the shore crab, *Carcinus maenas* (L.). Marine Behaviour and Physiology 7:15-24.
- Feare C.J. 1972. The adaptive significance of aggregation behaviour in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.). Oecologia 7:117-126.
- Ferguson A. 1980. Biochemical systematics and evolution. Blackie & Son, Glasgow and London. 194p.
- Ferguson A. 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, stocks and their importance for the conservation and management of the species. Freshwater Biology 21:35-46.
- Fraser Darling F. 1970 Wilderness and plenty: the 1969 Reith Lectures. British Broadcasting Corporation, London. 88p.

- Frid C.L.J. and T.S. Mercer. 1989. Environmental monitoring of caged fish farming in macrotidal environments. *Marine Pollution Bulletin* 20(8):379-383.
- Folke C. and N. Kautsky. 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. *Ambio* 18(4):243-243.
- Franklin A. and G.D. Pickett. 1974. Recent research on introduced pests in England and Wales. ICES CM/K:15. 6p.
- Franklin A. and G.D. Pickett. 1975. The distribution of the introduced gastropods *Urosalpinx cinerea* and *Crepidula formicata* in England and Wales. *Conchologist Newsletter* 55:462-463.
- Fretter V. and A. Graham. 1949. The structure and mode of life of the Pyramidellidae, parasitic opisthobranchs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34:25-31.
- Fretter V. and A. Graham. 1985. The Prosobranch molluscs of Britain and Denmark. Part 8. Neogastropoda. *Journal of Molluscan Studies*, Suppl. 15:435-556.
- Galbraith C. (in prep.). Mussel farms: Their management alongside eider ducks.
- Galbraith C. (in press). Mussel farms: their management alongside eider ducks. Nature Conservancy Council for Scotland, Edinburgh.
- Galleni L., P. Tongiorgi, E. Ferrero, and U. Salghetti. 1980. *Stylochus mediterraneus* (Turbellaria: Polyclada), predator on the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Biology* 55:317-326.
- Galtsoff P.S. and V.L. Loosanoff. 1939. Natural history and method of controlling the starfish (*Asterias forbesi*, Desor). *Bulletin of the US Bureau of Fisheries* 49:75-132.
- Garton D. and W.B. Stickle. 1980. Effects of salinity and temperature on the predation rate of *Thais haemastoma* on *Crassostrea virginica* spat. Woods Hole Oceanographic Institution, *Biological Bulletin* 158:49-57.
- Gausen D. and V. Moen. 1991. Large-scale escapes of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:426-428.
- Gibbons M.C. and M. Castagna. 1985. Biological control of predation by crabs in bottom cultures of hard clams using a combination of crushed aggregate, toadfish and cages. *Aquaculture* 47:101-104.

- Gibbs P.E. and G.B. Bryan. 1986. Reproductive failure in populations of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, caused by imposex induced by tributyltin from antifouling paints. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 66:767-777.
- Gibbs P.E., G.B. Bryan, P.L. Pascoe, and G.R. Burt. 1990. Reproductive abnormalities in female *Ocenebra erinacea* (Gastropoda) resulting from tributyltin-induced imposex. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 70:639-656.
- Gibbs P.E., B.E. Spencer, and P.L. Pascoe. 1991. The American oyster drill, *Urosalpinx cinerea* (Gastropoda): evidence of its decline in an imposex-affected population (R. Blackwater, Essex). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 71:827-838.
- Gjedrem T. 1983. Genetic variation in quantitative traits and selective breeding in fish and shellfish. *Aquaculture* 33:51-72.
- Goss-Custard J.D., J.D. McGrorty, C.J. Reading, and Sarah E.A. Le V. dit Durell. 1980. Oystercatchers and mussels on the Exe estuary. *Essays on the Exe estuary*. Devon Association, Special Volume 2:161-185.
- Gowen R.J. and N.B. Bradbury. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 25:563-575.
- Gowen R.J., Bradbury N.B., and J.R. Brown. 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. p.1071-1080. In: *Aquaculture - a biotechnology in progress*. Vol. 2. De Pauw N., E. Jaspers, H. Ackefors, and N. Wilkins (Eds). European Aquaculture Society, Bredene, Belgium. 1222p.
- Graham A. 1971. British Prosobranch and other operculate gastropod molluscs. *Synopses of the British Fauna (New Series) No. 2*. The Linnean Society of London. Academic Press. 112p.
- Great Britain in Parliament. 1974. Molluscan Shellfish (Control of Deposit) Order, 1974. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Great Britain in Parliament. 1985. Food and Environment Protection Act. 1985. Chapter 48. Her Majesty's Stationary Office, London. 38p.

- Grant W.S. 1987. Genetic divergence between congeneric Atlantic and Pacific Ocean fishes. P.225-246. In: Population genetics and fishery management. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Gubbay S. 1990. A future for the coast? Proposals for a UK Coastal Zone Management Plan, Marine Conservation Society, Ross-on-Wye. 31p.
- Gyllensten U. 1985. The genetic structure of fish: differences in the intraspecific distribution of biochemical genetic variation between marine, anadromous, and freshwater species. *Journal of Fish Biology*, 26:691-699.
- Gyllensten U. and A.C. Wilson. 1987. Mitochondrial DNA os salmonids. P.301-318. In: Population genetics and fishery management. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Hallerman E.M., R.A. Dunham and R.O. Smitherman. 1986. Selection of drift-isozyme allele frequency changes among channel catfish selected for rapid growth. *Transactions of the American Fisheries Society* 115:60-68.
- Halvorsen O. and R. Harvigsen. 1989. A review of the biogeography and epidemiology of *Gyrodactylus salaris*. *NIVA Utredning* 2:1-41.
- Hancock D.A. 1954. The distruction of Oyster spat by *Urosalpinx cinerea* (Say) on Essex oyster beds. *Journal du Conseil* 120:186-196.
- Hancock D.A. 1955. The feeding behaviour of starfish on Essex oyster beds. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 34:313-331.
- Hancock D.A. 1959. The biology and control of the American whelk tingle *Urosalpinx cinerea* (Say) on English Oyster beds. MAFF, Fishery Investigations, London, Ser. 2, 22(10):1-66.
- Hancock D.A. 1960. The ecology of the molluscan enemies of the edible mollusc. *Proceedings of the Malacological Society of London* 34(3):123-143.
- Hancock D.A. 1970. The role of predators and parasites in a fishery for the mollusc, *Cardium edule* L. p.419-439. *Proceedings of the Advanced Study Institute on Dynamics of Numbers in Populations*. Oosterbeek, the Netherlands. 611p.
- Hancock D.A. 1974. Oyster pests and their control. MAFF, Laboratory Leaflet, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft (19):1-30.

- Hancock D.A. and A.E. Urquhart. 1965. The determination of natural mortality and its causes in an exploited population of cockles (*Cardium edule* L.). MAFF, Fishery Investigations, London Ser. 2, 24(2):1-40.
- Hanks R.W. 1963. The soft-shell clam. Circular of the United States fisheries and Wildlife Services, Washington. (162):1-16.
- Haskin N.H. 1950. The selection of food by the common oyster drill *Urosalpinx cinerea* (Say). Proceedings of the National Shellfisheries Association 41:62-68.
- Heppleston P.B. 1971. The feeding ecology of oystercatchers (*Haematopus ostralegus* L.) in winter in northern Scotland. Journal of Animal Ecology 40:651-672.
- Hindar K., N. Ryman and F. Utter. 1991. Genetic effects of aquaculture on natural fish populations. Aquaculture 98:259-262.
- Hiscock K. 1990. Marine nature conservation review: methods. Nature Conservancy Council CSD Report No. 1072. Nature Conservancy Council, Peterborough. 76p.
- Holdich D.M. 1988. The dangers of introducing alien animals with particular reference to crayfish. Freshwater Crayfish 7:303-308.
- Holdich D.M. and I.D.Reeve 1987. Status of native crayfish with particular reference to crayfish plague, alien introductions and pollution: Report to Nature Conservancy Council. 96p.
- Holdich D.M. and I.D.Reeve 1989. Status of native crayfish with particular reference to crayfish plague, alien introductions and pollution: Update September 1989. Report to Nature Conservancy Council. 67p.
- Horwood J. and J.D. Goss-Custard. 1977. Predation by the oystercatcher, *Haematopus ostralegus* (L.) in relation to the cockle, *Cerastoderina edule* (L.), fishery in the Burry Inlet, South Wales. Journal of Applied Ecology 14:139-158.
- Hovey S.J., D.P.F. King, D. Thomson and A. Scott. 1990. Mitochondrial DNA and allozyme analysis of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in England and Wales. Journal of Fisheries Biology 35 (Suppl. A):253-260.
- Hughes R.N. and S. de B. Dunkin. 1984. Effect of dietary history on selection of prey, and foraging behaviour among patches of prey, by the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 79:159-172.

- Humphrey E.C. 1990. Feeding studies of the muricid gastropod *Ocenebra erinacea* (Linnaeus, 1758), with ultrastructural and histochemical investigations of the ABO. PhD thesis, Department of Oceanography, University of Southampton. 169p.
- ICES. 1988. Codes of practise and manual of procedures for consideration of introductions and transfers of marine and freshwater organisms. ICES, Cooperative Research Report (159):1-44.
- ICES. 1991. Report of the study group on genetic risks to Atlantic salmon stocks. ICES CM 1991/M:3. 28p.
- IFREMER. 1988. La Parlourde - dossier d' élevage. IFREMER Documents and Publications Unit, Plouzane, France. 106p.
- IMO/FAO/Unesco/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. 1990. The state of the marine environment. Reports and studies GESAMP 39:111p.
- International Union of Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), United Nations Environment Programme and World Wildlife Fund. 1980. World Conservation Strategy. IUCN, Gland, Switzerland. 70p.
- Irish Sea Study Group. 1990. The Irish Sea. An environmental review. Vol. 1-4. Liverpool University Press, Liverpool. 975p.
- Jeffreys A.J., V. Wilson, and S.L. Thein. 1985. Hypervariable "mini-satellite" regions in human DNA. Nature 314:67-73.
- Jeffreys J.G. 1967. British conchology. Vol. 4. London: John van Voorst. London. 486p.
- Jenson K.T. and J.N. Jenson. 1985. The importance of some epibenthic predators on the density of juvenile benthic macrofauna in the Danish Wadden Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 89:157-174.
- Jorstad K.E. and G. Naevdal. 1989. Genetic variation and population structure of cod, *Gadus morhua* L., in some fjords in northern Norway. Journal of Fish Biology 35:245-252.
- Key D. and P.E. Davidson. 1981. A review of development of the Solent oyster fishery, 1972-80. MAFF, Laboratory Leaflet, Directorate of Fisheries Research, Lowestoft (52):1-36.

- Knox D. and E. Verspoor. 1991. A mitochondrial DNA restriction fragment length polymorphism of potential use for discrimination of farmed Norwegian and wild Atlantic salmon populations in Scotland. *Aquaculture* 98:249-257.
- Koljonen M.-L. 1989. Electrophoretically detectable genetic variation in natural and hatchery stocks of Atlantic salmon in Finland. *Hereditas* 110:23-35.
- Korringa P. 1951. The shell of *Ostrea edulis* as a habitat. *Archives neerlandaises de Zoologie* 10:32-152.
- Korringa P. 1976a. Farming marine organisms low in the food chain. Vol. 1. A Multi-disciplinary approach to edible seaweed, mussel and clam production. Elsevier, Amsterdam. 264p.
- Korringa P. 1976b. Farming the cupped oysters of the genus *Crassostrea*. Vol. 2. Elsevier, Amsterdam. 224p.
- Korringa P. 1976c. Farming the flat oysters of the genus *Ostrea*. Vol. 3. Elsevier, Amsterdam. 238p.
- Kuipers B.R. 1977. On the ecology of juvenile plaice on a tidal flat in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 11:59-91.
- Lake N.C.H., M.B. Jones, and J.D. Paul. 1987. Crab predation on scallop (*Pecten maximus*) and its implication for scallop cultivation. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 67:55-64.
- Lee C.F. 1951. Technological studies of the starfish. Washington, Fisheries Leaflet (391):1-41.
- Leider S.A., P.L. Hulett, J.J. Loch, and M.W. Chilcote. 1990. Electrophoretic comparison of the reproductive success of the naturally spawning transplanted and wild steelhead trout through the returning adult stage. *Aquaculture* 88:239-252.
- Littlewood D.T.J. and L.A. Marsbe. 1990. Predation on cultivated oysters, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding), by the polyclad turbellarian flatworm, *Stylochus (Stylochus) frontalis* Verrill. *Aquaculture* 88:145-150.
- Loosanoff V.L. 1958. New method for control of enemies with common salt. *Commercial Fisheries Review* 20(1):45-47.
- Loosanoff V.L. and J.B. Engle. 1942. Use of lime in controlling starfish. US Fish and Wildlife Service, Research Report (2):1-29.

- Loosanoff V.L., C.L. Mackenzie, Jr., and L.W. Shearer. 1960. Use of chemicals to control shellfish predators. *Science* 131:1522-1523.
- Lumb C.M. 1989. Self pollution by Scottish salmon farms. *Marine Pollution Bulletin* 20(8):375-379.
- Lura H. and H. Saegrov. 1991. A method of separating offspring from farmed and wild Atlantic Salmon (*Salmo salar*) based on different ratios of optical isomers of astaxanthin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:429-433.
- MacKenzie C.L., Jr. 1970. Control of oyster drills, *Eupleura caudata*, and *Urosalpinx cinerea* with the chemical Polystream. US Fish and Wildlife Service, Fishery Bulletin 68(2):285-297.
- Maitland P.S. 1984. Wild salmonids - are they at risk? P.100-109. In: Proceedings of the 15th Annual Study Course of the Institute of Fisheries Management. Holden A. (Ed.). 194p.
- Maitland P.S. 1986. The potential impact of fish culture on wild stocks of Atlantic salmon in Scotland. p73-78. In: The status of the Atlantic salmon in Scotland. Proceedings of the Institute of Terrestrial Ecology. Jenkins D. and W.M. Shearer (Eds). Symposium No. 15, Banchory 1985. 126p.
- Maitland P.S. 1989. The genetic impact of farmed Atlantic salmon on wild populations. Nature Conservancy Council, Edinburgh, Scotland, (NCC Contrast ODG 87/1). 35p.
- Marin J., R. Bellail, and D. Latrouite. 1973. Predation de l' huitre plate, *Ostrea edulis*, par le crab enrage. ICES CM/K:11. 5p. (mimeo).
- Mason J. 1976. Cultivation. p.385-410. In: Marine mussels, their ecology and physiology. Bayne B.L. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge. 506p.
- Mason J. 1976. Cultivation. p.385-410. In: Marine mussels. Bayne B.L. (Ed.). International Biological Programme. Cambridge University Press, Cambridge UK. 506p.
- McElligott E.A., T.M.F. Maguire, and T.F. Cross. 1987. The amount and nature of electrophoretically-detectable genetic polymorphism in hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Ireland. ICES CM 1987/M:13. Ref. E. 10p.

- McFadden Y.M.T and A.A. Myers. 1989. The life history and reproductive biology of *Odostomia eulimoides* (Gastropoda: Opisthobranchia) on the south coast of Ireland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 69:65-80.
- McGrorty S., R.T. Clarke, C.J. Reading, and J.D. Goss-Custard. 1990. Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon. *Marine Ecology Progress Series* 67:157-169.
- McVeigh H. and A. Ferguson. 1988. The applications of mitochondrial DNA analysis in the study of the population biology of the brown trout *Salmo trutta* L. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 35:287-294.
- Milne H. and G.M. Dunnet. 1972. Standing crop, productivity and trophic relations of the fauna of the Ythan estuary. p88-106. In: *The estuarine environment*. Barnes R.S.K. and J. Green (Eds). Applied Science Publishers, London 148p.
- Milne H and C. Galbraith. 1986. Predation by eider ducks on cultivated mussels. Annual Report for 1985. University of Aberdeen, Aberdeen, Scotland. 45p.
- Milne H. and C. Galbraith. 1986. Predation by eider ducks on cultivated mussels. Unpublished report Department of Agriculture and Fisheries for Scotland and Highlands and Islands Development Board. 161p.
- Mitchell R. 1974. Aspects of the ecology of the lamellibranch *Mercenaria mercenaria* (L.) in British waters. *Hydrobiological Bulletin* 8:124-138.
- Mitchell R. 1987. Conservation of marine biocenoses in the North Sea and the Baltic. Council of Europe, Strasbourg. *Nature and Environment Series* 37. 122p.
- Minchin D. and C.B. Duggan. 1989. Biological control of the mussel in shellfish culture. *Aquaculture* 81:97-100.
- Morgan P.R. 1972. The influence of prey availability on the distribution and predatory behaviour of *Nucella lapillus* (L.). *Journal of Animal Ecology* 41:257-274.
- Mork J. 1991. One-generation effects of farmed fish immigration of the genetic differentiation of wild Atlantic salmon in Norway. *Aquaculture* 98:267-276.
- Munford J.G., L. DaRos, and R. Strada. 1981. A study on the mass mortality of mussels in the Laguna Veneta. *Journal of the World Mariculture Society* 12(2):186-199.
- NASCO. 1989. Joint NASCO/ICES meeting on generic threats to wild salmon posed by salmon aquaculture. North Atlantic Salmon Conservation Organisation, Edinburgh, Scotland. 9p.

- NASCO. 1990. Report on the Norwegian meeting on impacts of aquaculture on wild stocks. Paper CNL(90)28. North Atlantic Salmon Conservation Organisation, Edinburgh, Scotland. 9p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1989a. Fishfarming and the safeguard of the natural marine environment of Scotland. Nature Conservancy Council, Edinburgh. 136p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1989b. The genetic impact of farmed Atlantic salmon on wild populations. Nature Conservancy Council, Edinburgh. 35p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1989c. Cuidelines for the selection of Biological Sites os Special Scientific Interest. Nature Conservancy Council, Peterborough. 288p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1990a. Fish farming and the Scottish freshwater environment. Nature Conservancy Council, Edinburgh. 285p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1990b. Marine Consultation Areas: Scotland. Nature Conservancy Council, Edinburgh. 138p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1990c. Loch Sween proposed marine nature reserve: discussion document. Nature Conservancy Council, Edinburgh. 42p.
- Nature Conservancy Council (NCC). 1990d. A brief assessment of the nature conservation importance of Scottish freshwaters. Nature Conservancy Council, Edinburgh. Unpublished report. 16p.
- Nature Conservancy Council, Department of Trade and British Petroleum. 1991. Atlas of nature conservation sites in Great Britain sensitive to coastal oil pollution. English Nature, Peterborough. 77p.
- Nature Conservancy Council (NCC) and Natural Environment Research Council. 1979. Nature conservation in the marine environment. Report of the NCC/NERC Joint Working Group on Marine Wildlife Conservation. Nature Conservancy Council, Peterborough. 65p.
- Naylor E. 1962. Seasonal changes in a population of *Carcinus maenas* (L.) in the littoral zone. *Journal of Animal Ecology* 31:601-609.
- Needler A.W.H. 1941. Oyster farming in eastern Canada. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* (60):1-83.

- Nehls G. 1989. Occurrence and consumption of the common eider, *Somateria mollissima*, in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 43:385-393.
- New M.B. 1975. The selection of sites for marine fish farming. *Fish Farming International* 2(1):17-20.
- Odum W.E. 1974. Potential effects of aquaculture on inshore coastal waters. *Environmental Conservation* 1(3):225-230.
- O' Connor R. and B.J. Whelan. 1988. Aquaculture in the Gaeltacht - Its economic and social impact. Economic and Social Research Institute for Udaras na Gaeltachta. 130p.
- Orton J.H. 1929. Habitats and feeding habits of *Ocenebra erinacea*. London, *Nature* (Ser. 2) 124:370-371.
- Orton J.H. 1930. On the oyster drills in the Essex estuaries. *Essex Naturalist* 22:298-306.
- Orton J.H. and R. Winckworth. 1928. The occurrence of the American oyster pest *Urosalpinx cinerea* (Say) on English oyster beds. London, *Nature* 122:241.
- Osman R.W., R.B. Whitlatch, R.J. Malatesta, and R.N. Zajac. 1990. Ontogenetic changes in trophic relationships and their effects on recruitment. p. 117-129. In: *Trophic relationships in the marine environment. Proceedings of the 24th European Marine Biology Symposium*. Barnes M. and R.N. Gibson (Eds). Aberdeen University Press, Aberdeen. Scotland. 642p.
- Palmer M.A. 1989. A botanical classification of standing waters in Great Britain. *Research and survey in nature conservation* No.18. Nature Conservancy Council, Peterborough. 20p.
- Parache A. 1980. Les relations 'proie-prédateur' entre le crabe vert *Carcinus maenas* et la palourde *Ruditapes philippinarum*. Office National de la Chasse, France, *Bulletin Mensuel* :229-309.
- Pearson T.H. and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16:229-311.

- Pereira O.M., N.Yamanaka and S. Tanji. 1988. Ataque da *Thais haemastoma* (Linne, 1767) sobre a ostrea cultivada *Crassostrea brasiliiana* (Lamarck, 1819) em laboratorio. Boletim do Instituto de Pesca 15(1):39-44.
- Phillips M.J. 1985. The enviromental impact of cage culture on Scottish freshwater lochs. Unpublished report to the Hilands and Islands Development Board. Institute of Aquaculture.
- Pieron H. 1933. Notes ethologiques sur les gasteropodes perceus et leur comportement avec utilisation de methodes statistiques. Archives de Zoologie, Experimentale et Generale 75:1-20.
- Pillay T.V.R. 1977. Planning of aquaculture- an introductory guide, FAO Fishing News Books, London. 71p.
- Potts M. and P.J. Dare. 1969. Predation of seed mussels by oystercatchers at Bangor, 1968-1969 winter. MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft. (unpubl. Report). 5p.
- Raffaelli D., A. Conacher, H. McLachlan, and C. Emes. 1989. The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. Estuarine, Coastal and Shelf Science 28:149-160.
- Raffaelli D., V. Falcy, and C. Galbraith. 1990. Eider predation and the dynamics of mussel bed communities. p. 157-169. In: Trophic relationships in the marine environment. Proceedings of the 24th European Marine Biology Symposium. Barnes M. and R.N. Gibson (Eds). Aberdeen University Press, Aberdeen, Scotland. 642p.
- Rangeley R.W. and M.L.H. Thomas. 1987. Predatory behaviour of juvenile shore crab, *Carcinus maenas* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 108:191-197.
- Ranson G. 1951. Les huitres, biologie et culture. Savoir en Histoire Naturelle XXIII:260p.
- Ratcliffe D.A. (Ed.). 1977. A nature conservation review. 2 Vols. Cambridge University Press, Cambridge. 721p.
- Reise K. 1977. Predator exclusion experiments in an intertidal mud flat. Helgolander Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 30:263-271.

- Rittschof D., L.G. Williams, B. Brown, and M.R. Carriker. 1983. Chemical attraction of newly hatched oyster drills. Woods Hole Oceanographic Institution, Biological Bulletin 164:495-505.
- Roberts R.J. and J. Shepherd. 1986. Handbook of trout and salmon diseases. Fishing News Books, Farnham. 222p.
- Rodhouse P.G., C.M. Roden, M.P. Hensey, and T.H. Ryan. 1985. Production of mussels, *Mytilus edulis* in suspended culture and estimates of carbon and nitrogen flow: Killary Harbour, Ireland. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 65:55-68.
- Ropes J.W. 1968. The feeding habits of the green crab, *Carcinus maenas* (L.). US Fish and Wildlife Service, Fishery Bulletin 67:183-203.
- Rosenberg R. and L.O. Loo. 1983. Energy flow in a *Mytilus edulis* culture in western Sweden. Aquaculture 35:151-161. Rosenthal H., D. Weston, R.J. Gowen and E. Black. 1988. Environmental impact of mariculture. International Council for the Exploration of the Sea. Co-operative research report 154:55p.
- Ross A. 1988. Controlling nature's predators on fish farms. Marine Conservation Society, Ross-on-Wye. 96p.
- Ryman N. 1983. Patterns of distribution of biochemical genetic variation in salmonids: differences between species. Aquaculture 33: 1-21.
- Ryman N. and G. Stahl. 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:82-87.
- Sanchez-Slazar M.E., C.L. Griffiths, and R. Seed. 1987. The effect of size and temperature on the predation cockles, *Cerastoderma edule* (L.) by the shore crab, *Carcinus maenas* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 111:181-193.
- Seed R. 1969. The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibrachiata) on exposed rocky shores. 2. Growth and mortality. Oecologia 3:317-350.
- Smit C. and T. Piersma. 1989. Numbers, midwinter distribution and migration of water populations using the East Atlantic Flyway. p.24-63. In: Flyways and reserve networks for water birds. Boyd H. and J-Y. Pirot. (Eds). IWRB Special Publication 9.

- Smith O.R., J.P. Baptist, and E. Chin. 1955. Experimental farming of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in Massachusetts, 1949-1953. *Commercial Fisheries Review* 17(6):1-16.
- Scottish Office. 1990. Decision of Secretary of State, IQC/6/4: Whiteness Voe.
- Scottish Office. 1991a. Decision of Secretary of State, REC/NC/4/17: Loch Obisary Nature Conservation Order.
- Scottish Office. 1991b. Decision of Secretary of State, PG2/14/65/Z: Wick of Russetter.
- Scottish Salmon Growers' Association (SSGA), Nature Conservancy Council, Sea Mammal Research Unit, World Wide Fund for Nature, Royal Society for the Protection of Birds, Marine Conservation Society and Vincent Wildlife Trust. 1990. Salmon farming and predatory wildlife: a code of practice. Scottish Salmon Growers' Association, Perth. 33p.
- Scottish Wildlife and Countryside Link (SWCL). 1988. Marine fishfarming in Scotland: a discussion paper. Scottish Wildlife and Countryside Link, Perth. 70p.
- Shaklee J.B. and S.R. Phelps. 1990. Operation of a large-scale multi-agency program for stock identification. *American Fisheries Society Symposium* 7:817-830.
- Skaala O., G. Dahle, K.E. Jorstad, and G. Naevdal. 1990. Interaction between natural and farmed fish population: information from genetic markers. *Journal of Fish Biology* 36:447-460.
- Sornin J.M. 1981. Sedimentary process and deposition linked to different shellfish culture methods. *Laboratoire de Geologie Marine et Appliquee*. 188p.
- Spence S.K., S.J. Hawkins, and R.S. Santos. 1990. The mollusc *Thais haemastoma* - an exhibitor of imposex and potential biological indicator of tributyltin pollution. *Marine Ecology* 11(2):147-156.
- Spencer B.E. 1990a. Cultivation of Pacific oysters. MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, Laboratory Leaflet 63. 47p.
- Spencer B.E. 1990b. The Manila clam: a new species for the shellfish cultivation industry. p.23-27. In: *Fisheries spotlight*. MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft and DAFS Marine Laboratory Aberdeen, 1989-1990. 45p.
- Spencer B.E. 1990c. Bivalve culture - its promotion with care. Institute of Aquaculture, Stirling University, Scotland, *Aquaculture News*, July 1990, p.12-13.

- Spencer B.E., D.B. Edwards, and P.F. Millican. (in press). Protecting Manila clam beds with plastic netting. Aquaculture.
- Spencer B.E., C.J. Cough, and M.J. Thomas. 1985. A strategy for growing hatchery-reared Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) to market size - experiments and observations on costed small-scale trials. Aquaculture 50:175-192.
- Stahl G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. p.121-140. In: Population genetics and fishery management. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Stahl G. and K. Hindar. 1988. Genetisk sturuktur hos norsk laks: status og perspektives. Rapport fra Fiskeforskninger No. 1. Direktoratet for Naturfovaltning, Trondheim. 57p.
- Swedish Council for Planning and Co-ordination of Research. 1983. The environmental impact of aquaculture: Roport 83:5. The publishing house of the Swedish research councils, Stockholm. 74p.
- Swennen C. 1976. Populatie-struktur en voedseel van de eidereend *Somateria mollissima* moll. In de Nederlandsc Waddenzee. Ardea 64:311-371.
- Swennen C., G. Nehls, and K. Laursen. 1989. Numbers and distribution of eiders, *Somateria mollissima*, in the Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 24(1)83-92.
- Taggart J.B. and A. Ferguson. 1984. An electrophoretically-detectable getetic tag for hatchery-reared brown trout (*Salmo trutta* L.). Aquaculture 41:119-130.
- Taggart J.B. and A. Ferguson. 1986. Electrophoretic evaluation of a supplemental stocking programme for brown trout, *Salmo trutta* L. Aquaculture and Fisheries Management 17:155-162.
- Taggart J.B. and A. Ferguson. 1990a. Mini satellite DNA fingerprints on salmonid fishes. Animal Genetics 21:377-389.
- Taggart J.B. and A. Ferguson. 1990b. Hypervariable mini satellite DNA single locus probes for the Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Journal of Fish Biology 37:991-993.
- Tave D. 1986. Genetics for Fish Hatchery management. AVI Publishing Company, Inc. Westport, Connecticut. 299p.

- Tenore K.R., J. Corral, and N. Gonzalez. 1985. Effects of intense mussel culture on food chain patterns and production in coastal Galicia, NW Spain. International Council for the Exploration of the Sea. ICES CM 1985/F:62.
- Thain J.E. and M.J. Waldock. 1986. The impact of tributyltin (TBT) antifouling paints on molluscan fisheries. *Water Science and Technology* 18:193-202.
- Thiesen B.B. 1968. Growth and mortality of culture mussels in the Wadden Sea. *Meddelser fra Danmarks Fiskeri-og Havundersogelser (N.S.)* 6:47-78.
- Utter F., P. Aebersold, and G. Winans. 1987. Interpreting genetic variation detected by electrophoresis. p.21-46. In: *Population genetics and fishery management*. Ryman N. and F. Utter (Eds). University of Washington Press, Seattle. 420p.
- Verspoor E. 1988. Reduced genetic variability in first-generation hatchery populations of Atlantic salmon, (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1686-1690.
- Vinela H. 1950. Benthic life of *Tapes decussatus* (L.). *Proceedings of the Lisbon Marine Biological Station* 53:120p.
- Walne P.R. and G.J. Dean. 1972. Experiments on predation by the shore crab, *Carcinus maenas* L., on *Mytilus* and *Mercenaria*. *Journal du Conseil* 34(2):190-199.
- Walne P.R. and G. Davies. 1977. The effect of mesh covers on the survival and growth of *Crassostrea gigas* Thunberg grown on the sea bed. *Aquaculture* 11:313-321.
- Warren L. and S. Gubbay. 1991. Marine protected areas: a discussion document. World Wide Fund for Nature, Godalming. 12p.
- Watt D.C. 1990. An integrated marine policy: a meaningful concept. *Marine Policy* 14(4):299-304.
- Webb J.H., D.W. Hay, P.D. Cunningham, and A.F. Youngson. 1991. The spawning behaviour of escaped farmed and wild adult salmon (*Salmo Salar*) in a northern Scottish river. *Aquaculture* 98:97-110.
- Weston D.P. 1986a. The environmental effects of floating mariculture in Puget Sound. College of Ocean and Fishery Science, University of Washington, Seattle, Washington. 148p.
- Weston D.P. 1986b. Draft report: interim guidelines for the management of salmon net-pen culture in Puget Sound. Prepared for Washington Department of Ecology,

Shorelands Planning, Washington and Department of Fisheries, Agriculture and Natural Resources.

Williams L.G., D.R. Rittschof, B. Brown, and M.R. Carrier. 1983. Chemotaxis of oyster drills *Urosalpinx cinerea* to competing prey odors. Woods Oceanographic Institution, Biological Bulletin 164:536-549.

World Wildlife Fund UK, Nature Conservancy Council, Countryside Commission, Countryside Commission for Scotland, The Royal Society of Arts, Council for Environmental Conservation. 1983. The Conservation and Development Programme for the UK: a response to the World Conservation Strategy. Kogan Page, London. 496p.

Youngson A., S. Martin, W.C. Jordan, and E. Verspoor. 1989. Genetic protein variation in farmed Atlantic salmon in Scotland: comparison of farmed strains with their wild source populations. Scottish Fisheries Research Report, No. 42. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. 12p.

Zerbinato M. 1981. L'acquicoltura in Italia: indagine conoscitiva. Associazione Nazionale Giovani Agricoltori, Rome. 126p.

Zwarts L. and R.H. Drent. 1981. Prey depletion and the regulation of predator density: oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) feeding on mussels (*Mytilus edulis*). p.193-216. In: Feeding and survival strategies of estuarine organisms. Jones N.V. and W.J. Wolff (Eds). Plenum Press, London. 304p.