



Δ
039.8
ΧΟΥ

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΣΧΟΛΗ ΕΠΙΣΤΗΜΩΝ ΥΓΕΙΑΣ
ΤΜΗΜΑ ΚΤΗΝΙΑΤΡΙΚΗΣ

ΔΙΠΛΩΜΑΤΙΚΗ ΕΡΓΑΣΙΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΟΥ ΠΡΟΓΡΑΜΜΑΤΟΣ
ΣΠΟΥΔΩΝ ΤΟΥ ΤΜΗΜΑΤΟΣ ΚΤΗΝΙΑΤΡΙΚΗΣ ΣΕ ΣΥΜΠΡΑΞΗ
ΜΕ ΤΟ ΤΕΙ ΗΠΕΙΡΟΥ

ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΕΣ

Χοχτούλας Νικόλαος

ΤΡΙΜΕΛΗΣ ΣΥΜΒΟΥΛΕΥΤΙΚΗ ΕΠΙΤΡΟΠΗ

1. Βιδάλης Κ.
2. Κλαδάς Ι.
3. Δενδρινός Π.

ΚΑΡΔΙΤΣΑ 2008



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΥΠΗΡΕΣΙΑ ΒΙΒΛΙΟΘΗΚΗΣ & ΠΛΗΡΟΦΟΡΗΣΗΣ
ΕΙΔΙΚΗ ΣΥΛΛΟΓΗ «ΓΚΡΙΖΑ ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ»

Αριθ. Εισ.: 7525/1
Ημερ. Εισ.: 10-09-2009
Δωρεά: _____
Ταξιθετικός Κωδικός: Δ
639.8
ΧΟΧ



**UNIVERSITY OF THESSALY
SCHOOL OF HEALTH SCIENCES
FACULTY OF VETERINARY MEDICINE**

**MASTER OF SCIENCE THESIS IN THE DEPARTMENT OF
VETERINARY IN COLLABORATION WITH THE TECHNOLOGICAL
INSTITUTE OF EPIRUS**

ENVIRONMENT AND AQUACULTURE

Chochtoulas Nikolaos

ADVISOR COMMITTEE

1.Vidalis K.

2.Kladas I.

3.Dendrinis P.

KARDITSA 2008

ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Η εργασία αποτελείται από δύο μέρη. Στο πρώτο μέρος καλύπτεται η σύγχρονη γνώση και οι απόψεις πάνω στο θέμα της αλληλεπίδρασης, υδατοκαλλιέργειας και περιβάλλοντος με τη συλλογή και παράθεση των σημαντικότερων απόψεων σε τοπικό αλλά και διεθνές επίπεδο. Στο δεύτερο μέρος, αναλύεται διεξοδικά με παραδείγματα όλη η διαδικασία που απαιτείται, ώστε να μελετηθεί με ποσοτικά δεδομένα η αμφίδρομη σχέση της υδατοκαλλιέργειας και του περιβάλλοντος. Επίσης γίνεται ιδιαίτερη αναφορά και ανάλυση στα απόβλητα των υδατοκαλλιεργειών και στον τρόπο διαχείρισής τους. Για τον σκοπό αυτό, παρατίθενται και αναλύονται οι σύγχρονες απόψεις για την προστασία του περιβάλλοντος, όπως και οι επικρατούσες μαθηματικές συσχετίσεις ως προς τη ρύπανση, με σκοπό την εφαρμοσμένη μελέτη της αλληλεπίδρασης περιβάλλοντος και υδατοκαλλιέργειας.

Μέσα από την παρούσα εργασία, επιχειρείται η συμβολή στη διερεύνηση των αμφίδρομων επιπτώσεων περιβάλλοντος και υδατοκαλλιεργειών, στο γενικότερο υδάτινο κόσμο μέσα από ένα περιβαλλοντικό πρίσμα και τις συνιστώσες του.

ABSTRACT

This thesis consists of two parts. The first part concerns the current knowledge and the opinions about the subject of the interaction between aquaculture and environment after the collection and presentation of the most important opinions not only in local level but also worldwide. The second part presents with examples the whole process needed, so as the bidirectional relation between aquaculture and environment to be examined with quantitative facts. Furthermore, there is a special reference and analysis at aquacultures' waste and the ways of their management. For this reason, current opinions about the environmental protection are presented and analysed. It is also examined the predominant mathematical correlation concerning pollution with the purpose of an applied study in the interaction between the environment and the aquaculture.

The final purpose of this thesis is to help in the research of the interactive incidences between Environment and Aquacultures, in the general aquatic world, from an environmental point of view and its resultances.

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Πρώτα απ' όλα, θέλω να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα της διπλωματικής μου εργασίας, Αναπληρωτή Καθηγητή κ. Κοσμά Βιδάλη, για την πολύτιμη βοήθεια και καθοδήγησή του κατά τη διάρκεια της δουλειάς μου. Ευχαριστώ την οικογένειά μου και τους ανθρώπους που είναι δίπλα μου για την ηθική υποστήριξή τους όλους τους μήνες της προσπάθειάς μου. Πάνω απ' όλα, είμαι ευγνώμων στον Καθηγητή κ. Ιωάννη Πάσχο και στην Καθηγήτρια κ. Φωτεινή Αθανασοπούλου για την ευκαιρία που μου έδωσαν να γνωρίσω τον κόσμο των υδατοκαλλιεργειών και τελικά να τον αγαπήσω.

ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

Σελίδα

ΕΙΣΑΓΩΓΗ.....	8
---------------	---

ΜΕΡΟΣ Α ΚΕΦΑΛΑΙΟ Ι ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ

1. ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΝΕΡΟΥ ΚΑΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ.....	11
1.1 Γενική θεώρηση.....	11
1.2 Παράμετροι ποιότητας νερού.....	12
1.2.1 Θερμοκρασία.....	12
1.2.2 Διαλυμένο οξυγόνο.....	12
1.2.3 Το pH.....	14
1.2.4 Αλατότητα.....	15
1.2.5 Άνθρακας.....	16
1.2.6 Άζωτο-Φώσφορος.....	17
1.2.7 Υδροθείο.....	21
1.2.8 Βαρέα μέταλλα και άλλες ουσίες.....	23
1.2.9 Αγροχημικά.....	23
1.2.10 Θολερότητα-αιωρούμενα στερεά.....	24
1.2.11 Οργανικό και άλλο υλικό.....	26

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΙΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ ΚΑΙ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

2. ΠΟΙΟΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΟΣΟΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ.....	28
2.1 Γενική θεώρηση.....	28
2.2. Παράγοντες που καθορίζουν το μέγεθος και τη φύση των αποβλήτων μιας υδατοκαλλιέργειας.....	35
2.3 Τα συστατικά των αποβλήτων και η δυναμική τους.....	37
2.4 Η επίδραση των συστατικών των αποβλήτων.....	39
2.5 Το μέγεθος των επιπτώσεων.....	40
2.6 Ανανέωση νερού-συσσώρευση οργανικού υλικού.....	43
2.7 Απορροή αποβλήτων.....	44
2.8 Ευτροφισμός.....	46
2.9 Δείκτες ρύπανσης-καθαρότητας.....	49
2.10 Φορτίο θρεπτικών.....	52
2.11 Χημικά κατάλοιπα.....	54
2.12 Φύκη και βακτήρια.....	60
2.13 Εισαγωγή νέων ιδεών.....	62
2.14 Μεταφορά νοσημάτων.....	66
2.15 Ποιότητα προϊόντων και δημόσια υγεία.....	66
2.16 Θεωρητική πρόβλεψη επιπτώσεων.....	71

ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΙΙΙ
ΙΧΘΥΟΤΡΟΦΙΚΗ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ-ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ-ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ

3. ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ ΓΙΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗ.....	75
3.1 Σχεδιασμός μονάδων.....	79
3.2 Απόβλητα και επεξεργασία.....	80
3.3 Μελέτη και σχεδιασμός βιολογικού καθαρισμού μονάδων.....	87

ΜΕΡΟΣ Β
ΚΕΦΑΛΑΙΟ ΙV
ΟΔΗΓΟΣ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΙΧΘΥΟΤΡΟΦΙΚΗ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ-ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ ΜΙΑΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΚΑΙ ΓΙΑ ΤΟΝ ΕΛΕΓΧΟ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΠΡΟΣ ΤΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

1. ΣΥΓΧΡΟΝΗ ΠΡΑΓΜΑΤΙΚΟΤΗΤΑ.....	90
2. ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΕΛΕΓΧΟΥ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ.....	92
2.1 Γενικά.....	92
2.2 Παράμετροι ελέγχου και σχεδιασμού.....	94
2.3 Παράμετροι διαχείρισης.....	98
2.3.1 Δυναμική ιζημάτων και εκτίμησή της.....	99
3. ΘΕΩΡΗΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΡΑΓΜΑΤΙΚΗ ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ ΓΙΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗ ΜΙΑΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ.....	102
3.1 Έλεγχος της υπάρχουσας χωρητικότητας μιας περιοχής και χωρητικότητα για αξιοποίηση.....	102
4. ΕΠΙΒΑΡΥΝΣΗ ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ.....	103
4.1 Εκτίμηση φόρτισης σε θρεπτικά συστατικά.....	105
4.2 Επιπτώσεις από τα θρεπτικά συστατικά.....	105
4.3 Μοντέλα και διαγράμματα φόρτισης.....	107
4.4 Εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων από μονάδα υδατοκαλλιέργειας.....	108
4.5 Μοντέλο φόρτισης θρεπτικών από πλωτές ιχθυοτροφικές μονάδες.....	110
4.6 Εκτίμηση για τις ποσότητες των αποβλήτων από υδατοκαλλιέργειες.....	113
5. ΟΙΚΟΜΕΤΡΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ.....	114
6. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ-ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....	115
6.1 Γενικά.....	115
6.2 Σύστημα περιβαλλοντικής διαχείρισης και ελέγχου.....	117
6.3 Πλεονεκτήματα από την εφαρμογή.....	117
6.3.1 Σύστημα περιβαλλοντικής διαχείρισης και ελέγχου(EMAS).....	118
6.3.2 Πρότυπο ISO 14001.....	118
6.3.3. Συμπεράσματα	119
ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....	120

ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Η πρακτική των υδατοκαλλιεργειών είναι μια τεχνική γνωστή εδώ και 4000 περίπου χρόνια. Αρχικά αποσκοπούσε στην παραγωγή τροφής και πρώτων υλών. Τα κυριότερα προϊόντα αυτής της διαδικασίας αφορούσαν ψάρια, οστρακοειδή, καρκινοειδή, πλαγκτόν και μακροφύκη. Σε αιγυπτιακούς τάφους οι οποίοι χρονολογούνται πριν από 2000 χρόνια, απεικονίζεται η εκτροφή τιλάπιας σε υδροστάσια, ενώ σε κινέζικα κείμενα αναφέρεται ότι η εκτροφή του κυπρίνου αποτελούσε τη κύρια πηγή τροφής φρέσκου ψαριού για ένα Κινέζο αυτοκράτορα πριν από 1000 χρόνια.

Η εκτροφή των οστρακοειδών είναι μια παλιά διαδικασία παραγωγής τροφής. Οι ασιάτες ψαράδες χρησιμοποιούσαν καλάμια από μπαμπού, ενώ οι Γάλλοι ψαράδες τοποθετούσαν στο νερό πασσάλους ή κλαδιά για να προσκολληθούν οι προνύμφες των στρειδιών. Πολύ αργότερα οι Ρωμαίοι άρχισαν την καλλιέργεια στρειδιών στη Μεσόγειο.

Τα φύκια αποτελούσαν ανέκαθεν σημαντικό μέρος της διατροφής των ασιατικών λαών. Λέγεται ότι για πρώτη φορά καλλιεργήθηκαν φύκια στην Ιαπωνία γύρω στον 17ο αιώνα. Σήμερα, τα φύκια χρησιμοποιούνται όχι μόνο για την παραγωγή τροφής και βιταμινών, αλλά και για την παρασκευή πρώτων υλών για καλλυντικά και φάρμακα, αλλά και ως πηγή ενέργειας και ως βιοκαύσιμο.

Η ελεγχόμενη εκτροφή ψαριών στην Ευρώπη θεωρείται ότι ξεκίνησε γύρω στο 1200 μ.Χ. με τα ψάρια του γλυκού νερού τούρνα και μπριάνα, ενώ αργότερα το 1500 μ.Χ. εισάγεται από την Κίνα και εκτρέφεται ο κυπρίνος και το 1600 μ.Χ. η πέστροφα.

Τα τελευταία σαράντα χρόνια οι υδατοκαλλιέργειες σε πολλές χώρες του κόσμου γνώρισαν σημαντική ανάπτυξη. Σήμερα, η συνολική παγκόσμια παραγωγή των υδατοκαλλιεργειών αντιπροσωπεύει γύρω στο 20% της παγκόσμιας παραγωγής προϊόντων από το υδάτινο περιβάλλον. Εξάλλου, τα προϊόντα της υδατοκαλλιέργειας αποτελούν πηγή τροφής υψηλής ποιότητας, εναλλακτική πηγή τροφής σε σχέση με τα φυσικά αλιεύματα των λιμνών και των θαλασσών και εργαλείο αλιευτικής διαχείρισης, αφού είναι δυνατή η χρησιμοποίηση μεγάλης ποικιλίας τεχνολογιών με τις οποίες επιδιώκεται ο έλεγχος των παραγόντων του περιβάλλοντος και η βέλτιστη απόδοση του προϊόντος.

Στην προσπάθεια να εξισορροπηθεί η ελάττωση των προϊόντων της αλιείας και γενικά η ζήτηση ιχθύων, συνεχώς αυξάνεται και επεκτείνεται η παραγωγή των προϊόντων από τις υδατοκαλλιέργειες. Στατιστικές σύμφωνα με στοιχεία του FAO δείχνουν ότι τα προϊόντα των υδατοκαλλιεργειών κατά το 1973 ήταν 5 εκατομμύρια τόνοι, το 1985 ξεπερνούσαν τα 10.6 εκατομμύρια τόνους, το 1992 έφτασαν τους 13.9 εκατομμύρια τόνους, το 2000 έφθασαν τα 22.2 εκατομμύρια τόνους, ενώ σήμερα στο 2008 υπολογίζεται πως έχουν ξεπεράσει τα 30 εκατομμύρια τόνους. Η συνολική αυτή αύξηση της παραγωγής προήλθε από την εκμετάλλευση νέων περιοχών και εκτρεφόμενων ειδών. Σημαντικά βήματα

έγιναν με την εξέλιξη των μονάδων υδατοκαλλιέργειας από μικρομεσαίες και οικιακές επιχειρήσεις, σε επιχειρήσεις μεγάλων κεφαλαίων και πολυεθνικού χαρακτήρα, ενώ παράλληλα εξελίσσεται και η τεχνολογία της παραγωγής.

Στην Ελλάδα, τα νερά των παράκτιων περιοχών και εκείνα της ενδοχώρας, βρίσκονται γενικά σε ικανοποιητικά επίπεδα από ποιοτική άποψη, ενώ οι κλιματικές, τοπογραφικές και υδρολογικές συνθήκες, για αρκετές περιοχές της χώρας, θεωρούνται ευνοϊκές για την ιχθυοπαραγωγή και την υδατοκαλλιέργεια. Εντούτοις, οι κάθε είδους δραστηριότητες και οι πολλαπλές χρήσεις και λειτουργίες που λαμβάνουν χώρα στους υδάτινους πόρους της Ελλάδας, διαμορφώνουν σε κάθε περιοχή τη δική τους κατάσταση. Επομένως, η εισαγωγή της ιχθυοτροφίας οδηγεί πολλές φορές σε αντικρουόμενες χρήσεις και σε αρνητική στάση των τοπικών κοινωνιών. Είναι πιθανόν εξάλλου να δημιουργηθούν αυτοτροφοδοτούμενοι μηχανισμοί προς το περιβάλλον και αντίστροφα από την ιχθυοτροφική εκμετάλλευση οι οποίοι ενδέχεται να περιορίσουν αυτή την αξιοποίηση, ως προς το μέγεθος της παραγωγής, αλλά και ως προς το τύπο των εκτρεφόμενων ειδών. Συνήθως, οι κάθε είδους επιπτώσεις στο περιβάλλον επεκτείνονται και πέρα από την εγγύτερη περιοχή των ιχθυοτροφικών εγκαταστάσεων, είτε με τα έργα υποδομής και υποστήριξης της μονάδας, είτε με την προσέλευση ανθρώπινου δυναμικού και άλλων δραστηριοτήτων.

Η υδατοκαλλιέργεια είναι σχετικά νέα δραστηριότητα στη χώρα μας, η οποία τα τελευταία τριάντα χρόνια έχει μετατραπεί σε σύγχρονη αναπτυσσόμενη βιομηχανία, ενώ σε παγκόσμιο επίπεδο είναι μια πανάρχαια διαδικασία. Όπως όμως όλες οι ανθρώπινες δραστηριότητες που σχετίζονται με την παραγωγή τροφής επιδρούν στο περιβάλλον λιγότερο ή περισσότερο, θετικά ή αρνητικά, μακροπρόθεσμα ή βραχυπρόθεσμα, έτσι και η επέκταση των μονάδων, αύξησε σημαντικά τη χρήση των πόρων, όπως είναι το νερό και η γη. Εμφανίστηκαν επίσης και προβλήματα ανταγωνισμού με άλλες μορφές εκμετάλλευσης όπως είναι, η γεωργία και ο τουρισμός, αλλά και με την αναψυχή και την προστασία του περιβάλλοντος.

Στα πρώτα βήματα η υδατοκαλλιέργεια θεωρούνταν ως η πλέον φιλική προς το περιβάλλον δραστηριότητα, ενώ αργότερα μετατράπηκε σε δραστηριότητα ύποπτη αν όχι υπεύθυνη της ρύπανσης και της υποβάθμισης του υδάτινου περιβάλλοντος. Η πρώτη αντίδραση των αρμόδιων φορέων, ήταν να επεκταθούν οι θεσπιζόμενες διατάξεις που ισχύουν για κάθε μορφή βιομηχανίας, ως προς την προστασία του περιβάλλοντος και στις υδατοκαλλιέργειες. Σήμερα πλέον απαιτούνται μελέτες περιβαλλοντικών επιπτώσεων πριν την εγκατάσταση των υδατοκαλλιεργειών σε μια περιοχή, όπως και παρακολούθηση κατά τη λειτουργία τους.

Η τεχνολογία εξάλλου της υδατοκαλλιέργειας έχει κάνει σημαντικά βήματα και στη χώρα μας, ώστε να εξασφαλίζει βελτίωση της απόδοσης των προϊόντων και των δραστηριοτήτων της, ενώ σε περιβαλλοντικά θέματα η επιστημονική έρευνα έχει προωθηθεί, έτσι ώστε να επιδιώκεται η επίλυση των προβλημάτων που ανακύπτουν και να εξασφαλίζεται η προστασία του περιβάλλοντος και η βιωσιμότητα της μονάδας. Εκείνο που πρέπει να

σημειωθεί, είναι ότι από την πλευρά των ελληνικών κρατικών φορέων έχει δοθεί μεγάλη σημασία στις μελέτες περιβαλλοντικών επιπτώσεων και στην εφαρμογή τους με μια σειρά αποφάσεων και κυρίως την ΚΥΑ 69269/5387/24.10.1990, που καλύπτει πλήρως τις απαιτήσεις του κράτους, τόσο από τους υποψήφιους, όσο και από τους εν ενεργεία επενδυτές της υδατοκαλλιέργειας.

ΜΕΡΟΣ Α

Κεφάλαιο Ι

ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ

1. ΠΟΙΟΤΗΤΑ ΝΕΡΟΥ & ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ

1.1. Γενική θεώρηση

Ο όρος ποιότητα νερού διαφέρει από την έννοια της τροφικής κατάστασης μιας υδάτινης περιοχής. Η καλή ή η μέτρια ή η φτωχή ποιότητα νερών μιας περιοχής, εξαρτάται από τις χρήσεις τους και τις δραστηριότητες που εξυπηρετεί, αλλά και από υποκειμενικά κριτήρια. Η τροφική όμως κατάσταση μιας περιοχής, είναι ένα πλαίσιο παραμέτρων μέσα στο οποίο πολλά κριτήρια μπορούν να υπάρξουν και τα οποία απορρέουν από τις χρήσεις και τις λειτουργίες που εξυπηρετεί το νερό της περιοχής.

Τα κριτήρια της ποιότητας των νερών για την υδατοκαλλιέργεια, όπως παρουσιάζονται από τη διεθνή βιβλιογραφία, είναι γενικά κατευθυντήρια και βοηθούν στο να ταυτοποιηθούν τα υπάρχοντα προβλήματα, αλλά και εκείνα που πιθανό να ανακύψουν. Συχνά αυτά τα κριτήρια, χρήζουν αναθεώρησης, γιατί κάθε υδάτινη περιοχή έχει τη δική της ταυτότητα που απορρέει από τοπικές ιδιαιτερότητες. Όσον αφορά, την επίδραση της ποιότητας του νερού στα εκτρεφόμενα είδη, είναι συχνά πολύπλοκη, γιατί είναι δυνατόν να δράσουν συνεργικοί και ανταγωνιστικοί μηχανισμοί. Έτσι, ενδείκνυνται συνεχείς παρατηρήσεις, προσδιορισμοί και αναλύσεις, ενώ σε ορισμένες περιπτώσεις ενδείκνυνται και οι βιοπειραματισμοί(Daily & Economon 1983) .

Σε κάθε ιχθυοτροφική αξιοποίηση, εκτός από την επικρατούσα ποιότητα του νερού, θα πρέπει να ληφθούν υπόψη και οι κίνδυνοι που διαγράφονται και οι οποίοι είναι ειδικοί για κάθε περιοχή. Έτσι, εκτός από τα εκτρεφόμενα είδη, την ποιότητά τους και την περίοδο της ιχθυοφόρτωσης, θα πρέπει να συνεκτιμηθούν και οι διακυμάνσεις των φυσικοχημικών παραμέτρων ως προς την ποιότητα του περιβάλλοντος στην εν λόγω περιοχή, η σύνθεση του πλαγκτού και του βένθους και άλλα χαρακτηριστικά τα οποία μπορούν ανά πάσα στιγμή να επηρεάσουν την ανάπτυξη και τη βιωσιμότητα των εκτρεφόμενων οργανισμών (Beveridge 1984).

Η ποσοτικοποίηση πολλών από τα πιο πάνω μεγέθη είναι εξαιρετικά δύσκολη και η υιοθέτηση των αποδεκτών ορίων διαφόρων παραγόντων είναι ακόμη μια περιοχή συνεχούς έρευνας.

Στην υδατοκαλλιέργεια οι παράμετροι εκείνες που παρεμβαίνουν στην ποιότητα του νερού είναι ουσιώδεις και πολλές. Οι περισσότερες σημαντικές όμως είναι, η θερμοκρασία, το διαλυμένο οξυγόνο, η ενεργός οξύτητα (pH), το διοξείδιο του άνθρακα, η αμμωνία, τα νιτρικά, τα

νιτρώδη και φωσφορικά θρεπτικά άλατα, το υδρόθειο, τα διαλυμένα στο νερό στερεά συστατικά. Η γνώση αυτών των παραμέτρων που υιοθετείται σε κάθε μελέτη σκοπιμότητας, μπορεί να αποτρέψει τη δημιουργία σημαντικών προβλημάτων, τόσο στο περιβάλλον, όσο και στην ιχθυοτροφική δραστηριότητα. Οι "άριστες" συνθήκες για τις πιο πάνω συνιστώσες έχουν ταυτοποιηθεί για πολλά είδη ψαριών, αλλά από τη στιγμή που διαπιστώθηκε ότι υπάρχει και το θέμα της μακροπρόθεσμης τοξικότητας ορισμένων ουσιών, ιδίως σε καλλιέργειες που διαρκούν πολύ χρόνο (πχ. όστρακα), οδήγησε τους ερευνητές στον υπολογισμό των "ορίων ασφαλείας" ακόμη και όταν οι μακροπεριβαλλοντικές συνθήκες είναι άριστες (Tiews 1981).

Επομένως, οι πιο πάνω παράγοντες θα πρέπει να αποτελούν αντικείμενο με κριτήριο τη διατήρηση και προστασία του περιβάλλοντος, μέσα από τις τοπικές παραγωγικές διαδικασίες όπως είναι ο τουρισμός, η αναψυχή και τα σπορ, η γεωργία, η κτηνοτροφία και άλλα.

1.2. Παράμετροι Ποιότητας Νερού

1.2.1 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία του νερού επιδρά ουσιαστικά στο μεταβολικό ρυθμό και στην κατανάλωση του οξυγόνου από τα εκτρεφόμενα είδη. Για το λόγο αυτό αποτελεί η θερμοκρασία τη βασική παράμετρο για την αξιολόγηση της καταλληλότητας ή όχι μιας περιοχής για υδατοκαλλιέργεια. Ειδικότερα, όσο η θερμοκρασία του περιβάλλοντος αυξάνεται προς το βέλτιστο όριο των θερμοκρασιών για τα εκτρεφόμενα είδη, τόσο οι οργανισμοί αυτοί γίνονται περισσότερο δραστήριοι, καταναλώνουν περισσότερη τροφή και χρησιμοποιούν περισσότερο οξυγόνο. Η θερμοκρασία δηλαδή αποτελεί περιοριστικό παράγοντα για τα εκτρεφόμενα είδη, ενώ η ηλικία, το μέγεθος, η υγιεινή κατάσταση και το γενετικό υλικό των ειδών αυτών, διαφοροποιεί κάθε φορά και τα όρια βέλτιστης ανάπτυξης τους, καθώς και τα όρια της ανθεκτικότητας τους στις μεταβαλλόμενες θερμοκρασίες.

Τα κυπρινοειδή για παράδειγμα, που είναι θερμόφιλα, αναπτύσσονται καλύτερα σε θερμοκρασίες μεταξύ 20-26°C. Μάλιστα αυτά τα είδη φαίνεται ότι αντέχουν περισσότερο τα ανώτερα επίπεδα αντοχής τους παρά τα κατώτερα. Τα σολομοειδή αντίθετα που θεωρούνται ψυχρόφιλα είδη, αναπτύσσονται καλύτερα σε θερμοκρασίες μεταξύ 13-17 °C, ενώ θερμοκρασίες περιβάλλοντος γύρω στους 25°C, τείνουν να αποτελέσουν και τα ανώτερα όρια αντοχής τους (Alabaster & Lloyd 1980, Poxton & Allouse 1982).

Τα βέλτιστα όρια για την ανάπτυξη των μυδιών είναι μεταξύ 15-20°C, των μαλακοστράκων 26-28°C και του λαυρακιού και της τσιπούρας 23-25 °C (Dutrieaux 1984, Barnabe 1980). Ουσιαστικά λοιπόν, η θερμοκρασία του νερού καθορίζει το είδος του οργανισμού που είναι δυνατό να εκτραφεί σε μια υδάτινη περιοχή.

1.2.2. Διαλυμένο οξυγόνο

Το διαλυμένο οξυγόνο αποτελεί τον παράγοντα εκείνο που μπορεί να κατευθύνει ή να περιορίσει την ιχθυοτροφική αξιοποίηση. Ειδικότερα μια υδάτινη περιοχή κρίνεται κατάλληλη για μαζική παραγωγή οργανισμών

όταν το διαλυμένο οξυγόνο παρέχεται σε επάρκεια. Μία καλλιέργεια μπορεί να περιοριστεί όταν τα επίπεδα κορεσμού του διαλυμένου στο νερό οξυγόνο κατέλθουν κάτω από το 70%. Τα επίπεδα κορεσμού του οξυγόνου καθορίζονται μεταξύ των άλλων, τόσο από τη θερμοκρασία, όσο και από τα ποσά της οργανικής ύλης που παράγονται ή βρίσκονται στην περιοχή. Οπωσδήποτε όμως, οι υδρογραφικές συνθήκες της περιοχής, ο ρυθμός ανανέωσης των νερών από την ανοιχτή θαλάσσια ή λιμναία περιοχή, η κάθετη ανάμειξη των υδάτινων στρωμάτων και άλλοι παράγοντες είναι πιθανό να εμποδίζουν τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου στα εκτρεφόμενα είδη. Σημαντικός εξάλλου παράγοντας της διαθεσιμότητας του οξυγόνου είναι η επιπανάδα και η επιχλωρίδα που αναπτύσσονται στις εγκαταστάσεις και ανάλογα με την ανάπτυξη τους είναι δυνατό να τροποποιούν και να εμποδίζουν τη διαθεσιμότητα του οξυγόνου, ιδίως κατά τις νυχτερινές ώρες (Alzieu 1989).

Οι διάφοροι εκτρεφόμενοι οργανισμοί έχουν διαφορετικές απαιτήσεις σε οξυγόνο. Γενικά, στα σολομοειδή (σολομός, πέστροφα), το διαλυμένο οξυγόνο του νερού δεν πρέπει να πέφτει κάτω από 5 mg/l, γεγονός που αποδεικνύει άλλωστε την επιτυχία των καλλιεργειών αυτών σε χαμηλές θερμοκρασίες στη βόρεια Ευρώπη. Στη χελοκαλλιέργεια, καθώς και στην καλλιέργεια του κυπρίνου και της τιλάπιας, το διαλυμένο οξυγόνο μπορεί να φτάσει τα 3 mg/l. Ωστόσο, έχει βρεθεί ότι οι οργανισμοί αυτοί μπορούν να επιβιώσουν και σε περιβάλλον με οξυγόνο έως και 1 mg/l, αλλά ο ρυθμός της ανάπτυξης τους είναι τότε πολύ μειωμένος, ενώ εμφανίζονται προβλήματα λειτουργίας του ιχθυοτροφείου όπως είναι, η χαμηλή ποιότητα του τελικού προϊόντος, ασθένειες, κλπ. Εξάλλου, οι απαιτήσεις σε οξυγόνο ποικίλουν ανάλογα με τα στάδια της ζωής των διαφόρων οργανισμών, τους κληρονομικούς τους παράγοντες, τις διατροφικές τους συνθήκες κ.ά.

Η κατανάλωση του οξυγόνου σε εκτροφή πέστροφας παρουσιάζεται στον πιο κάτω πίνακα.

Πίνακας 1. Κατανάλωση οξυγόνου σε εκτροφή πέστροφας

Θερμοκρασία σε °C	Κατανάλωση Οξυγόνου (mg οξυγόνου ανά kg βάρος ζώου ανά ώρα) από άτομα Πέστροφας Βάρους	
	100 (gr)	200 (gr)
16	300	283
6	108	108

Από: (Liao & Mayo 1972, Foster et al. 1977)

Είναι γνωστό επίσης ότι ο ρυθμός της κατανάλωσης του οξυγόνου μειώνεται όσο το μέγεθος του ψαριού αυξάνει, ενώ κατά τη διάρκεια της πέψης η κατανάλωση του οξυγόνου αυξάνεται. Εξάλλου και η

θερμοκρασία του νερού επηρεάζει την κατανάλωση του οξυγόνου.

Σε εντατική καλλιέργεια πέστροφας, έχει διαπιστωθεί ότι τα απόβλητα τους, περιέχουν 25-30% λιγότερο διαλυμένο οξυγόνο, ενώ σε καλλιέργειες κλωβών η μείωση του διαλυμένου οξυγόνου εξαρτάται από την τοποθεσία και το σύστημα της καλλιέργειας (Iwama 1991). Η ανεπάρκεια πάντως του οξυγόνου σε ιχθυοτροφικές γενικά εγκαταστάσεις σχετίζεται με την εποχή (θερμοκρασία), το ρυθμό ανανέωσης του νερού, την πυκνότητα των εκτρεφόμενων ειδών, τον ρυθμό τροφοληψίας, την πυκνότητα των κλωβών, τη γειτνίαση των εγκαταστάσεων με τις ακτές ή την πιθανότητα να περιβάλλονται οι εγκαταστάσεις από άλλους κλωβούς ή η περιοχή να δέχεται θρεπτικές απορροές από τη ξηρά.

Σημαντικό επίσης για τη διακίνηση του διαλυμένου οξυγόνου είναι εάν το υπόστρωμα (ίζημα) καταναλώνει και μέχρι πιο βαθμό το διαλυμένο οξυγόνο (Hall & Holby 1986). Αυτό όμως που έχει διαπιστωθεί είναι ότι τα 2/3 των απαιτήσεων σε οξυγόνο σε οποιοδήποτε νερό, προέρχονται από τη μικροβιακή διάσπαση των σωματιδίων και των διαλυτών οργανικών στερεών, όπως και από την οξειδωση της αμμωνίας (Person & Hakanson 1991).

Η μείωση της συγκέντρωσης του οξυγόνου στις εγκαταστάσεις των ιχθυοτροφείων συνήθως αντιμετωπίζεται με την εισροή καθαρού νερού, με αερισμό και ανάδευση, με αραίωση του ιχθυοπληθυσμού και με μείωση της χορηγούμενης ποσότητας τροφής. Σε ιχθυοτροφικές μονάδες πολλές φορές λόγω της υπερβολικής παραγωγής οξυγόνου εξαιτίας του φαινομένου της φωτοσύνθεσης, εκδηλώνεται η ασθένεια των φυσαλίδων. Γενικά, η συγκέντρωση του διαλυμένου στο νερό οξυγόνου καθορίζεται μεταξύ των άλλων από το υψόμετρο, το βαθμό της ρύπανσης, την αλατότητα και τη θερμοκρασία του νερού.

1.2.3. Το pH

Η ενεργός οξύτητα στο νερό εξαρτάται από τη θερμοκρασία, την αλατότητα, τις συγκεντρώσεις του διοξειδίου του άνθρακα, του οξυγόνου, διαφόρων αλάτων και άλλων ενώσεων και ουσιών.

Τα περισσότερα από τα εκτρεφόμενα είδη προτιμούν συνθήκες pH γύρω στις 6-8 μονάδες (Petit 1989), ενώ κατά κανόνα τιμές μεταξύ 6.5-8.5 είναι συνήθως ακίνδυνες. Παρόλα αυτά σε αυτό το εύρος είναι δυνατό να ενεργοποιηθεί η δηλητηριώδη δράση τυχόν τοξικών ουσιών που περιέχονται στα νερά και να βλάψουν τα εκτρεφόμενα είδη.

Συνθήκες pH από 3.0-3.5 είναι καταστρεπτικές για τα περισσότερα είδη, από 3.5-4.0 είναι θανατηφόρες για τα σολομοειδή, ενώ από 4.0-4.5 είναι πιθανό να βλάψουν ακόμη και τα κυπρινοειδή. Πολλές φορές η ανθεκτικότητα των ειδών ως προς το pH αυξάνει με την ηλικία, το μέγεθος, ακόμη και με την περίοδο εγκλιματισμού των ειδών σε χαμηλά επίπεδα. Τιμές pH από 4.5- 5.0 πιθανό να βλάψουν τα αυγά και τα ιχθύδια των σολομοειδών, ακόμη και τα κυπρινοειδή και τα περισσότερα θαλασσινά εκτρεφόμενα είδη. Όταν το pH είναι μεταξύ 5.0-6.0 και το

ελεύθερο διοξείδιο του άνθρακα μεγαλύτερο από 20 mg/l, τότε δημιουργούνται επιβλαβείς συνθήκες, μειώνεται η τροφοληψία στα περισσότερα θαλασσινά είδη και προξενούνται θάνατοι. Πάνω από pH 8 πιθανό να προκληθούν θάνατοι, ενώ από 11.0-11.5 τα επίπεδα είναι θανατηφόρα για όλα τα είδη των ψαριών (Poxton & Allouse 1982).

Σε επίπεδα ενεργούς οξύτητας (pH) μικρότερα του 6-6.5, παρατηρούνται χαμηλοί ρυθμοί ανάπτυξης, ενώ το όριο θανάτου έχει πιστοποιηθεί ότι βρίσκεται γύρω από το 4. Αντίστοιχα, το ανώτερο όριο θανάτου (αλκάλωση) βρέθηκε να είναι γύρω από το 11, ενώ το άριστο όριο διαβίωσης για διάφορους οργανισμούς είναι ανάμεσα στο 6.5 έως στο 9 (Boyd 1981).

Το pH δεν αυξάνει μόνο την τοξική δράση της αμμωνίας, αλλά και την τοξικότητα πολλών μετάλλων, πολλά από τα οποία είναι ακίνδυνα σε αλκαλικό περιβάλλον. Σε όξινο περιβάλλον τα μέταλλα γίνονται τοξικά, όπως συμβαίνει σε πολλές ιχθυοτροφικές μονάδες που χρησιμοποιούν σωληνώσεις χαλκού ή αλουμινίου. Γενικά οι μεταβολές του pH, τόσο στην αλκαλική, όσο και στην όξινη περιοχή προκαλούν χαρακτηριστικές αλλοιώσεις στους ιχθυοπληθυσμούς.

1.2.4. Αλατότητα

Η αλατότητα είναι ένας φυσικός παράγοντας ο οποίος έχει αποδειχθεί ότι επηρεάζει έμμεσα τους οργανισμούς γιατί η μεταβολή της προκαλεί τροποποίηση της φυσικοχημικής κατάστασης του νερού (μεταβολή της διαλυτότητας των αερίων, αύξηση της κατανάλωσης ενέργειας για ωσμωρύθμιση, κ.ά). Με βάση την ανθεκτικότητα στον παράγοντα αυτό, οι οργανισμοί διακρίνονται σε ευρύαλους (μεγάλη ανοχή στις τιμές της αλατότητας) και στενόαλους (αντοχή εντός στενών ορίων). Πρέπει να σημειωθεί όμως ότι ο όρος "ευρύαλος οργανισμός" χαρακτηρίζει οργανισμούς με βάση την ανθεκτικότητά τους σε σταδιακή μεταβολή της αλατότητας, ενώ στις πολύ απότομες αλλαγές, το αποτέλεσμα είναι ίδιο με εκείνο της περίπτωσης των στενόαλων. Στα ευρύαλα ψάρια η αλατότητα παίζει σημαντικό ρόλο γιατί χαρακτηρίζει κάθε στάδιο της ζωής τους και κυρίως τα αρχικά στάδια του νεαρού ατόμου, οπότε και οι πληθυσμοί του συγκεντρώνονται σε δέλτα ποταμών και λιμνοθάλασσες διαφορετικής αλατότητας από την ανοιχτή θάλασσα. Μελέτες σε ευρύαλα θαλασσινά ψάρια (*Mugil cephalus*, *Sparus auratus*, *Dicentrarchus labrax*, κλπ) διαπίστωσαν ότι στην πλειονότητα τους η επιβίωση και η ανάπτυξη είναι άριστη σε ενδιάμεσες αλατότητες από 20-35% (Febry & Lutz 1987, Kelley 1988, Κονίδης 1992). Έχει γίνει σαφές (Brett 1979) ότι όταν η αλατότητα είναι ανώτερη του ισοωσμωτικού σημείου των 10 συν ή πλην 2‰ στα ψάρια, τότε ο οργανισμός επιβιώνει με βάση την ανθεκτικότητά του στην αλατότητα ανεξάρτητα από το εάν είναι στενόαλος ή ευρύαλος. Σε αντίθετη περίπτωση, λαμβάνει χώρα αναστροφή του μηχανισμού ωσμωρύθμισης (Davenport & Vahl 1979). Η επιτυχία ή αποτυχία της αναστροφής αποτελεί τον κύριο λόγο θνησιμότητας κατά τη μεταβολή της αλατότητας, ακόμη και στην περίπτωση των ευρύαλων ψαριών (Κονίδης 1992). Από παλιά έχει διαπιστωθεί επίσης ότι οι ορμόνες του θυροειδούς στα ψάρια καθορίζουν την προτίμηση του οργανισμού στο γλυκό ή στο θαλασσινό νερό ακόμη και στα μεταναστευτικά ψάρια (σολομός) σε συνδυασμό ή όχι με την

προλακτίνη της υπόφυσης (Leatherland 1970a & b, Holiday 1971).

Σε μια υδατοκαλλιέργεια η αλατότητα επιδρά στη θρέψη και στην ανάπτυξη των θαλασσινών ειδών, ενώ ορισμένα είδη του γλυκού νερού (σολομοειδή) μπορούν να εγκλιματιστούν αργά σε αυξανόμενες συνθήκες σλατότητας. Τα μαλάκια (μύδια, στρείδια), εξαιτίας των ωσμωρυθμιστικών μηχανισμών που διαθέτουν μπορούν κάλλιστα να προσαρμόζονται σε μεγάλες μεταβολές της αλατότητας (Alzieu 1989).

Η διακύμανση της αλατότητας για ορισμένα είδη μπορεί να αποβεί και καταστρεπτική. Έχει αναφερθεί (Bodoy *et al.* 1990) ότι σε καλλιέργεια μαλακίων, όταν υπήρχε διακύμανση της αλατότητας σε χαμηλά επίπεδα με θερμοκρασία υψηλή, είχαν συμβεί θάνατοι, ενώ όταν η αλατότητα κυμαινόταν κατά τη διάρκεια της θερινής περιόδου, τα στρείδια είχαν μικρή ανάπτυξη (Seamann 1985).

1.2.5. Ανθρακας

Ο άνθρακας αποτελεί το βασικότερο στοιχείο στη φύση και είναι ένα κυρίαρχο και σπουδαίο στοιχείο και στο υδάτινο περιβάλλον. Το διοξείδιο του άνθρακα που περιέχεται στο νερό, συνήθως με τη μορφή ανθρακικού οξέος ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$), προέρχεται από τον ατμοσφαιρικό αέρα και από την αναπνοή των φυτών και των ζώων. Ο άνθρακας παρέχεται άφθονος στα υδάτινα συστήματα, αφού η διαλυτότητα του διοξειδίου του άνθρακα στο νερό είναι πολύ μεγάλη. Η διαλυτότητα αυτή εξαρτάται από την ατμοσφαιρική πίεση και τη θερμοκρασία.

Η επίδραση του ελεύθερου ανθρακικού οξέος στα ψάρια παρουσιάζεται στον πιο κάτω πίνακα.

Πίνακας 2. Επίδραση ελεύθερου ανθρακικού οξέος στα ψάρια

Είδη ψαριών	Επίδραση ελεύθερου ανθρακικού οξέος (mg/l)		
	Ερεθισμός	Διέγερση	θάνατος
Κυπρίνος	73	200	260
Πέστροφα	36	55	138

Από: (Baur & Rapp 1988)

Στις εκτατικές εκμεταλλεύσεις, λόγω της παρουσίας υδρόβιων φυτών ή φυκών η ποσότητα του διοξειδίου του άνθρακα κατά τη διάρκεια της ημέρας, ανάλογα με τη θέση ή την απουσία του ήλιου μπορεί να κυμαίνεται από 0 mg/l έως 10 mg/l, χωρίς να δημιουργούνται προβλήματα στους εκτρεφόμενους οργανισμούς (Parks *et al.* 1975). Όσο υψηλότερες είναι οι συγκεντρώσεις του ελεύθερου διοξειδίου του άνθρακα στα νερά, τόσο περισσότερο δυσχεραίνεται η αποβολή του από τα βράγχια των ψαριών. Ο κίνδυνος αυτός της μη αποβολής του διοξειδίου του άνθρακα είναι ορατός, όταν στην ιχθυοκαλλιέργεια, χωρίς καμιά προηγούμενη επεξεργασία, χρησιμοποιούνται υπόγεια νερά, τα οποία ως επί το πλείστον περιέχουν μεγάλες ποσότητες ανθρακικού οξέος.

Η αποβολή του διοξειδίου του άνθρακα από τα νερά των υδατοκαλλιεργειών επιτυγχάνεται με οξυγόνωση και σταθεροποίηση του pH με την προσθήκη ασβεστίου, αφού ανθρακικό οξύ, pH, ασβέστιο και

ολική σκληρότητα αλληλοεξαρτώνται (Deufel 1976).

Κατά την εκτροφή των ψαριών, οι απώλειες του άνθρακα στο περιβάλλον υπερβαίνουν το 70% σε σχέση με το περιεχόμενο σε άνθρακα της παρεχόμενης τροφής το οποίο μόνο κατά 15-22% ενσωματώνεται στη σάρκα του εκτρεφόμενου είδους. Οι απώλειες του άνθρακα στο περιβάλλον συνήθως είναι με τη διαλυμένη μορφή του (50%), ενώ γύρω στο 28% η μορφή των απωλειών είναι η σωματιδιακή (Gowen et al. 1990 Silvert 1992).

Στον πιο κάτω πίνακα φαίνονται οι εκατοστιαίες απώλειες του άνθρακα κατά την εκτροφή σολομοειδών σε κλουβιά σε περιβάλλον γλυκών και θαλασσινών νερών.

Πίνακας 3. Εκατοστιαίες απώλειες του άνθρακα κατά την εκτροφή σολομοειδών

Περιβάλλον	Άνθρακας Παρεχόμενης Τροφής (%)	Απώλειες σε άνθρακα	
		Ενσωμάτωση στο ψάρι (%)	Απώλειες στο περιβάλλον (%)
Γλυκά νερά (1)	100	21.5	78.5
Γλυκά νερά (2)	100	21.6	78.4
θαλασσινά νερά (3)	100	21-22	75-78
θαλασσινά νερά (4)	100	16	84

Από: (Κατά Penczak et al. 1982 (1) Phillips et al. 1985 (2), Hall et al. 1990 (3), Gowen et al 1985 (4).

Η ποσότητα του διοξειδίου του άνθρακα μπορεί να φτάσει έως και τα 60 mg/l χωρίς να δημιουργήσει προβλήματα, αν το επίπεδο του διαλυμένου οξυγόνου διατηρείται χαμηλά (Pillay 1992).

1.2.6. Άζωτο – Φώσφορος

Τα περιττώματα, οι απεκκρίσεις και οι απώλειες της τροφής από μια καλλιέργεια, είναι πιθανό κάτω από ορισμένες περιβαλλοντικές συνθήκες, να δημιουργήσουν τοξικές συνθήκες. Έτσι, η αμμωνία γίνεται τοξική ανάλογα με τη θερμοκρασία και το pH του νερού. Περισσότερο τοξική γίνεται επίσης σε αλκαλικά ή θερμά νερά, παρά σε όξινα και ψυχρά. Παρόλο που τα θαλασσινά νερά έχουν πολύ καλή ρυθμιστική ικανότητα, φαινόμενα τοξικότητας από την παρουσία αμμωνίας εμφανίζονται όταν υπάρχει μεγάλη πυκνότητα στην εκτροφή των ζώων, ανεπαρκή κυκλοφορία του νερού, υψηλές θερμοκρασίες, μολυσμένα νερά κ.ά (Shepherd & Bromage 1988).

Η αμμωνία είναι έντονα τοξική ουσία για τους υδρόβιους οργανισμούς και ιδιαίτερα για τα ψάρια, ενώ τα ιόντα του αμμωνίου είναι ακίνδυνα. Ανιχνεύεται σχεδόν σε όλες τις υδατοκαλλιέργειες, εκεί δηλαδή όπου υπάρχει αποσύνθεση πρωτεϊνικών ουσιών, περιττώματα ψαριών και αποσύνθεση των υπολειμμάτων της τροφής τους. Κυρίως εντοπίζεται σε περιοχές που χύνονται οικιακά λύματα, και υπάρχουν γεωργοκτηνοτροφικές δραστηριότητες.

Όπως φαίνεται στην αντίδραση $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4\text{OH} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ όπου υπάρχουν ιόντα αμμωνίου υπάρχει σε κάποια αναλογία και ελεύθερη αμμωνία. Η αναλογία $\text{NH}_4 / \text{NH}_3$ καθορίζεται κατά κύριο λόγο από την τιμή pH του νερού και δευτερευόντως από τη θερμοκρασία του.

Στον πιο κάτω πίνακα δίνεται η εκατοστιαία σχέση συγκέντρωσης αμμωνίας και ιόντων αμμωνίου σε συνάρτηση με το pH.

Πίνακας 4. Εκατοστιαία σχέση συγκέντρωσης αμμωνίας και ιόντων αμμωνίου σε συνάρτηση με το pH

Τιμή pH	NH_3 (%)	NH_4^+ (%)
6	0	100
7	1	99
8	4	96
9	25	75
10	78	22
11	96	4

Από: (Boyd 1981)

Δηλαδή, αν σε μια μονάδα με τιμή pH 9 διαπιστωθεί αμμώνιο 0.9 mg/l, τότε η συγκέντρωση της τοξικής αμμωνίας είναι της τάξης του 25% (0.22 mg/l).

Τόσο η θερμοκρασία όσο και η αλατότητα και το pH επηρεάζουν σημαντικά την ισορροπία της τοξικής αμμωνίας (NH_3) και μη τοξικού αμμωνίου (NH_4^+). Εκτός των παραμέτρων αυτών στην τοξικότητα, συμβάλλουν οι μειώσεις του διαλυμένου οξυγόνου και της σκληρότητας των νερών, καθώς και του ελεύθερου διοξειδίου του άνθρακα, γεγονός που παρατηρείται συχνά κατά την έντονη φωτοσυνθετική δραστηριότητα των υδρόβιων φυτών.

Η μη ιονισμένη αμμωνία (μορφή NH_3) είναι τοξική για τα ψάρια, ενώ η ιονισμένη (μορφή NH_4^+) είναι μη τοξική (Downing & Merckens 1955, Boyd 1981). Η ποσότητα μη ιονισμένης αμμωνίας που προκαλεί βραχυπρόθεσμη τοξικότητα στα ψάρια έχει βρεθεί ότι κυμαίνεται από 0.6 έως 2 mg/l (EIFAC 1973), ενώ γενικά ως ανώτατο όριο ασφαλείας θεωρείται η συγκέντρωση 0.1 mg/l (Tiewes 1981).

Κατά τη φάση λειτουργίας μιας ιχθυοτροφικής μονάδας οι προσπάθειες προσανατολίζονται στη διατήρηση της ποσότητας της αμμωνίας πολύ κοντά στο μηδέν για το νερό της καλλιέργειας, ενώ στις εγκαταστάσεις

απορροής λειτουργούν ειδικές διατάξεις με σκοπό την πλήρη κατακράτηση της. Η τοξικότητα της μορφής αυτής της αμμωνίας είναι αυξημένη στις περιπτώσεις χαμηλής συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου ως αποτέλεσμα της κακής επιλογής του χώρου εγκατάστασης των θαλάσσιων υδατοκαλλιέργειών.

Η αμμωνία στο υδάτινο σύστημα με τη μορφή των αμμωνιακών αλάτων εισέρχεται στην υδάτινη φάση και με την επίδραση βακτηρίων του γένους *Nitrosomonas*, οξειδώνεται στην αρχή σε νιτρώδη ιόντα κατά την εξίσωση $4\text{NH}_3 + 7\text{O}_2 \rightarrow 4\text{NO}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$ και στη συνέχεια με τη βοήθεια του βακτηρίου *Nitrobacter* σε νιτρικά $4\text{NO}_2 + 2\text{O}_2 \rightarrow 4\text{NO}_3$

Τα νιτρώδη ιόντα δεν παραμένουν για πολύ ελεύθερα γιατί γρήγορα οξειδώνονται. Έχουν πολύ μεγάλη σημασία από πλευράς τοξικότητας, ιδιαίτερα σε περιοχές που χύνονται αστικά λύματα και χρησιμοποιούνται γεωργικά φάρμακα. Στις εντατικές υδατοκαλλιέργειες παρατηρούνται νιτρώδη στα κλειστά κυκλώματα. Στην πεστροφοκαλλιέργεια συγκεντρώσεις 0.2-0.4 mg/l σε 4 ημέρες προκαλούν το θάνατο σε περισσότερο από το 50% του πληθυσμού (Baur & Rapp 1988)

Η μείωση της τοξικότητας των νιτρικών ιόντων είναι δυνατό να επιτευχθεί με την ρύθμιση του pH και την αύξηση της σκληρότητας των νερών.

Τα νιτρώδη θρεπτικά άλατα μπορεί να συσχετιστούν με εμφάνιση τοξικότητας στο νερό όταν συνοδεύονται με ιόντα χλωρίου και ασβεστίου στα γλυκά νερά. Η τοξικότητα τους όμως είναι ελαττωμένη στα θαλασσινά νερά (Russo & Thurston 1977).

Με τη νιτροποίηση τα νιτρικά ιόντα αφομοιώνονται εύκολα από το σύνολο των φυτικών οργανισμών για να σχηματιστούν οργανικές ενώσεις που αφορούν κυρίως πρωτεΐνες και αμινοξέα. Τα νιτρικά για την υδατοκαλλιέργεια δεν πρέπει να ξεπερνούν τα 0.2 gr/l, ενώ ο κυπρίνος ανέχεται συγκεντρώσεις > 1gr/l για μικρό χρονικό διάστημα. Κατά τη νιτροποίηση, λόγω της δραστηριότητας των βακτηρίων και των υψηλών θερμοκρασιών, παρουσιάζεται έλλειψη οξυγόνου η οποία οδηγεί τα ψάρια σε θάνατο. Με την έλλειψη οξυγόνου, οπότε επικρατούν αναερόβιες συνθήκες, αν τα νιτρικά ιόντα δεν έχουν αφομοιωθεί από τους αυτότροφους οργανισμούς, τότε είναι δυνατό με τη βοήθεια βακτηρίων του γένους *Pseudomonas* να αποικοδομηθούν σε άζωτο (απονιτροποίηση).

Το άζωτο των νιτρικών αλάτων έχει πολύ χαμηλή τοξικότητα ακόμη και σε επίπεδα 100 mg/l, γιατί δεν μπορεί να συσσωρευτεί, αφού η μαζική παραγωγή φυτοπλαγκτού (water bloom) εμποδίζει τους βιοχημικούς μηχανισμούς της νιτροποίησης που είναι υπεύθυνοι για τα προβλήματα τοξικότητας (Crawford & Allen 1977).

Οι συγκεντρώσεις των νιτρικών και νιτρωδών αλάτων στο νερό της καλλιέργειας δεν έχει αποτελέσει ακόμη αντικείμενο εκτενούς έρευνας, ωστόσο οι μέγιστες ανεκτές τιμές για την απρόσκοπτη λειτουργία της μονάδας έχουν οριστεί σε 0.1mg/l και 100 mg/l αντίστοιχα.

Η σπουδαιότητα του αζώτου και του φωσφόρου φαίνεται στα "απόβλητα προϊόντα" που προκύπτουν από τις διάφορες καλλιέργειες των σολομοειδών του πιο κάτω πίνακα.

Πίνακας 5. Προϊόντα αποβλήτων που προκύπτουν από καλλιέργειες σολομοειδών

Προϊόντα αποβλήτων σε άζωτο και φωσφορο (kg/τόνο παραγόμενου ψαριού ανά έτος

Τύπος εκτροφής	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Ολικό Άζωτο	Ολικός Φώσφορος
Δεξαμενες (1)	37-180	0-548			22-110
Κλωβοί (2)				97	23
Κλωβοί (3)				87	13.5

Από: (Alabaster 1982 (1),Penczak et al.1982 (2), Enell & Lof 1983(3).

Το διαλυμένο άζωτο που προέρχεται από τις υδατοκαλλιέργειες όπως προαναφέρθηκε, είναι του τύπου της αμμωνίας ή των ούρων (αμμώνιο και ουρία) που απεκκρίνεται από τα βράγχια και τους νεφρούς. Στα σολομοειδή η αμμωνία φαίνεται ότι είναι το κυρίαρχο προϊόν κατά τη διάρκεια του τροφικού μεταβολισμού, ενώ η ουρία κυριαρχεί κατά την περίοδο της ασιτίας (Brett & Groves 1979, Fromm & Gillete 1968). Εκτιμάται ότι το τελικό προϊόν σε άζωτο μιας καλλιέργειας μπορεί να ποικίλει από 62.8-104 kg ανά τόνο παραγόμενου ψαριού ετησίως. Οπωσδήποτε όμως, το μεγαλύτερο ποσοστό του αζώτου (49-70%) συνήθως απεκκρίνεται σε διαλυμένη μορφή, ενώ 5-30% σε σωματιδιακή μορφή. Σε εκτροφή τσιπούρας σε δεξαμενές, βρέθηκε ότι το άζωτο σε διαλυμένη μορφή ανέρχεται στο 60%, σε σωματιδιακή 10%, ενώ 30% ενσωματώνεται στη σάρκα του παραγόμενου ψαριού. Συνήθως, στις καλλιέργειες σε κλουβιά ο διαλυμένος τύπος του αζώτου συνεισφέρει ως θρεπτικό συστατικό για το φυτοπλαγκτό της περιοχής.

Η σημασία του αζώτου σε καλλιέργειες θαλασσινού και γλυκού νερού φαίνεται στον πιο κάτω πίνακα .

Πίνακας 6. Σημασία αζώτου σε καλλιέργειες θαλασσινού και γλυκού νερού

Εκτρεφόμενο Είδος και Τύπος εκτροφής	Περιεχόμενο Αζώτου %				
	Παρεχόμενη τροφή	Ενσωμάτωση στο ψάρι	Διαλυμένη μορφή	Σωματιδιακή μορφή	Συνολική απώλεια στο περιβάλλον
Λομοειδή (1) κλωβοί σε υκό νερό)	100	21-26	49-62	13-30	74-79
Σολομοειδη (2) κλωβοί στη θάλασσα)	100	25-28	56-70	5-16	75-78

Τσιπούρα (3) δεξαμενές στη θάλασσα)	100	26-30	14-66	7-59	70-74
-------------------------------------	-----	-------	-------	------	-------

Από: (1) Ackefors & Sodergren 1985, Phillips & Beveridge 1986, Enell 1987, (2) Ackefors & Enell 1990, Gower et al. 1985, (3) Porter et al. 1987, Neori & Krom 1991)

Ανάλογα με την εκτροφή, οι απώλειες προς το περιβάλλον σε φώσφορο ποικίλλουν. Ο φώσφορος που προέρχεται από τις υδατοκαλλιέργειες σολομοειδών ποικίλλει συνήθως από 9.1-110 kg ανά τόνο παραγόμενου ψαριού κατ' έτος. Από κλουβιά οι απώλειες αυτές ανέρχονται μεταξύ 71-85% από τα οποία το 11-30% είναι η διαλυμένη μορφή του φωσφόρου και μεταξύ 49-70% η σωματιδιακή του μορφή. Από εκτροφή σε χερσαίες εγκαταστάσεις αναφέρεται ότι οι απώλειες σε φώσφορο προς το περιβάλλον είναι 68-87% από τα οποία 45.6-60.9% αφορούν τη διαλυμένη μορφή του και το 22.4-26.1% τη σωματιδιακή. Τελικά, σε όλες σχεδόν τις ιχθυοκαλλιέργειες, ο φώσφορος που παρέχεται με την τροφή γύρω στο 13-32% ενσωματώνεται στο παραγόμενο ψάρι (Ketola 1982, Foy & Rosall 1991 ab).

Στον πιο κάτω πίνακα φαίνεται η σημασία του φωσφόρου σε καλλιέργειες στα γλυκά νερά και στη θάλασσα, σε κλωβούς ή δεξαμενές.

Πίνακας 7. Σημασία φωσφόρου σε καλλιέργειες γλυκού και θαλασσίνου νερού

Εκτρεφόμενο Είδος και Τύπος εκτροφής	ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΟ ΦΩΣΦΟΡΟΥ (%)				
	Παρεχόμενη τροφή	Ενσωμάτωση στο ψάρι	Διαλυμένη μορφή	Σωματιδιακή μορφή	Συνολική απώλεια στο περιβάλλον
Σολομοειδή(1) (κλωβοί σε γλυκό νερό)	100	17-29	11-36	49-66	71-85
Σολομοειδή(2) (κλωβοί σε γλυκό νερό)	100	13-32	54.6-60.9	22.4-26.1	68-87
Σολομοειδή (3) (κλωβοί στη θάλασσα)	100	15-18	15.3-18	54-69.7	72-85
Τσιπούρα (4) (δεξαμενές στη θάλασσα)	100	19-21	19.4-21	59-61.6	79-81

Από: (1) Penczak et al. 1982, Phillips et al. 1985, Ackefors & Sodergren 1985, Enell 1987, Holby & Hall 1991
(2) Foy & Rossal 1991 ab, Ketoba 1982
(3) Ackefors & Enell 1990, Eklund 1986 ab
(4) Krom et al. 1985, Neori & Krom 1991

1.2.7. Υδρόθειο

Το υδρόθειο (H₂S) και τα σουλφίδια (HS) συναντώνται στη βιομηχανία χημικών προϊόντων, στα οικιακά λύματα και κατά την αποσύνθεση ιλύος πλούσιας σε οργανικά συστατικά. Οι ενώσεις αυτές είναι δυνατό να επηρεάσουν άμεσα ή έμμεσα τα επιφανειακά ή τα υπόγεια νερά. Το υδρόθειο δημιουργείται από τη σήψη οργανικών ουσιών η οποία προκαλείται ή ενισχύεται σημαντικά από την ιχθυοτροφική δραστηριότητα (απώλειες τροφής, περιττώματα κλπ.). Είναι ιδιαίτερα τοξικό για τα ψάρια και επομένως είναι πολύ σημαντικός παράγοντας για κάθε υδατοκαλλιέργεια. Έρευνες γύρω από την επίδραση του υδρόθειου

στις υδατοκαλλιέργειες απέδειξαν ότι η επιτυχία της εκμετάλλευσης μπορεί να μειωθεί σημαντικά από την παρουσία και της παραμικρής ποσότητας υδρόθειου (Boyd 1981).

Η αναλογία υδρόθειου και των υδατοδιαλυτών σουλφιδίων εξαρτάται από το pH των νερών. Η αύξηση της τιμής του pH μειώνει την τοξικότητα του υδρόθειου σύμφωνα με τις σχέσεις :

pH 9.0	H ₂ S (1%)	(99%)H ⁺ + HS ⁻
pH 7.0	H ₂ S(50%)	(50%)H ⁺ + HS ⁻
pH 5.0	H ₂ S (99%)	(1%)H ⁺ + HS

Από: (Boyd 1981).

ενώ η σχέση υδρόθειου και θερμοκρασίας από τους 6.5 έως τους 25 °C είναι αντιστρόφως ανάλογη.

1.2.8. Βαρέα μέταλλα και άλλες ουσίες

Τα μεταλλικά στοιχεία μόλις είναι τοξικά για τους υδρόβιους οργανισμούς, ενώ η τοξικότητα των αλάτων τους είναι δυνατό να είναι πολύ τοξική. Τα αστικά λύματα, τα βιομηχανικά απόβλητα, τα λιπάσματα, τα φυτοφάρμακα και άλλα είναι οι σημαντικότερες πηγές ρύπανσης των νερών από διαλυτές μεταλλικές ενώσεις. Η μείωση του διαλυμένου οξυγόνου στα νερά αυξάνει την τοξικότητα των βαρέων μετάλλων, ενώ με την αύξηση της σκληρότητας των νερών, η τοξικότητα μειώνεται γιατί πολλά ιόντα μετάλλων καθιζάνουν ως ανθρακικά άλατα ή ενώσεις που αποδίδουν στο περιβάλλον ιόντα OH^- . Τα άλατα των βαρέων μετάλλων κατά την υδρόλυση τους μειώνουν την τιμή του pH, με αποτέλεσμα να είναι τοξικά.

Πολύ τοξικά είναι τα ιόντα υδραργύρου, χαλκού και αργύρου, ενώ πολύ επικίνδυνες είναι οι οργανικές ενώσεις του υδραργύρου, όπως π.χ. ο χλωριούχος μεθυλουδράργυρος και ο χλωριούχος φαινυλουδράργυρος, που χρησιμοποιούνται ως μυκητοκτόνα στη χαρτοβιομηχανία, κ.ά. Η τοξικότητα των ιόντων βαρέων μετάλλων αυξάνεται, με την παρουσία άλλων στοιχείων όπως π.χ κάδμιο + χαλκός ή ψευδάργυρος + χαλκός. Τα ιόντα ψευδαργύρου είναι πολύ τοξικά και έχουν συσσωρευτικές ιδιότητες. Η τοξικότητα των ιόντων του νικελίου και κοβαλτίου δεν είναι και τόσο υψηλή, ενώ του μαγνησίου για τα μη ευαίσθητα ψάρια είναι πολύ χαμηλή. Τα ιόντα του μολύβδου είναι και αυτά επικίνδυνα και πολύ τοξικά, ενώ τα ιόντα του σιδήρου σε υψηλές συγκεντρώσεις μειώνουν τη τιμή του pH, ιδιαίτερα στα μαλακά νερά, με αρνητικές για την επιβίωση των ψαριών επιπτώσεις.

Οι φαινολικές ενώσεις είναι πάρα πολύ τοξικές για τα ψάρια και προέρχονται από ελαιουργεία, μονάδες επεξεργασίας άνθρακα, ξύλου, πίσσας, αστικά λύματα και κτηνοτροφικές μονάδες. Η τοξικότητα των φαινολικών ενώσεων αυξάνεται με τη μείωση του οξυγόνου, της σκληρότητας και της θερμοκρασίας των νερών, όπως και με την αύξηση της αλατότητας (Reichenbach - Klinke 1980).

1.2.9. Αγροχημικά

Τα φυτοφάρμακα και ιδιαίτερα τα εντομοκτόνα που χρησιμοποιούνται στις γεωργικές καλλιέργειες είναι ιδιαίτερα τοξικά για τους οργανισμούς των υδατοκαλλιεργείων. Τα φάρμακα αυτά μπορεί να ξεπλένονται από τις γεωργικές εκμεταλλεύσεις με τη βροχή, να εισρέουν στα ποτάμια και να καταλήγουν στη θάλασσα, προκαλώντας καθ' όλη τη διαδρομή τους σημαντικές βιοσυσσωρεύσεις ή και θανάτους σε φυσικούς πληθυσμούς. Όταν μάλιστα τα φάρμακα αυτά είναι σκευάσματα παλαιότερης χημικής τεχνολογίας και περιβαλλοντικής γνώσης και είναι ισοτοξικά (ίδια τοξικότητα για κάθε οργανισμό) και ο χρόνος παρέλευσης της τοξικότητας πολύ μεγάλος (Ware 1991), τότε οι επιπτώσεις μπορεί να είναι καταστρεπτικές ακόμη και για τον άνθρωπο. Παράλληλα, η πολύπλοκη δομή τους (πολυκυκλικές ετεροκυκλικές ενώσεις) εμποδίζει τη γρήγορη αποικοδόμησή τους και ενισχύεται η συσσώρευση βαρέων μετάλλων στη

σάρκα των εκτρεφόμενων οργανισμών.Οξεία τοξικότητα έχει παρατηρηθεί σε συγκεντρώσεις από 5-100 mg/l για μερικά από τα συνηθισμένα παρασιτοκτόνα. Ωστόσο, ο γενικός κανόνας ορίζει την αποφυγή της επαφής με κάθε τρόπο των ουσιών αυτών με τους εκτρεφόμενους οργανισμούς.

1.2.10. Θολερότητα - Αιωρούμενα Στερεά

Η θολερότητα του νερού σε μια ιχθυοτροφική εκμετάλλευση μπορεί να προκληθεί από τα φερτά υλικά της γειτονικής εδαφικής περιοχής, την αποσάθρωση των εδαφών, την αναμόχλευση του πυθμένα, την ανεπαρκή απομάκρυνση των περιττωμάτων της εκτροφής, όπως και από απορρίψεις λυμάτων και αποβλήτων. Τα στερεά υλικά σε αιώρηση στο νερό προξενούν βλάβες στα βράγχια των ψαριών και ίσως θάνατο, εάν υπερβούν τα 30mg/l, Συνήθως, όταν αυξάνονται τα αιωρούμενα στερεά, δημιουργούνται συνθήκες έλλειψης οξυγόνου, αύξηση της συγκέντρωσης των αμμωνιακών αλλά και εμφάνιση ασθενειών (μύκητες στα πτερύγια) (Beveridge 1984, & Alabaster & Lloyd 1980). Οι πιθανές βλάβες στους υδρόβιους οργανισμούς λόγω της θολερότητας δεν προκαλούνται μόνο από το φορτίο, αλλά και από την προέλευση και τις φυσικοχημικές ιδιότητες των στερεών που πολλά είναι τοξικά. Για τα σολομοειδη σε μονάδα εντατικής εκτροφής το φορτίο των φερτών δεν πρέπει να υπερβαίνει τα 15 mg/l (Shlotfeldt 1985, Roberts & Schotfeldt 1985).

Άμεση επίδραση με σοβαρές βλάβες διαπιστώνεται στην υδατοκαλλιέργεια όπου υπάρχει πολύ φως. Γενικά τα ψάρια αποφεύγουν τις περιοχές με μεγάλη ένταση φωτός. Οι υπεριώδεις μάλιστα ακτίνες προκαλούν στα ψάρια δερματίτιδες αποτέλεσμα των οποίων είναι οι μυκητιάσεις.

Στις εκτροφές των μαλακίων η θολερότητα περιορίζει τη διείσδυση του φωτός και τη διαφάνεια των νερών. Έτσι, η ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού περιορίζεται, όπως και η διαθεσιμότητα των θρεπτικών αλάτων με αποτέλεσμα να περιορίζεται η ανάπτυξη των μαλακίων. Η ύπαρξη αρκετών αιωρούμενων στερεών, αυξάνει στα μαλάκια το ρυθμό της διήθησης τους, οπότε με αυτό τον τρόπο ξοδεύεται ενέργεια, χωρίς να τους παρέχεται η ανάλογη τροφή σε θρεπτική αξία από τα αιωρούμενα αυτά στερεά. Τελικά, ανενεργοποιείται ο μηχανισμός διήθησης τους, ενώ η παρουσία μεγάλων συγκεντρώσεων από αιωρούμενα στερεά είναι πιθανό να ελαττώνει ακόμη και το βαθμό προσκόλλησης των προνυμφικών τους σταδίων σε κάθε στέρεο υπόστρωμα (Alzieu 1989, Grant et al. 1990).

Το κυρίαρχο προϊόν των αποβλήτων των ιχθυοτροφικών εγκαταστάσεων είναι της μορφής της αιωρούμενης ύλης, όπως και των διαλυμένων μεταβολιτών των ψαριών (περιττώματα, απεκκρίσεις). Ο τύπος όμως αυτού του προϊόντος ποικίλλει. Εξαρτάται από το μέγεθος της εκτροφής σε σχέση με τον όγκο του αποδέκτη. Ουσιαστικά οι σχέσεις ανάμεσα στον όγκο και στη φύση του προϊόντος καθώς και στις συνθήκες του αποδέκτη είναι προσδιορισιμες. Η πλειονότητα των αιωρούμενων υλικών που προέρχονται από μια καλλιέργεια είναι της μορφής των περιττωμάτων και της τροφής που δεν καταναλώθηκε από τα ψάρια. Για κάθε τόννο εκτρεφόμενης πέστροφας σε κλουβιά έχει αναφερθεί (Phillips et al. 1985) ότι αποτίθενται στο ίζημα 150-300 kg τροφών και περίπου 250-300 kg περιττωμάτων (ξηρό βάρος).

Δηλαδή, η καθημερινή απόθεση στο ίζημα που βρίσκεται κάτω από τα κλουβιά, φθάνει σε ολικά στερεά τα 50-200 gr ανά τετραγωνικό μέτρο την ημέρα. Οι απώλειες της τροφής από μια καλλιέργεια εξαρτώνται από το είδος και τη σύσταση της τροφής, την ποιότητα της και την πρακτική της διατροφής. Σε εκτροφή σολομού σε κλωβούς οι απώλειες της ξηρής τροφής κυμαίνονται από 15-20% (Gowen et al. 1985), ενώ σε εκτροφή πέστροφας, 27% (Penczak et al. 1982). Η ελάττωση των απωλειών της τροφής αναφέρεται ότι μπορεί να φθάσει και το 70% ως αποτέλεσμα του τσίσματος με το χέρι, ενώ με αυτόματες ταΐστρες οι απώλειες είναι μεγαλύτερες και μόνο το 30% της χορηγούμενης τροφής πολλές φορές προσλαμβάνεται από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς (Thorpe et al. 1990).

Η θολερότητα προκαλεί σημαντικά προβλήματα, τόσο άμεσα (παρεμπόδιση της λειτουργίας των βραγχίων κλπ.), όσο και έμμεσα (μείωση της παραγωγικότητας του νερού κλπ.). Παρ' όλα αυτά, οι συγκεντρώσεις που έχουν βρεθεί ότι επηρεάζουν τις υδατοκαλλιέργειες είναι πάνω από 20.000 mg/l, ενώ σημαντική θνησιμότητα παρατηρείται στο επίπεδο των 175.000 mg/l. Οι συγκεντρώσεις αυτές δύσκολα παρατηρούνται στο θαλάσσιο περιβάλλον, είτε λόγω των μικρών ποσοτήτων αιωρούμενων σωματιδίων που προέρχονται από την εκτροφή, είτε λόγω της έντονης ανανέωσης του νερού (ρεύματα, κυματισμός κλπ.). Η θολερότητα που προκαλείται από το πλαγκτόν είναι σημαντική μόνο κατά τις συνθήκες του εκρηκτικού πολλαπλασιασμού ορισμένων οργανισμών (water bloom). Τότε, ενώ στο επιφανειακό στρώμα του νερού παρατηρείται υπερκορεσμός σε διαλυμένο οξυγόνο, στα κατώτερα από την επιφάνεια υδάτινα στρώματα υπάρχει έλλειψη οξυγόνου. Έτσι, εξαιτίας της υψηλής κατανάλωσης ή της έλλειψης του υπάρχοντος εκεί οξυγόνου είναι δυνατόν να συμβούν θάνατοι ψαριών από ασφυξία. Δεν είναι λίγες επίσης οι περιπτώσεις ανάπτυξης πλαγκτονικών οργανισμών (*red tides*) που συνδέονται με την παρουσία και έκκριση τοξινών που πολλές φορές είναι θανατηφόρες για τα ψάρια.

Τα αιωρούμενα υλικά μπορούν να ελαττωθούν σημαντικά σε ορισμένες καλλιέργειες, όπως αυτές των στρειδιών και των μυδιών. Αναφέρεται, ότι όταν τα αιωρούμενα σωματίδια έχουν μέγεθος 1.2μm μπορούν να ελαττωθούν κατά 40%, με μέγεθος μεγαλύτερο από 5μm κατά 15-40% και για μεγέθη μεγαλύτερα από 200μm κατά 30-50% (Rosenberg & Loo 1983, Folke & Kautsky 1989, Asmus & Asmus 1991). Η πιο πάνω όμως ελάττωση των αιωρούμενων υλικών σε καλλιέργεια μυδιών είναι δυνατό να αυξήσει σε υψηλά μάλιστα επίπεδα την απελευθέρωση των θρεπτικών αλάτων στο περιβάλλον. Τα μύδια επίσης, μπορούν να κατακρατήσουν από το περιβάλλον τους άνθρακα σε ποσοστό 30%, χλωροφύλλη-α 60% και άζωτο 42%.

Το μεγαλύτερο ποσοστό από τα περιττώματα των εκτρεφόμενων ειδών με τη μορφή των στερεών υλικών καθιζάνει στον πυθμένα, αλλά ο ρυθμός και η έκταση της ιζηματοποίησης εξαρτάται από ένα πλήθος παραγόντων, όπως είναι για παράδειγμα, το βάθος και ο όγκος της υδάτινης περιοχής, οι κυρίαρχες υδρογραφικές και υδροδυναμικές συνθήκες, κ.ά. Στο θαλασσινό περιβάλλον ο ρυθμός της ιζηματοποίησης είναι μικρότερος, απ' ότι στο περιβάλλον με γλυκά νερά. Τα συστατικά που φθάνουν στον πυθμένα πολλές φορές καταναλώνονται από τα άγρια

ψάρια της περιοχής, ενώ τα περισσότερα μικροσκοπικά συστατικά αποτελούν τροφή για τους οργανισμούς του βένθους. Εξάλλου, μερικά συστατικά παραμένουν συνεχώς σε αιώρηση. Ο ρυθμός της ιζηματοποίησης επηρεάζεται και από τις εγκαταστάσεις, γιατί απλά τροποποιούν τη διεύθυνση και την ταχύτητα των ρευμάτων που κυριαρχούν στην περιοχή. Σε μια υδάτινη περιοχή, η πυκνότητα των εκτρεφόμενων ειδών, το μέγεθος τους, η ηλικία, η υγιεινή τους κατάσταση και ο ρυθμός τροφοληψίας επηρεάζουν το ρυθμό ιζηματοποίησης των αιωρούμενων στερεών.

1.2.11. Οργανικό και άλλο υλικό

Τα περιττώματα των εκτρεφόμενων ειδών είναι περισσότερο σταθερά σε ποσοτικά μεγέθη παρότι οι απεκκρίσεις στις, οποίες ως τελικό προϊόν περιλαμβάνονται, η αμμωνία, το διοξείδιο του άνθρακα και τα διπτανθρακικά άλατα. Επομένως, με τις απώλειες της τροφής, τα περιττώματα και τις απεκκρίσεις, απελευθερώνονται στο περιβάλλον μεγάλα ποσά από οργανικό άνθρακα και άζωτο στη μορφή των υδατανθράκων, λιπιδίων και πρωτεϊνών, ενώ μικρά είναι τα ποσά του οργανικού φωσφόρου. Η απελευθέρωση όμως αυτή σε ποσοτικά μεγέθη ποικίλει και εξαρτάται από τον τύπο της τροφής, το μέγεθος των εκτρεφόμενων ειδών, την πεπτικότητα της τροφής, το τύπο της εκτροφής, τις μεθόδους της διατροφής κ.ά.

Η απαίτηση σε οξυγόνο μπορεί να μετρηθεί και εκφράζεται με διάφορους τρόπους. Οι σημαντικότεροι και ευρύτερα χρησιμοποιούμενοι βασίζονται στη μέτρηση του BOD και του COD. Η χημική απαίτηση οξυγόνου ή το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Chemical Oxygen Demand, COD) είναι η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται για τη χημική οξειδωση των αποβλήτων. Η βιοχημική απαίτηση οξυγόνου ή το βιοχημικά απαιτούμενο οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand, BOD) είναι η ποσότητα του οξυγόνου που απαιτείται από μικροοργανισμούς προκειμένου να αποικοδομήσουν βιολογικά τα απόβλητα (Boyd 1981).

Στον πιο κάτω πίνακα φαίνεται η φόρτιση του περιβάλλοντος σε BOD, COD, ολικό φώσφορο και αιωρούμενα στερεά σε σχέση με την εκτροφή διάφορων ψαριών και τη βιομάζα τους που προέρχεται από εντατικές καλλιέργειες με ξηρή τροφή σε δεξαμενές.

Πίνακας 8. Φόρτιση περιβάλλοντος σε BOD, COD, ολικό φώσφορο και αιωρούμενα στερεά

Φόρτιση του περιβάλλοντος σε (g/kg ψαριού την ημέρα)					
Εκτρεφόμενα είδη	BOD	COD	Ολικό άζωτο	Ολικός φώσφορος	Αιωρούμενα στερεά
Πέστροφα (<i>salmo trutta</i>) (2.2-100g μέγεθος βιομάζα) 7320kg	2.7	11.5	?	0.05	0.9
Πέστροφα (<i>salmo trutta</i>) (1-25g μέγεθος βιομάζα) 7320kg	83.3	75.3	1.4-3.8	0.43	?
Πέστροφα (<i>salmo trutta</i>) και ιριδίζουσα πέστροφα <i>Oncorhynchus mykiss</i> (0.2-500g μέγεθος βιομάζα) 2960kg	?	17	0.45	0.08	7.1
Πέστροφα (<i>salmo trutta</i>) (1-550g μέγεθος βιομάζα) 5970kg	1.6	3.1	0.13	0.05	1.2
Πέστροφα (<i>salmo trutta</i>) (35-150g μέγεθος βιομάζα) 500-2000kg	1.6-4.6	?	0.4-0.8	0.05	?
Τσιπούρα (<i>Sparus aurata</i>) και Λαυράκι (<i>Dicentrarchus labrax</i>) (3-350g μέγεθος)	0.9-2.3		12.4kg NH ₃ /100tn ψάρι		

Από: (Bergheim et al. 1982, Conides et al. 1993).

Κεφάλαιο II.

ΥΔΑΤΟΚΑΛΛΙΕΡΓΕΙΑ & ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

2. ΠΟΙΟΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΟΣΟΤΙΚΗ ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ

2.1 Γενική θεώρηση

Οι μέθοδοι των υδατοκαλλιεργειών ή της εκτροφής ταξινομούνται με βάση κυρίως το επίπεδο της χρησιμοποίησης ή μη συμπληρωματικής τροφής. Δηλαδή, αξιολογείται αν υπάρχει και έως πιο βαθμό εναλλακτική τροφοληψία. Σύμφωνα με αυτά, η υδατοκαλλιέργεια μπορεί να διακριθεί στις ακόλουθες βασικές μορφές:

Εκτατική καλλιέργεια. Αναφέρεται στην εκτροφή των ζώων, σε περιοχή και χώρο που είναι παρόμοια με το φυσικό περιβάλλον. Σε αυτή τη μορφή της καλλιέργειας δεν χρησιμοποιείται συμπληρωματική τροφή, η πυκνότητα των ζώων είναι μικρή και δεν επεμβαίνουμε στον κύκλο ανάπτυξης και ζωής των εκτρεφόμενων οργανισμών.

Ημιεντατική καλλιέργεια. Αναφέρεται στην εκτροφή οργανισμών κάτω από συνθήκες που είναι περισσότερο ή λιγότερο ελεγχόμενες. Συνήθως, το νερό εμπλουτίζεται με θρεπτικά συστατικά ώστε να επιταχυνθεί η φυσική παραγωγικότητα του ή ακόμη προσφέρεται συμπληρωματική τροφή στα καλλιεργούμενα είδη. Αυτή η προσθήκη τροφής περιέχει λιγότερο από 10% πρωτεΐνες και συνήθως περιλαμβάνει φυτά, γεωργικά υποπροϊόντα ακόμη και αποφάγια. Οι πυκνότητες αυτής της εκτροφής σε ζώα είναι μέση.

Εντατική εκτροφή. Αφορά αυστηρά ελεγχόμενες συνθήκες όπου η παρεχόμενη τροφή προσφέρεται εξ ολοκλήρου από τον καλλιεργητή.

Άλλη ταξινόμηση μπορεί να λάβει υπόψη της, το σύστημα στο κύκλωμα του νερού (ανοικτά, κλειστό), το χώρο που τοποθετούνται οι εγκαταστάσεις (στεριά, κλουβιά), κ.ά.





Εικόνα 1 .Πλωτή μονάδα εκτροφής τσιπούρας και λαβρακιού στο Γαλαξίδι Φωκίδας(Από:paseges.gr)

Οι υδατοκαλλιέργειες ξεκίνησαν σε παραγωγικό επίπεδο στη χώρα μας τη δεκαετία του 1950 με τα όστρακα, γύρω στο 1960 με την εκτροφή της πέστροφας και τη δεκαετία του 1980 γνώρισαν ταχύτατους ρυθμούς ανάπτυξης, ενώ γύρω στο 1983-1985 οι υδατοκαλλιέργειες οδηγήθηκαν στις εκτροφές ευρύαλων ψαριών (λαυράκι, τσιπούρα).

Η κυπρινοκαλλιέργεια αναπτύχθηκε σε χαμηλά επίπεδα εξαιτίας της μικρής ζήτησης των κυπρίνων. Αρκετά εκτροφεία έκλεισαν και τα δύο μεγαλύτερα στράφηκαν στην παραγωγή κεφαλοειδών ή στην συνεκτροφή ξενικών ειδών. Ο ιχθυογεννητικός σταθμός στα Ιωάννινα βοήθησε ουσιαστικά τον εμπλουτισμό της λίμνης Παμβώτιδας, ενώ ως προς την ανάπτυξη του κλάδου δεν πρόσφερε αρκετά.

Σημειώνεται ότι σήμερα περί το 43% των ιχθίων που προορίζονται για ανθρώπινη κατανάλωση προέρχεται από υδατοκαλλιέργεια, ενώ η αυξανόμενη ζήτηση σε ψάρια τα επόμενα χρόνια αναμένεται να καλυφθεί από τον κλάδο. Σύμφωνα με τα επίσημα στοιχεία του Οργανισμού Τροφίμων και Γεωργίας του ΟΗΕ(FAO) η υδατοκαλλιέργεια παραμένει ο δυναμικότερα αναπτυσσόμενος κλάδος ζωικής παραγωγής προϊόντων διατροφής. Ο μέσος ετήσιος ρυθμός αύξησης από το 1970 ανέρχεται στο 8.8% όταν για τη συλλεκτική αλιεία ο αντίστοιχος μέσος ρυθμός αύξησης είναι μόλις 1.2%, και 2.8% για τη χερσαία κτηνοτροφία και πτηνοτροφία. Εκτιμάται πως έως το 2030 μόνο λόγω της αύξησης του παγκόσμιου πληθυσμού θα απαιτούνται επιπλέον 37 εκατομμύρια τόνοι ψαριού ετησίως. Για την κάλυψη της αγοράς αυτής ο ευρύτερος τομέας της υδατοκαλλιέργειας θα πρέπει να διπλασιάσει την παραγωγή του μέσα στα επόμενα 20 χρόνια.

Στην Ελλάδα, η θαλάσσια υδατοκαλλιέργεια, έχει πλέον εδραιωθεί ως ο ταχύτερα αναπτυσσόμενος κλάδος της πρωτογενούς παραγωγής της χώρας. Παρουσιάζοντας υψηλή εισροή συναλλάγματος, μέσω των εξαγωγικών εμπορικών δραστηριοτήτων των επιχειρήσεων, ο κλάδος έχει ήδη κατακτήσει τη δεύτερη θέση (πίσω από τις εξαγωγές ελαιολάδου) σε αξία εξαγωγών αγροτικών προϊόντων, παρέχοντας σημαντική στήριξη στην εθνική οικονομία.

Η υψηλού επιπέδου τεχνογνωσία που έχει πλέον αποκτηθεί, η εντατική έρευνα, οι πειραματισμοί και η ανάπτυξη των ιχθυογεννητικών σταθμών έχουν οδηγήσει σε αύξηση της αποδοτικότητας, σε μείωση του κόστους παραγωγής και του κόστους κεφαλαίου ανά παραγόμενη μονάδα, ενισχύοντας περαιτέρω την ανταγωνιστικότητα του κλάδου. Η συνολική παραγωγή, το 2006, ξεπέρασε τους 100.000 τόνους τσιπούρας και λαβρακιού, σε εμπορεύσιμο μέγεθος, και τα 400 εκατομμύρια ιχθύδια (γόνος). Η παραγωγή αυτή αντιπροσωπεύει περί το 50% της συνολικής παραγωγής της Μεσογειακής υδατοκαλλιέργειας, (ΠΑΣΕΓΕΣ, 2008).

Οι επιπτώσεις της υδατοκαλλιέργειας στο περιβάλλον είναι δυνατό να προέρχονται από τη μέθοδο της εκτροφής και προσδιορίζονται από ένα αριθμό μεταβλητών παραγόντων, όπως είναι τα βιοτικά και τα αβιοτικά χαρακτηριστικά του περιβάλλοντος.

Οι χερσαίες εγκαταστάσεις στην πλειονότητα τους εκτίθενται σε κλιματικές ιδιομορφίες, αλλά και σε βιολογικούς κινδύνους, όπως είναι ιοί, βακτήρια, πτηνά, αμφίβια, ερπετά κ.ά.

Οι εγκαταστάσεις μέσα στο υδάτινο περιβάλλον (κλουβιά) είναι ανοικτά συστήματα και αποτελούν συστατικά του ίδιου του περιβάλλοντος. Επιδρούν στο περιβάλλον το οποίο με τη σειρά του επιδρά σ' αυτές τις εγκαταστάσεις και στη λειτουργία τους. Επεξεργασία των αποβλήτων τους είναι πολυδάπανη και πολλές φορές δεν είναι εφικτή. Συνήθως, ενσκήπτουν ποικίλες ασθένειες στα εκτρεφόμενα είδη, ενώ η μετάδοση ασθενειών στους φυσικούς πληθυσμούς σπάνια αναφέρεται, αν και διάφορα παράσιτα μπορούν να εισαχθούν στα εκτρεφόμενα είδη από τους άγριους πληθυσμούς μιας περιοχής ή και από το πλαγκτό, όταν αυτό αποτελεί τροφή για τα εκτρεφόμενα είδη και ενδιάμεσο ξενιστή παρασίτων (Collins 1983).

Όπως οι χερσαίες εγκαταστάσεις, έτσι και αυτές μέσα στο υδάτινο περιβάλλον προσελκύουν πολλά είδη ζώων και υπόκεινται σε κινδύνους από επιθέσεις άλλων ιχθύων, θηλαστικών, πτηνών, ερπετών, κ.ά. Σύνηθες είναι το φαινόμενο, τα εκτρεφόμενα είδη να διαφεύγουν μέσα στο υδάτινο περιβάλλον. Όταν μάλιστα αυτά τα είδη είναι ξενικά, τότε υπάρχει κίνδυνος διαταραχής της οικολογικής ισορροπίας μιας περιοχής. Επίσης η υπέρμετρη χρήση χημικών ουσιών και φαρμάκων για την καταπολέμηση ασθενειών μπορεί να έχει επίδραση στο περιβάλλον, είναι όμως εξαιρετικά δύσκολο να ποσοτικοποιηθούν τα μεγέθη. Επειδή βέβαια η μεταχείριση αυτή μέσα στο ίδιο το υδάτινο περιβάλλον είναι πολυδάπανη, για το λόγο αυτό προτιμάται να γίνεται η χρήση χημικών ουσιών και φαρμάκων για θεραπεία, έξω από τις εγκαταστάσεις σε κλειστά συστήματα, οπότε οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον ελαχιστοποιούνται (Πνευματικός 1982).

Τα δίκτυα των εγκαταστάσεων εκτροφής ιχθύων έχει αποδειχθεί ότι επιδρούν στη γενική κυκλοφορία των υδάτων μέσα στις εγκαταστάσεις, από το περιβάλλον προς τις εγκαταστάσεις και αντίθετα (Wee 1979). Το μέγεθος των εγκαταστάσεων, η μορφή, ο τύπος και το υλικό των δικτύων, ο ρυθμός που φράσσονται τα δίκτυα από την επιπανίδα και επιχλωρίδα, το είδος των εκτρεφόμενων ιχθύων, η θερμοκρασία του νερού και η τροφική κατάσταση του περιβάλλοντος, είναι μερικές παράμετροι που συμμετέχουν στην τροποποίηση της κινητικότητας των υδάτινων μαζών και στο ρυθμό της ανανέωσης τους (Kils 1979).

Οι πλωτές εγκαταστάσεις εξάλλου έχει διαπιστωθεί, ότι επιδρούν σημαντικά στα τοπικά ρεύματα (Milne 1970, Inoue 1972). Το αποτέλεσμα αυτής της επίδρασης είναι να τροποποιείται η επικρατούσα μεταφορά και απόθεση των ιζημάτων η οποία πιθανό να επηρεάσει αρνητικά τις βενθικές βιοκοινωνίες και κατ' επέκταση την τροφική κατάσταση και την ενηλικίωση του οικοσυστήματος. Η σημαντικότερη όμως επίδραση είναι ότι με την μεταβολή της κυκλοφορίας των νερών διαμέσου των εγκαταστάσεων, επηρεάζεται ο εφοδιασμός της περιοχής με το διαλυμένο οξυγόνο, όπως και η απομάκρυνση των μεταβολιτών των ιχθύων από την περιοχή των εγκαταστάσεων της υδατοκαλλιέργειας.

Οι εγκαταστάσεις συνολικά διαταράσσουν τη φυσική αξία της περιοχής αλλά μπορούν να επιδράσουν θετικά στην κύρια ή και στη συμπληρωματική ασχολία του τοπικού εργατικού δυναμικού και στα γενικότερα πρόσοδα της περιοχής.

Οι εντατικές καλλιέργειες και η εκτροφή ειδών όπως πέστροφας κυπρίνου και γατόψαρου, έχει αποδειχθεί (Murphy & Lipper 1970, Liao 1970) ότι παράγουν υψηλά ποσοστά αποβλήτων ανά μονάδα βάρους, συγκρινόμενα με άλλες κτηνοτροφικές εγκαταστάσεις, όπως πουλερικά, βοοειδή, κ.ά.

Ανεξάρτητα από τις μεθόδους και τα εκτρεφόμενα είδη, έχει διαπιστωθεί (Merican 1983) ότι μέσα και γύρω από τις εγκαταστάσεις:

- αυξάνονται τα επίπεδα των αιωρούμενων στερεών, της θολερότητας, των θρεπτικών αλάτων, της αλκαλικότητας και της πρωτογενούς παραγωγής,
- αυξάνονται οι πληθυσμοί των χλωροφυκών, διατομών, βακτηρίων, πρωτόζωων, ζωοπλαγκτού και βενθικών ασπόνδυλων,
- μειώνεται, το διαλυμένο οξυγόνο και η διαφάνεια των υδάτων κ.ά.
- είναι δυνατόν να μεταβληθεί η φυσική ιχθυοπανίδα της περιοχής από τα είδη που διαφεύγουν.

Σημειώνεται με έμφαση, ότι το περιβάλλον εμπλουτίζεται με θρεπτικά συστατικά, από τις απώλειες της τροφής και τα περιττώματα των εκτρεφόμενων ψαριών (Collins 1971, Beveridge & Muir 1982).

Ο μεγαλύτερος κίνδυνος για τις επιπτώσεις της υδατοκαλλιέργειας προς το περιβάλλον, προέρχεται από το μέγεθος της εκτροφής, επειδή επιδρά άμεσα στην αύξηση της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων, στα επίπεδα του διαλυμένου οξυγόνου και στις συγκεντρώσεις των τοξικών για τα ψάρια μεταβολιτών τους. Σημειώνεται επίσης, ότι οι μεταβολές της ποιότητας του νερού έχουν συνεχείς αυτοτροφοδοτούμενες επιπτώσεις ως προς την υδατοκαλλιέργεια και αυτή ως προς το περιβάλλον κ.ο.κ. (Beveridge 1984).

Ένα από τα ουσιώδη στοιχεία που απαιτούνται για τη σωστή ανάπτυξη

των εκτρεφόμενων ψαριών, του σκελετού τους, της διατήρησης των ωσμωρυθμιστικών μηχανισμών και για το μεταβολισμό των λιπιδίων και των υδατανθράκων, είναι ο φώσφορος ο οποίος συχνά είναι υπεύθυνος για τα φαινόμενα του ευτροφισμού. Επομένως, είναι αναγκαία η προσθήκη φωσφόρου στην τροφή, επειδή οι απαιτήσεις των διαφόρων ειδών σε φώσφορο κυμαίνονται από 0.29-0.9% (Alabaster 1982). Τα σαρκοβόρα είδη, όπως η πέστροφα, προσλαμβάνουν φώσφορο, είτε στην ανόργανη μορφή, είτε ως σύμπλοκο στις πρωτεΐνες, στα λιπίδια και στους υδατάνθρακες. Αντίθετα, στα παμφάγα είδη όπως είναι ο κοινός κυπρίνος, η απορροφητικότητα του φωσφόρου των τροφών είναι σχεδόν μηδενική, λόγω της απουσίας της πεψίνης στα γαστρικά του υγρά. Κατά 60-80% ο ολικός φώσφορος των φυτικών υλικών δεν διασπάται από τα ψάρια αυτά, επειδή δεν διαθέτουν το ένζυμο φυτάση για τη διάσπαση των φυτινών (Beneridge 1984). Δηλαδή, η αξιοποίηση του φωσφόρου που παρέχεται με την τροφή στα εκτρεφόμενα ψάρια εξαρτάται από το είδος των ψαριών, από τα σωματικά τους αποθέματα, από το ποσοστό της πέψης και από άλλους παράγοντες που περιορίζονται μόνο στο στομάχι και τους ιστούς. Ο επιπλέον φώσφορος της τροφής, εκκρίνεται μέσω των νεφρών, ενώ εκείνος που δεν πέπτεται αποβάλλεται με τα κόπρανα. Η τυποποιημένη τροφή για τα σολομοειδή περιέχει συνήθως 1.49% φώσφορο, ενώ για τα κυπρινοειδή ποικίλλει από 0.93-3.06% (Forster & Golstein 1969, Tacon & De Siva 1983).

Γενικά, ο φώσφορος είναι ένα ουσιώδες συστατικό για την ανάπτυξη των ψαριών και προσλαμβάνεται σχεδόν αποκλειστικά μέσα από τη διατροφή τους. Πολλές τροφές περιέχουν φώσφορο σε υπερεπάρκεια ή σε τύπο ο οποίος μερικώς είναι διαθέσιμος για τα εκτρεφόμενα ψάρια. Η συνεισφορά όμως του φωσφόρου προς το περιβάλλον γίνεται επίσης και από τις απώλειες της τροφής.

Χρησιμοποιώντας τη σχέση που λαμβάνει υπόψη την απώλεια των συνολικών θρεπτικών συστατικών προς το περιβάλλον ($P_{περ}$) οι Penczak et al. (1982) υπολόγισαν ότι αυτά τα συστατικά, από μια μονάδα εντατικής εκτροφής πέστροφας σε ιχθυοκλωβούς στην Πολωνία, ισούνται με τη διαφορά που προκύπτει ανάμεσα στα θρεπτικά συστατικά που προστίθενται στο περιβάλλον μέσα από την τροφή ($P_{τρο}$) και σ' εκείνα που αφομοιώνονται από τα ψάρια:

$$(P_{ιχθ}): P_{περ} = P_{τρο} - P_{ιχθ}$$

Αν λάβουμε υπόψη την περιεκτικότητα σε φώσφορο μιας τυποποιημένης τροφής σολομοειδών, τότε για κάθε χιλιόγραμμο παραγόμενης πέστροφας, σύμφωνα με τον πιο πάνω τύπο, το υδάτινο περιβάλλον θα εμπλουτίζεται με 0.75 kg άνθρακα, 0.023 kg φώσφορο και 0.10 Kg άζωτο.

Οι Beveridge et al. (1982) με παρόμοια μεθοδολογία βασισμένη:

- Στο περιεχόμενο της τροφής σε φώσφορο,
- Στο συντελεστή μετατρεψιμότητας παρεχόμενης τροφής προς παραγόμενο σωματικό βάρος και
- Στο περιεχόμενο σε φώσφορο του σώματος των εκτρεφόμενων ψαριών, υπολόγισαν το περιεχόμενο του φωσφόρου που απελευθερώνεται στο

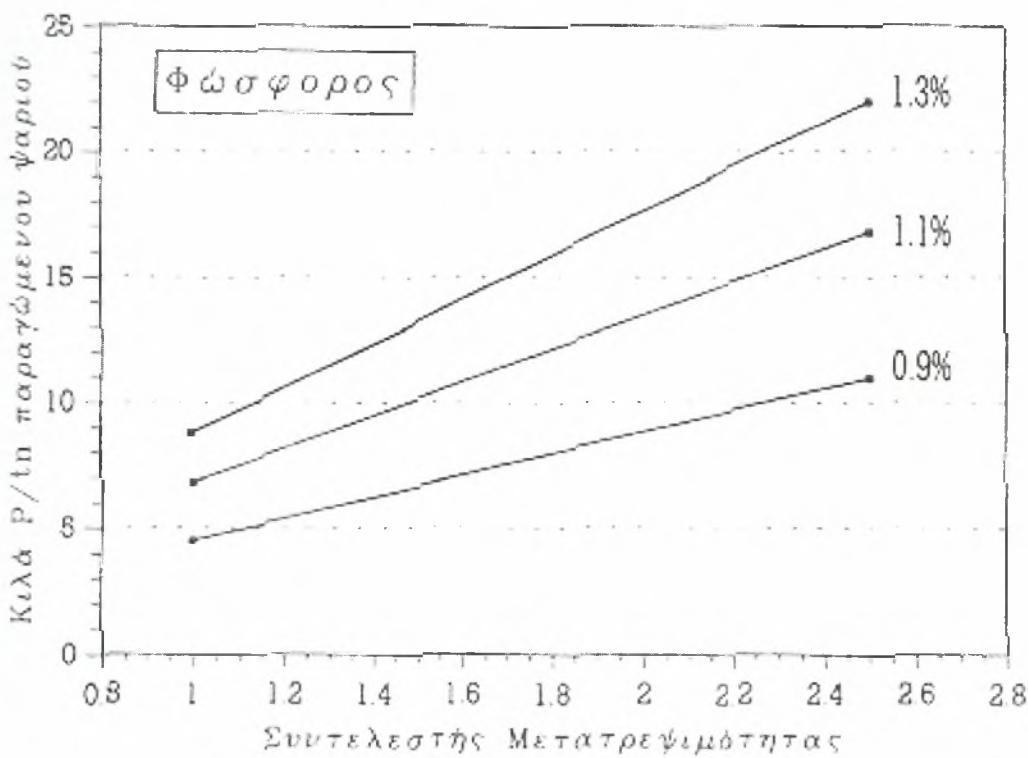
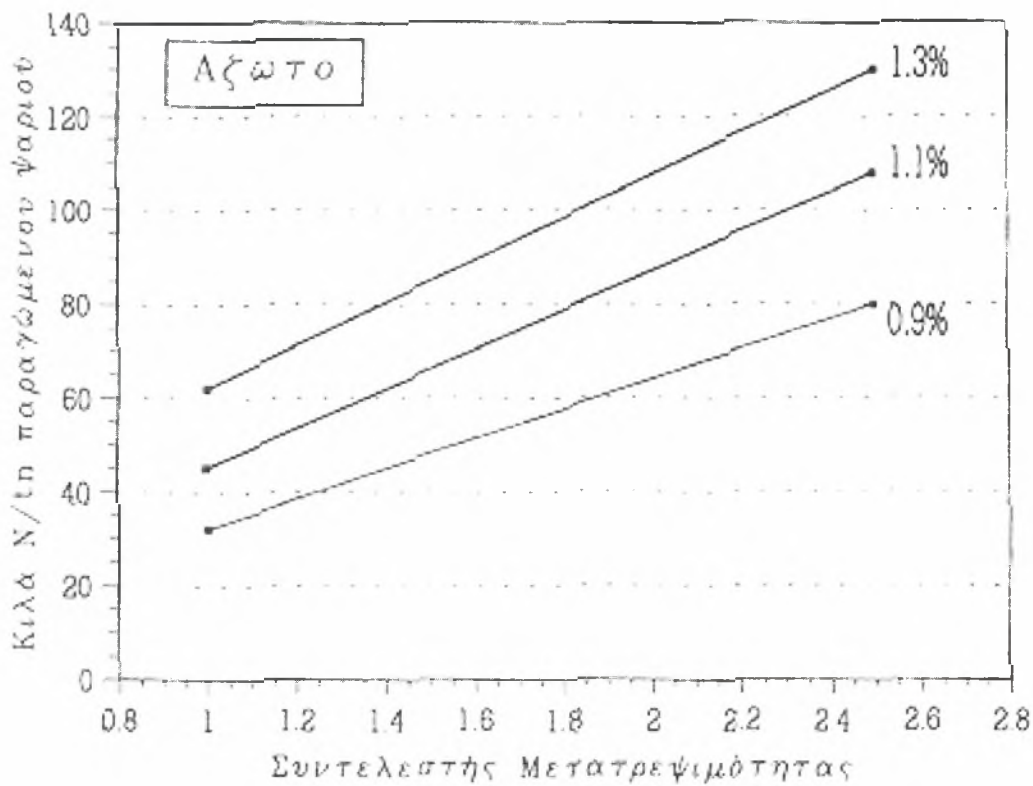
περιβάλλον από πλωτή μονάδα εντατικής εκτροφής πέστροφας. Σύμφωνα με τη βιβλιογραφία (Penczak et al.1982,Pfeffer 1990, Παπουτσόγλου 1981, 1985), εκτιμάται ότι από μονάδα εντατικής εκτροφής κυπρίνου και πέστροφας θα αποβάλλονται προς το περιβάλλον οι ποσότητες φωσφόρου που παρατίθενται στον πιο κάτω πίνακα,λαμβάνοντας υπόψη ότι το κρέας της πέστροφας περιέχει 0.48% φώσφορο και του κυπρίνου 0,3% της παρεχόμενης τροφής.

Πίνακας 9. Αποβολή φωσφόρου στο περιβάλλον από εκτροφή πέστροφας και κυπρίνου

Συντελεστής Μετατρεψιμότητας	Εκτροφή Πέστροφας		Εκτροφή Κυπρίνου	
	Περιεχόμενο Φωσφόρου Τροφής gr/kg	Αποβαλλόμενος Φώσφορος gP	Περιεχόμενο Φωσφόρου Τροφής gP/ kg	Αποβαλλόμενος Φώσφορος gP
1.0:1.0	6.0	2.0	9.0- 30.0	0.0-27.0
	12.0	8.0		
	15.0	10.2		
	18.0	14.0		
1.0:1.3	6.0	4.0		
	12.0	12.0		
	18.0	19.0		
1.0:1.6	6.0	6.0		
	12.0	15.0		
	18.0	25.0		
1.0:2.0	30.0	25.2	18.0-60.0	15.0-57.0
1.0:2.5	37.5	32.7	22.5-75.0	19.5-72.0

Από: (Penczak et al.1982,Pfeffer 1990, Παπουτσόγλου 1981, 1985)

Πίνακες 10,11. Το φορτίο φωσφόρου και αζώτου από μια υδατοκαλλιέργεια με διαφορετικούς συντελεστές μετατρεψιμότητας και διαφορετικό περιεχόμενο φωσφόρου και αζώτου της τροφής



Από: (Wallin & Hakanson 1991).

Οι εκτροφές πέστροφας σε χερσαίες εγκαταστάσεις (Alabaster 1982), τονίζεται ότι αποδίδουν στο περιβάλλον φορτίο φωσφόρου που κυμαίνεται από 11-157 kg ανά τόνο παραγόμενων ψαριών, βάσει πειραματικών αποτελεσμάτων των κρατών της Ευρωπαϊκής Ένωσης αλλά θα πρέπει να υπενθυμιστεί ότι οι μέθοδοι της καλλιέργειας ήταν ποικίλες, όπως και η μεθοδολογία των δειγματοληψιών.

Σημαντικό στοιχείο που θα πρέπει να ληφθεί υπόψη είναι ότι στις εντατικές καλλιέργειες σε κλωβούς πέστροφας (Collins 1971, Penczak et al. 1982):

- οι συνολικές απώλειες της τροφής υπολογίζονται γύρω στο 20%,
- ο συντελεστής μετατρεψιμότητας είναι τουλάχιστον 20% μεγαλύτερος απ' ό,τι σε χερσαίες εγκαταστάσεις και
- οι απώλειες από τα κλουβιά είναι συγκριτικά υψηλότερες, όπως και οι ποσότητες του φωσφόρου που απελευθερώνονται προς το περιβάλλον.

Εξίσου σημαντικό, αν όχι το σημαντικότερο, είναι η αναζήτηση του χημικού τύπου των αποβλήτων φωσφόρου που προέρχεται από ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις και οι οποίες τελικά προσδιορίζουν τις επιπτώσεις στο περιβάλλον (Lee et al. 1980, Sonzogni 1982, Lee & Jones 1991).

Τελικά, για να διαπιστωθεί η δυνατότητα και καταλληλότητα μιας περιοχής για υδατοκαλλιέργεια, καθώς και η βιωσιμότητα της ιχθυοτροφικής μονάδας από οικονομική άποψη, θα πρέπει να συνεκτιμηθούν οι χρήσεις και λειτουργίες που προσφέρει ο εν λόγω υδάτινος πόρος και να τύχουν ποσοτικοποίησης τα μεγέθη τα οποία εμπλέκονται στις περιβαλλοντικές επιπτώσεις, ως προς την ποιότητα των νερών και την επιθυμητή τροφική κατάσταση του υδάτινου περιβάλλοντος.

2.2. Παράγοντες που καθορίζουν το μέγεθος και τη φύση των αποβλήτων μιας υδατοκαλλιέργειας

Τα απόβλητα των υδατοκαλλιεργειών ανήκουν στην πρώτη κατηγορία ρυπαντών. Είναι δηλαδή αποσυντιθέμενες και αναλώσιμες ουσίες. Γενικά, το θαλάσσιο περιβάλλον μπορεί να δεχθεί απόβλητα οργανικών ή θρεπτικών ουσιών, εφόσον η ποσότητα τους βρίσκεται μέσα στα όρια επεξεργασίας των μέσω φυσικών και βιολογικών διεργασιών. Αν οι ποσότητες που αποβάλλονται είναι έξω από τις δυνατότητες του θαλάσσιου περιβάλλοντος να τις επεξεργαστεί, τότε ανατρέπεται η ισορροπία με δυσάρεστες συνέπειες για τους υδρόβιους οργανισμούς, εκτρεφόμενους και μη. Για την εγκατάσταση μιας υδατοκαλλιέργειας λοιπόν χρειάζεται Μελέτη Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων, ιδίως κοντά σε πυκνοκατοικημένες περιοχές, όπου και εγκαθίστανται οι περισσότερες μονάδες. Σε αυτές τις περιοχές το περιβάλλον ήδη επιβαρύνεται από την έκχυση θρεπτικών ουσιών από τα αστικά λύματα, οπότε μία επιπλέον επιβάρυνση από μία υδατοκαλλιέργεια μπορεί να οδηγήσει σε ανεπιθύμητα αποτελέσματα.

Συνοπτικά, τα απόβλητα μιας υδατοκαλλιέργειας είναι:

- i) οι απώλειες των ιχθυοτροφών (απώλειες σε φώσφορο και άζωτο),
- ii) τα μεταβολικά προϊόντα των εκτρεφόμενων οργανισμών και

iii) τα υπολείμματα φαρμάκων που χρησιμοποιούνται σε περιπτώσεις ασθένειας των εκτρεφόμενων οργανισμών.

Το μέγεθος και η φύση των αποβλήτων μιας υδατοκαλλιέργειας που εισέρχονται στο θαλάσσιο περιβάλλον καθορίζονται από διάφορους παράγοντες. Πρώτος και κύριος παράγοντας ενός τέτοιου καθορισμού είναι ο τύπος της εκτροφής. Στις εκτατικές εκτροφές τα ψάρια εκτρέφονται έγκλειστα στο φυσικό τους περιβάλλον, χωρίς την παροχή πρόσθετης τροφής. Η ημι-εντατική εκτροφή αναφέρεται στην εκτροφή ψαριών κάτω από ελεγχόμενες, ως επί το πλείστον, συνθήκες. Μπορεί να υπάρξει κάποιος εμπλουτισμός του νερού για την αύξηση της πρωτογενούς παραγωγής ή επίσης και επιπρόσθετη παροχή τροφής. Τέτοια συμπληρωματική τροφή περιέχει συνήθως κάτω από 10% πρωτεΐνες και συνήθως κατασκευάζεται από διαθέσιμα φυτικά υλικά, αγροτικά παραπροϊόντα και υπολείμματα ανθρώπινων τροφών (Iwama, 1991). Ο Water-Hansen (1982) βασιζόμενος σε στοιχεία του Δανικού Ινστιτούτου για την Ποιότητα του Νερού, δίνει τα ακόλουθα ποσοστά απωλειών τροφής:

- Ξηρές τροφές (πελλέτες) : 1-5%
- Αλεσμένα ψάρια (με κολλώδη ουσία ως συνδετικό) : 5-10%
- “Υγρές” τροφές (αλεσμένα ψάρια) : 10-30%

Τα στοιχεία αυτά αφορούν δεξαμενές στην ξηρά και γήινα υδροστάσια. Οι απώλειες από ιχθυοκλωβούς μπορεί να υπερβαίνουν τα νούμερα αυτά. Στην εντατική μορφή εκτροφής οι εκτρεφόμενοι οργανισμοί τρέφονται αποκλειστικά με τεχνητή τροφή, αν και μπορεί να υπάρχει και κατανάλωση μικρής ποσότητας φυσικής τροφής (μικρά ψάρια, πλαγκτόν). Η αποκλειστική παροχή τροφής γίνεται και στην εκτροφή ψαριών στην ξηρά (χρήση ιχθυοκλωβών). Οι έρευνες που έχουν γίνει ως τώρα, όσον αφορά τις επιπτώσεις των υδατοκαλλιεργειών στο περιβάλλον, εστιάζονται στον εντατικό τύπο εκτροφής (ιδίως στις εκτροφές σε πλωτούς ιχθυοκλωβούς), γιατί εκεί τα αποτελέσματα πιθανών επιπτώσεων είναι περισσότερο εμφανή και ευκολότερα ποσοτικοποιήσιμα.

Έτσι λοιπόν, η ολική βιομάζα μιας εκτροφής παίζει σημαντικό ρόλο στον καθορισμό των αποβλήτων, εφόσον καθορίζει την ποσότητα της τροφής που παρέχεται και τις επικείμενες απώλειες τροφής και υλικού περιττωμάτων που θα εισαχθούν στο υδάτινο περιβάλλον. Οι Butz & Vens-Carpell (1982) υπολόγισαν μία παραγωγή περιττωμάτων της τάξης των 260g (ξηρό βάρος) περιττωμάτων ανά 11kg καταναλωθείσας τροφής, για εκτροφή σολομοειδών. Δηλαδή το 26% της καταναλωθείσας τροφής, καταλήγει σε περιττώματα. Αυτός ο υπολογισμός συμφωνεί απόλυτα με το 75% ποσοστό πεπτικότητας που έχει δοθεί από τους Rychly & Spannhof (1979) και Smith (1983). Το μέγεθος των εγκαταστάσεων καθορίζει άμεσα την ποσότητα και το επίπεδο της επικόλλησης που θα προκληθεί. Το μέγεθος του ψαριού καθορίζει τον τύπο και το μέγεθος των κόκκων της τροφής που θα χρησιμοποιηθεί. Με άλλα λόγια, καθορίζει την ποσότητα των αιωρούμενων στερεών και διαλυμένων στοιχείων που αποβάλλονται στο περιβάλλον, καθορίζει επίσης το ρυθμό του μεταβολισμού, το οποίο σημαίνει ρυθμός κατανάλωσης οξυγόνου από την υδάτινη στήλη. Το μέγεθος του ψαριού είναι καθοριστικός παράγοντας για το περιεχόμενο

του σώματος σε άζωτο, καθώς το περιεχόμενο της τροφής σε άζωτο και το μέγεθος του ψαριού είναι αντιστρόφως ανάλογα. Οι Bergheim et al. (1984) βρήκαν στατιστικά σημαντική σχέση μεταξύ σωματικού βάρους και αύξησης στις συγκεντρώσεις ολικού P, ολικού N και χημικά απαιτούμενου οξυγόνου (COD).

Γενική εξίσωση: Φορτίο = $a - b \times \log(\text{Βάρους})(g)$

Το μέγεθος των κόκκων της τροφής και των περιττωμάτων, καθορίζει το βαθμό διασποράς τους, αφού διασπορά και μέγεθος σωματιδίου είναι αντιστρόφως ανάλογα. Το περιεχόμενό τους σε υγρασία καθορίζει το ρυθμό και βαθμό διάσπασης των σωματιδίων κι έτσι την επικείμενη διασπορά τους. Αξίζει να σημειωθεί ότι οι επιπτώσεις των συστατικών των αποβλήτων μιας υδατοκαλλιέργειας μειώνονται όσο αυξάνει η διασπορά τους στο υδάτινο περιβάλλον. Η μέθοδος παροχής της τροφής είναι εξίσου σημαντικός παράγοντας, γιατί σημαντικός παράγοντας, γιατί καθορίζει την ποσότητα της τροφής που καταναλώνεται από τα εκτρεφόμενα ψάρια. Η ιδανική παροχή τροφής απαιτεί λεπτομερή γνώση της τροφικής συμπεριφοράς και ηθολογίας κάθε εκτρεφόμενου είδους, των διαθέσιμων πληροφοριών όσον αφορά τις περιβαλλοντικές συνθήκες και τον αριθμό και το μέγεθος των ψαριών σε κάθε κλωβό/δεξαμενή. Η παροχή της τροφής με το χέρι πάντως μειώνει τις απώλειες τροφής (uncaptured food), συγκρινόμενη με αυτή ενός αυτόματου διανομέα τροφής. Μελέτες των Thorpe et al. (1990) έδειξαν ότι η παροχή τροφής με το χέρι προκαλεί απώλειες 1.4%, ενώ με αυτόματους διανομείς τροφής οι απώλειες έφταναν το 40.5%. Ο Alanara (1990) προτείνει ότι η θρέψη πρέπει να ακολουθεί το ρυθμό θρέψης των ψαριών.

2.3. Τα συστατικά των αποβλήτων και η δυναμική τους

Τα απόβλητα μιας μονάδας υδατοκαλλιέργειας και ειδικότερα η σύσταση των αποβλήτων σε ποιοτικά και ποσοτικά μεγέθη σχετίζονται με τη διατροφή, την πεπτικότητα και τα συστατικά τους. Επομένως, η εκτίμηση των επιπτώσεων προς το υδάτινο περιβάλλον εξαρτάται από τη γνώση της σύστασης και την ποσότητα των αποβλήτων που απελευθερώνονται προς το περιβάλλον. Είναι γνωστό ότι τα κύρια συστατικά της ξηρής τροφής είναι συνήθως πρωτεΐνες (46-51%), υδατάνθρακες (18%) και λιπίδια (14-17%), Επιπροσθέτως η διατροφή περιλαμβάνει φώσφορο, βιταμίνες, θεραπευτικά συστατικά και χρωστικές. Έτσι, τα συστατικά της τροφής μαζί με τα υποπροϊόντα του μεταβολισμού είναι όλα δυνητικά προϊόντα απόβλητων, δηλαδή μπορούν να προκαλέσουν ρύπανση. Τα προϊόντα αυτά περιλαμβάνουν οργανικό άνθρακα και οργανικό άζωτο (υδατάνθρακες, λιπίδια και πρωτεΐνες), αμμώνιο, ουρία, διττανθρακικά, φωσφορικά, βιταμίνες, συστατικά για θεραπευτικούς σκοπούς και χρωστικές.

Το μεγαλύτερο ποσοστό των αποβλήτων των υδατοκαλλιεργειών περιλαμβάνει οργανικό άνθρακα και συστατικά του αζώτου. Τόσο οι απώλειες της τροφής όσο και τα περιττώματα, επειδή είναι πυκνότερα του θαλασσινού νερού, καθιζάνουν προς το ίζημα του πυθμένα. Επομένως, τα σωματιδιακής προέλευσης συστατικά μαζί με εκείνα που προέρχονται από φυσικές αιτίες, έχουν μεγάλη σημασία στη χημεία των ιζημάτων και στην οικολογία των βενθικών οργανισμών στην υπόψη

περιοχή της ιχθυοτροφικής εγκατάστασης (Pearson & Rosemberg 1978). Εξάλλου, μέσα στο υδάτινο σύστημα της περιοχής απελευθερώνονται και διαλυμένα οργανικά συστατικά. Κάθε όμως αύξηση στη συγκέντρωση αυτών των συστατικών δημιουργεί συνθήκες υπέρτροφικές οι οποίες μπορεί να οδηγήσουν στην ένταση της φυτοπλαγκτικής ανάπτυξης και της παραγωγικότητας, εφόσον περιοριστικός για την ανάπτυξη παράγοντας, είναι τα απελευθερούμενα θρεπτικά συστατικά. Στα γλυκά νερά οι συνθήκες αυτές αναφέρονται ως ευτροφισμός και συνήθως ο φώσφορος αποτελεί τον περιοριστικό βιοπαραγωγικό παράγοντα. Σε παράκτιες θαλασσινές περιοχές, έστω και με χαμηλή αλατοτητα, το διαλυμένο ανόργανο άζωτο συνήθως είναι ο πλέον σπουδαίος παράγοντας για την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού (Gowen & Bradbury 1987). Επομένως, στα παράκτια νερά, τα διαλυμένα αζωτούχα συστατικά και τα διαλυμένα αζωτούχα απόβλητα που προέρχονται από τις μονάδες υδατοκαλλιέργειας (αμμώνιο και ουρία) προξενούν συνθήκες υπέρτροφικές.

Τα διττανθρακικά και τα φωσφορικά άλατα θεωρούνται ότι έχουν ελάχιστες επιπτώσεις στο θαλάσσιο περιβάλλον, ενώ οι βιταμίνες, τα αντιβιοτικά και οι χρωστικές που χρησιμοποιούνται στην εκτροφή μπορεί να έχουν σημαντικές. Τα διττανθρακικά τα οποία είναι υποπροϊόντα της αναπνοής των ψαριών και εκκρίνονται μέσα από τα βράγχια, είναι αλκαλικά από τη φύση τους, αλλά εξαιτίας της ρυθμιστικής ικανότητας του θαλασσινού νερού είναι απίθανο να έχουν κάποια σπουδαία επίδραση στο pH του νερού. Εξάλλου, εκτός από τις περιπτώσεις των παράκτιων θαλασσινών νερών που έχουν χαμηλή αλατοτητα, τα φωσφορικά δεν είναι σπουδαίος παράγοντας που μπορεί να ελέγξει τη βιοπαραγωγή και επομένως δεν αποτελεί κάτι σημαντικό στα απόβλητα των καλλιεργειών μέσα στη θάλασσα. Στα γλυκά νερά, τα διαλυμένα ανόργανα φωσφορικά μπορούν να δημιουργήσουν ευτροφικές καταστάσεις, όπως και τα φωσφορικά που απελευθερώνονται από τη μονάδα εκτροφής (Bergheim et al. 1984).

Οι βιταμίνες που απελευθερώνονται στο θαλασσινό περιβάλλον από την υδατοκαλλιέργεια είναι δυνατό να αφομοιώνονται από το φυτοπλαγκτό και να προωθούν την ανάπτυξη ορισμένων ειδών. Τα αντιβιοτικά πιστεύεται ότι δεν συσσωρεύονται στο θαλάσσιο περιβάλλον, ενώ για τις χρωστικές δεν είναι απόλυτα γνωστή η τύχη τους.

Οι απώλειες της τροφής, σε ποσότητες και σε σύσταση, κατά την εκτροφή ψαριών από μια πλωτή μονάδα υδατοκαλλιέργειας, εξαρτώνται από την αρχική σύσταση της τροφής και τις μεθόδους εκτροφής. Συνήθως, αυτές οι απώλειες κατά τη διατροφή με ξηρή τροφή είναι 1 - 5%, με υγρή τροφή που αποτελείται από αλεσμένα ψάρια και συστατικά συγκόλλησης τους είναι 5-10%, ενώ με καθαρά αλεσμένη νωπή τροφή από ψάρι οι απώλειες ανέρχονται σε 10-30%. Δηλαδή, οι απώλειες είναι μεγαλύτερες όταν η τροφή περιέχει περισσότερο νερό. Τα δεδομένα αυτά προέρχονται από εκτροφή σε δεξαμενές, ενώ σε πλωτές υδατοκαλλιέργειες οι πιο πάνω απώλειες αυξάνονται από 20% (Beveridge 1984), έως 27-31% (Penczak et al. 1982). Οι πιο πάνω

απώλειες στην τροφή έχουν μια σημαντική επίδραση στο βένθος της περιοχής γιατί μεταξύ των άλλων έχει αποδειχθεί ότι οι τροφές σχεδόν αναλλοίωτες προστίθενται και εμπλουτίζουν το ίζημα του πυθμένα (Collins 1983).

Ως προς τα παραγόμενα απόβλητα από μια μονάδα υδατοκαλλιέργειας φαίνεται ότι υπάρχει καλή συσχέτιση μεταξύ των ποσοτήτων της τροφής που καταναλώνουν τα ψάρια και των ποσοτήτων των περιττωμάτων που παράγουν. Υπολογίζεται ότι γύρω στα 260 g ξηρό βάρος περιττωμάτων παράγονται ανά kg καταναλούμενης τροφής (Butz & Vens-Carpell 1982), δηλαδή το 26% της τροφής που τρώγεται από τα ψάρια εγκαταλείπει το σύστημα ως περιττώματα. Οπωσδήποτε όμως, η σύσταση των περιττωμάτων και των ούρων εξαρτάται από την πεπτικότητα των συστατικών της τροφής, ενώ η σύσταση των ουρών επηρεάζεται από το περιεχόμενο σε πρωτεΐνες της τροφής (Rychly 1980). Ως προς τη σύσταση των περιττωμάτων, 30% είναι άνθρακας, 4% άζωτο και 2% φώσφορος (Penczak et al. 1982).

Οι ποσότητες του αζώτου που παράγονται από τα προϊόντα των απεκκρίσεων προσδιορίζονται από την πεπτικότητα των πρωτεϊνών και το περιεχόμενο σε πρωτεΐνες της τροφής. Υπολογίζεται, ότι συνήθως ένας τόννος τροφής περιέχει 78.6 kg άζωτο και ένας τόννος εκτρεφόμενων σολομών 27.2 kg άζωτο. Με συντελεστή μετατρεψιμότητας 2:1 και με απώλεια τροφής γύρω στο 20%, από τα 122.9 kg αζώτου που καταναλώνονται, μόνο 27.2 kg αυτού του αζώτου συγκρατείται στη σάρκα του ψαριού. Αυτό δηλαδή σημαίνει ότι 22% του καταναλούμενου αζώτου συγκρατείται στο ψάρι και το 78% χάνεται ως περιττώματα και άζωτο των απεκκρίσεων (Gowen & Bradbury 1987). Το αμμώνιο αποτελεί το μεγαλύτερο μέρος του απεκκρινόμενου αζώτου αν και οι αναλογίες του αμμωνίου και της ουρίας ποικίλλουν. Επειδή μάλιστα το αμμώνιο και η ουρία προσλαμβάνονται εύκολα από το φυτοπλαγκτό δεν είναι αναγκαίο να διαχωριστούν αυτά τα προϊόντα στους σχετικούς υπολογισμούς (Warren-Hansen 1982).

2.4. Η επίδραση των συστατικών των αποβλήτων

Η πλειονότητα των παράκτιων θαλάσσιων ιζημάτων αποτελείται από ένα οξειδωμένο στρώμα το οποίο συνήθως καλύπτει ανοξικά στρώματα. Η παρουσία αυτών εξαρτάται από την ισορροπία ανάμεσα στην κατανάλωση και στον εφοδιασμό του διαλυμένου οξυγόνου στην περιοχή. Ως εκ τούτου, κάθε επιπλέον πρόσθεση οργανικού υλικού στο ίζημα αυξάνει την κατανάλωση του προσφερόμενου οξυγόνου με τη βοήθεια των ετερότροφων οργανισμών μέσα σε αυτό. Μετρήσεις στα γλυκά νερά αναφέρουν, ότι ο ρυθμός κατανάλωσης του οξυγόνου στο ίζημα, κάτω από πλωτά κλουβιά φθάνει τα 45-55 mg οξυγόνου ανά τετραγωνικό μέτρο την ώρα, ενώ σε αδιατάραχτα ιζήματα στην ευρύτερη περιοχή, ο ρυθμός της κατανάλωσης του οξυγόνου ήταν 16mg οξυγόνου ανά τετραγωνικό μέτρο την ώρα (Enell & Lof 1983).

Όταν η απαίτηση σε οξυγόνο υπερβαίνει τον εφοδιασμό του, τότε το ίζημα γίνεται ανοξικό. Σε αυτό το σημείο αρχίζουν οι μεταβολές στη χημεία του ιζήματος και στην οικολογία των βενθικών οργανισμών. Σε εξαιρετικές περιπτώσεις όταν και το στρώμα του νερού πάνω από το

ίζημα γίνεται ανοξικό, υπάρχει κίνδυνος αυτό το νερό να αναδυθεί και να προκαλέσει ζημιά στα εκτρεφόμενα ψάρια (Gowen & Bradbury 1987).

Η εκτίμηση της χωρητικότητας του ιζήματος στο να δεχθεί πρόσθετο οργανικό φορτίο προσδιορίζεται με μέτρηση του δυναμικού οξειδοαναγωγής (redox potential) στο ίζημα, δηλαδή με τις επικρατούσες εκεί οξειδωτικές ή αναγωγικές διεργασίες. Χαμηλό δυναμικό οξειδοαναγωγής έως και -150mV , κάτω από κλωβούς φανερώνει ότι τα απόβλητα από τη μονάδα μπορούν να δημιουργήσουν ιζήματα ανοξικά (Brown et al. 1987). Σε αυτές τις περιπτώσεις παράγονται αμμώνιο, υδρόθειο και μεθάνιο, τα οποία μπορούν να απελευθερωθούν και να αποτελέσουν δυσάρεστη κατάσταση για την υδατοκαλλιέργεια. Το αμμώνιο διαλύεται στο νερό και η απελευθέρωση του από το ανοξικό ίζημα μπορεί να φτάσει το ρυθμό 2.6-3.3 φορές περισσότερο απ' ό τι συμβαίνει από τα αδιατάραχτα οξειδωμένα ιζήματα (Enell & Lof 1983). Το υδρόθειο είναι ελαφρά διαλυτό στο νερό, ενώ το μεθάνιο είναι αδιάλυτο και επομένως τα δύο αυτά συστατικά συνήθως ως αέρια απελευθερώνονται από τα ανοξικά ιζήματα.

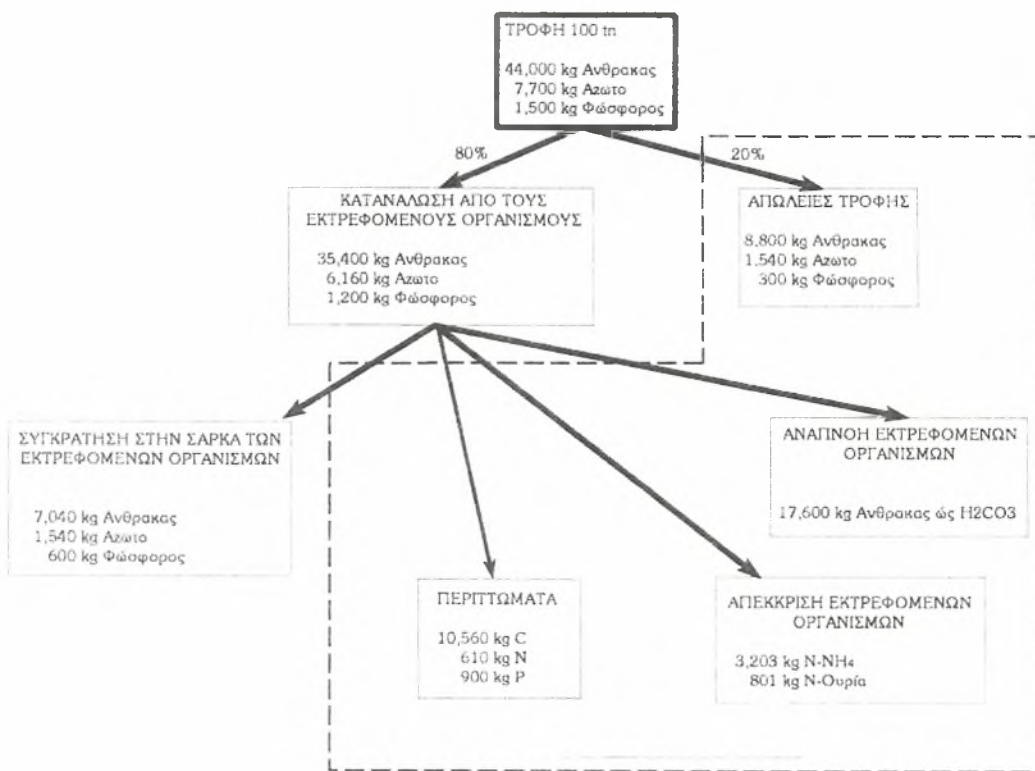
Το οργανικό υλικό που απελευθερώνεται από μια μονάδα πλωτών υδατοκαλλιεργειών επιδρά στην οικολογία των οργανισμών που ζουν στο βένθος. Σε αυτόν τον εμπλουτισμό υπάρχει μια βιολογική διαβάθμιση της περιοχής. Έτσι, γύρω από τις ιχθυομονάδες παρατηρείται η δημιουργία "ζωνοποίησης" η οποία χαρακτηρίζεται, τόσο ως προς το πλαγκτόν, το βένθος και τη φυσική ιχθυοπανίδα της περιοχής, όσο και από τα είδη που παρατηρούνται εκεί ή απουσιάζουν. Κάτω από τους κλωβούς παρατηρούνται αζωικές περιοχές. Δηλαδή, λόγω της συνεχούς συσσώρευσης οργανικού υλικού και λάσπης, δεν συναντώνται εδραίοι οργανισμοί παρά μόνον οργανισμοί που μετακινούνται συνεχώς για την εξεύρεση της τροφής (Stewart 1984). Έξω από την ζώνη αυτή παρατηρείται μια περιοχή μικροπανίδας αποτελούμενη κυρίως από σαπροβιοτικούς βενθικούς οργανισμούς καιροσκοπικού χαρακτήρα (πολύχαιτοι κλπ.). Επίσης, εδώ διατηρείται μια απλοποιημένη τροφική αλυσίδα η οποία αποτελείται από βακτήρια, πρωτόζωα, μύκητες και άλλους σαπροβιοτικούς οργανισμούς. Αυτοί οι οργανισμοί τρέφονται απευθείας από τα απόβλητα, ενώ κάποιοι θηρευτές κινούνται εντός κι εκτός της ζώνης αυτής. Έξω από την ζώνη αυτή υπάρχει μια τρίτη μεταβατική ζώνη μικρής ανάπτυξης και με μέση ποικιλότητα των εκεί ζώντων οργανισμών. Τέλος, πέρα από τις πιο πάνω ζώνες συναντάται η φυσική ζώνη, όπου το βενθικό περιβάλλον βρίσκεται στην αδιατάρακτη φυσική του κατάσταση (Gowen & Bradbury 1987).

Συνήθως, τα επακόλουθα των υπερτροφικών συνθηκών είναι πολύπλοκα ως προς την πρωτογενή παραγωγή και τη βιομάζα του φυτοπλαγκτού και αυτό γιατί ποικιλία παραγόντων κατευθύνει την παραγωγή. Για παράδειγμα, σε θολά ή βαθιά νερά η διαθεσιμότητα του φωτός μπορεί να ελέγχει την ανάπτυξη, ενώ σε άλλες περιοχές ο χρόνος ανανέωσης των νερών μπορεί να περιορίσει τη συσσώρευση της βιομάζας στην εν λόγω περιοχή. Δηλαδή, εδώ το φυτοπλαγκτό απομακρύνεται και δεν παραμένει επί πολύ στην περιοχή της μονάδας, ώστε να χρησιμοποιήσει το απελευθερωμένο από τη μονάδα άζωτο (Gowen & Bradbury 1987). Παρόλα αυτά, διαφορετικά είδη

φυτοπλαγκτού αντιδρούν διαφορετικά σε διαφορετικές συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων. Πολλές φορές δεν υπάρχει αιτιολόγηση για το θάνατο ψαριών που συμβαίνει σε μονάδες υδατοκαλλιεργειών από τις τοξίνες που ενδεχομένως προέρχονται κατά τη μαζική και εκρηκτική ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού (Jones et al 1982). Μεταβολές επίσης συμβαίνουν και στη βακτηριακή χλωρίδα γύρω από τα κλουβιά, ενώ οι ευτροφικές συνθήκες μπορεί να έχουν καταστρεπτικές συνέπειες για τη μονάδα εκτροφής (Gowen & Bradbury 1987).

2.5. Το μέγεθος των επιπτώσεων

Τα ποσά των αποβλήτων είναι δυνατό να ποσοτικοποιηθούν εάν γνωρίζουμε το μέγεθος της εκτροφής. Στο πιο κάτω σχήμα δίνεται η ροή του άνθρακα, του φωσφόρου και του αζώτου σε μια εκτροφή σολομού με ετήσια παραγωγή 50 τόνων η οποία χρησιμοποιεί τροφή 100 τόνων ετησίως (Gowen & Bradbury 1987). Έτσι, συνολικά στα απόβλητα αυτής της μονάδας ο οργανικός άνθρακας είναι 19.4 τόνοι, το οργανικό άζωτο 2.2 τόνοι και θα παράγονται επίσης 4 τόνοι διαλυμένων αζωτούχων συστατικών.



ΑΠΩΛΕΙΕΣ ΣΤΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

Εικόνα 2. Διάγραμμα ροής άνθρακα, αζώτου και φωσφόρου σε μια εκτροφή σολομού

Από: (Gowen & Bradbury, 1987).

Αυτό που θα πρέπει να διευκρινίσουμε, γιατί είναι σημαντικό, είναι η διαφορά στη σύσταση μεταξύ περιττωμάτων και τροφής που δεν καταναλώθηκε και αυτό γιατί τα δύο αυτά συστατικά έχουν διαφορετική

ταχύτητα καθίζησης και επομένως επηρεάζουν την οριζόντια διασπορά τους και την εγκατάστασή τους στον πυθμένα μιας περιοχής. Η ταχύτητα καθίζησης της τροφής ποικίλει μεταξύ 0.09-0.15 μέτρα ανά δευτερόλεπτο, ενώ τα περιττώματα έχουν πολύ μικρές ταχύτητες καθίζησης που ποικίλουν μεταξύ 0.017-0.06 μέτρα ανά δευτερόλεπτο (Gowen & Bradbury 1987). Παρόλα αυτά οι υψηλές αυτές ταχύτητες στην καθίζηση δεν επιτρέπουν να εμπλουτιστεί το περιβάλλον με άνθρακα και άζωτο από τη διάλυση των αποβλήτων ή από τη μικροβιακή δραστηριότητα (Collins 1983). Εξάλλου, ένα μέρος της τροφής που χάνεται, καταναλώνεται από τα άγρια ψάρια που βρίσκονται στην περιοχή, ενώ τα περιττώματα κατά την καθίζηση τους διαιρούνται σε μικρότερα σωματίδια. Επομένως, με τη διασπορά ελαττώνονται οι ποσότητες των περιττωμάτων που τελικά θα φτάσουν στο ίζημα και θα το εμπλουτίσουν με επιπλέον θρεπτικά συστατικά (Querellou et al. 1982).

Η περιοχή του πυθμένα όπου τα απόβλητα θα διασπαρούν εξαρτάται από την έκταση της μονάδας, την ταχύτητα καθίζησης των τροφών και τις τροφές που δεν καταναλώνονται από τα εκτρεφόμενα ψάρια, καθώς και από τα περιττώματα της εκτροφής, την ταχύτητα των ρευμάτων της περιοχής, το βάθος του νερού κάτω από τη μονάδα κ.ά. Η οριζόντια μάλιστα διασπορά αυτών των συστατικών υπολογίζεται από τη σχέση: $D = d \rho / r$

όπου D = η οριζόντια απόσταση διασποράς, d = το βάθος του νερού, ρ = η ταχύτητα του ρεύματος και r = η ταχύτητα καθίζησης του αποβλήτου. Για παράδειγμα, μια μονάδα 50 τόννων, με τυπική πυκνότητα ψαριών 20 kg ψαριών ανά κυβικό μέτρο και πλωτούς κλωβούς βάθους 5 μέτρων, η περιοχή του πυθμένα που θα καταληφθεί από τα απόβλητα της μονάδας θα είναι 500 τετραγωνικά μέτρα. Αυτή επομένως η περιοχή αντιπροσωπεύει την ελάχιστη περιοχή του πυθμένα που θα καταλαμβάνεται από οργανικά απόβλητα με την προϋπόθεση ότι απουσιάζουν τα ρεύματα παλίρροιας (Edwards 1978). Το βάθος του νερού κάτω από τη μονάδα θα πρέπει να υπερβαίνει τα 10 μέτρα και ίσως τα 15 μέτρα κατά προτίμηση, ενώ η ταχύτητα των ρευμάτων ποικίλλει. Ρεύματα της τάξης των 0.035 μέτρα ανά δευτερόλεπτο προκαλούν διασπορά στις απώλειες της τροφής, γύρω στα 6 μέτρα κάτω από τους κλωβούς, που αντιστοιχεί σε μια περιοχή 122 τετραγωνικών μέτρων. Τα περιττώματα θα έχουν επίσης μεγαλύτερη διασπορά, γύρω στα 18 μέτρα κάτω από τους κλωβούς που αντιστοιχεί σε 3550 τετραγωνικά μέτρα. Αυτή η διασπορά δημιουργεί δύο ζώνες. Η εσωτερική ζώνη αποτελείται κυρίως από τις απώλειες της τροφής και από τα περιττώματα, ενώ η εξωτερική έχει μόνο περιττώματα. Εάν μάλιστα αγνοήσουμε, ότι μέρος της απώλειας της τροφής τρώγεται από τα άγρια ψάρια και μέρος των περιττωμάτων παραμένει σε αιώρηση, τότε η πιθανότερη φόρτιση για την εσωτερική ζώνη θα είναι 28 gr ανά τετραγωνικό μέτρο την ημέρα και 8gr για την εξωτερική ζώνη, ανά τετραγωνικό μέτρο την ημέρα. Αυτά οπωσδήποτε είναι εκτιμήσεις, γιατί πολλές φορές τα ρεύματα ποικίλλουν σε ταχύτητα, αλλά και σε διεύθυνση. Δηλαδή, οι τάσεις αυτές δείχνουν ότι 20% της τροφής χάνεται και αυτό αντιπροσωπεύει το 70% του

συνολικού οργανικού άνθρακα ο οποίος αμέσως αποτίθεται κάτω από τους πλωτούς κλωβούς (Gowen & Bradbury 1987).

Αν και οι ποσότητες των αποβλήτων που παράγονται από μια πλωτή μονάδα υδατοκαλλιέργειας θεωρούνται ότι είναι σημαντικές, σε περιορισμένες μόνο περιπτώσεις υπάρχει αύξηση στην ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού της περιοχής. Αυτό είναι συνέπεια του ότι η υπερπροσφορά θρεπτικών συστατικών από τη μονάδα και η επίδραση τους από το περιβάλλον εξαρτώνται γενικά από την υδρογραφία της περιοχής όπου βρίσκεται η πλωτή ιχθυομονάδα. Έτσι, ο όγκος του νερού, ο ρυθμός ανανέωσης των νερών με τη γειτονική ανοικτή θάλασσα, περικλείουν μεταξύ των άλλων, τον παράγοντα κλειδί για τον πιο πάνω εμπλουτισμό.

Στις θαλάσσιες περιοχές η πρόγνωση στην αύξηση της πλαγκτονικής βιομάζας μπορεί να γίνει με βάση τη γνωστή σχέση που συνδέει τις συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α με τις συγκεντρώσεις του αζώτου, ενώ όταν πρόκειται για λίμνες, αυτή η σχέση αντί για τις συγκεντρώσεις του αζώτου λαμβάνει υπόψη της, τις συγκεντρώσεις του φωσφόρου.

Πολλές τεχνικές έχουν χρησιμοποιηθεί για να ελαττώσουν τα επίπεδα του εμπλουτισμού με θρεπτικά συστατικά που συσσωρεύονται στον πυθμένα κάτω από τις πλωτές εγκαταστάσεις, αλλά παρόλα αυτά δημιουργούνται προβλήματα (Braaten et al. 1983). Συνήθως, απλώνουν κάτω από τους κλωβούς φύλλα PVC και συλλέγουν τις απώλειες της τροφής και τα περιττώματα, αλλά θα πρέπει η μονάδα να είναι μικρή ώστε να είναι επιτυχής αυτή η τεχνική. Πολλές φορές η τεχνική αυτή παρεμβάλλεται στην ελεύθερη ανανέωση και ροή του νερού και δημιουργεί προβλήματα. Άλλοι χρησιμοποιούν αντλίες που συλλέγουν από τον πυθμένα τα επιπλέον θρεπτικά συστατικά, ενώ άλλοι εγκαθιστούν αναμίκτες κάτω από τις εγκαταστάσεις. Κατά τη λειτουργία των αναμικτών θα πρέπει να είμαστε σίγουροι ότι νερά με χαμηλό περιεχόμενο σε οξυγόνο δεν θα έλθουν επάνω ώστε να επηρεάσουν τα ψάρια. Αυτή η τεχνική γίνεται δυνατή και έχει απόδοση εάν μετακινηθούν οι εγκαταστάσεις από την περιοχή πριν από τη χρησιμοποίησή της. Παρόλα αυτά το κόστος της ενέργειας που ξοδεύεται είναι αρκετά υψηλό. Το πλέον κατάλληλο μέσο και τεχνική για την εξυγίανση μιας περιοχής που εμφανίζει συμπτώματα συσσώρευσης οργανικών συστατικών, είναι η μετακίνηση των εγκαταστάσεων σε άλλη περιοχή, ώστε να αφεθεί για αυτοεξυγίανση η περιοχή της υδατοκαλλιέργειας από μόνη της και με τις φυσικές διεργασίες (Gowen & Bradbury 1987).

2.6. Ανανέωση νερού -Συσσώρευση οργανικού υλικού

Οι παράκτιες και θαλάσσιες υδατοκαλλιέργειες οστράκων και ψαριών με τα συστήματα των περιφράξεων (ιχθυομάνδρες, pen culture) και των κλωβών, αποδείχτηκε ότι μεταβάλλουν τους φυσικούς ρυθμούς μετακίνησης και ανανέωσης των υδάτινων μαζών, όπως και την ταχύτητα και το ρυθμό καθίζησης και ίζηματοποίησης ουσιών και αιωρούμενων στερεών. Πολλές φορές μάλιστα η παρεμπόδιση στη μετακίνηση των φερτών υλικών στις παράκτιες περιοχές, εξαιτίας μιας

οστρακαλλιέργειας, είναι τέτοια που οι εγκαταστάσεις, είτε εγκαταλείφθηκαν από επιχωματώσεις, είτε μεταφέρθηκαν προς την ανοιχτή θάλασσα.

Ειδικότερα, οι καλλιέργειες οστράκων που βασίζονται στην εκμετάλλευση του πυθμένα μπορεί να προκαλέσουν οριζόντιες επικαλύψεις του ιζήματος που όμως έχουν μικρή σημασία για την καλλιέργεια. Αντίθετα, εφαρμογές τύπου "bouchot" (κρεβατίνες) όπου η καλλιέργεια οστράκων στηρίζεται σε δοκάρια βυθισμένα στον πυθμένα σε πολύ μεγάλους αριθμούς, προκάλεσαν σε αρκετές περιοχές, την αύξηση της επικάλυψης του ιζήματος του πυθμένα ανάμεσα στις δοκούς, ενώ παρατηρείται συχνά επαναιώρηση των σωματιδίων των φερτών υλικών του πυθμένα εξαιτίας ρευμάτων ή παλίρροιας (Dahlback & Gunnarsson 1981, Ottman & Sornin 1985). Παράλληλα, με τις επιχωματώσεις φερτών υλικών και ιδιαίτερα άμμου, παρατηρείται και καθίζηση οργανικής ύλης η οποία κατά την αποικοδόμησή της προκαλεί την κατανάλωση οξυγόνου και την αύξηση του υδρόθειου, συνθήκες πολύ σημαντικές για την ποιότητα των νερών σε ρηχές περιοχές. Εξίσου σημαντικό είναι, ότι το οργανικό υλικό δημιουργεί ανθεκτική στην οξειδωση οργανική λάσπη, που μπορεί να προκαλέσει την ανύψωση του πυθμένα κατά 30-50 εκατοστά κάθε έτος (Pillay 1990).

Η εκτροφή σε ιχθυοκλωβούς, ενισχύει σημαντικά την παραγωγή οργανικής ύλης από τη σκόνη της τροφής, τις απώλειες τροφής και τα περιττώματα των ψαριών. Αν η θέση και η μορφή (αριθμός, τύπος και διαστάσεις κλωβών) της μονάδος παρεμποδίζει τη μετακίνηση των υδάτινων μαζών σε σημαντικό βαθμό, τότε παρατηρείται συνεχής συσσώρευση οργανικής ύλης στον πυθμένα της περιοχής με αποτέλεσμα να επικρατούν αναγωγικές συνθήκες στο ίζημα, να επαναδιαλύονται τα θρεπτικά και άλλα συστατικά στο νερό, να επιταχύνονται οι ρυθμοί της πρωτογενούς παραγωγικότητας, να υπάρχει κίνδυνος για την εκρηκτική ανάπτυξη ορισμένων φυτοπλαγκτικών οργανισμών, κλπ. Με άλλα λόγια δηλαδή, είναι δυνατό να προκληθεί αλλοίωση του περιβάλλοντος και ευτροφισμός, σημαντικά φαινόμενα όχι μόνο για το περιβάλλον, αλλά και για την ίδια την καλλιέργεια. Έχουν αναφερθεί περιπτώσεις όπου η αποικοδόμησή του οργανικού υλικού μπορεί να προκαλέσει παραγωγή υδρόθειου και αλλοίωση στη δομή του βενθικού οικοσυστήματος της περιοχής (Mattson & Linden 1983). Αντίστοιχα, η συσσώρευση περιττωμάτων προκαλεί την αύξηση της ποσότητας του αζώτου (αμμωνία, νιτρικά και νιτρώδη άλατα) σε ολόκληρη τη στήλη του νερού από τον πυθμένα έως την επιφάνεια, με τοξικά αποτελέσματα για τα ψάρια (Larsson 1984).

2.7 Απορροή αποβλήτων

Αν και είναι λίγες οι μονάδες εκτροφής θαλάσσιων οργανισμών (κυρίως ψαριών) εγκατεστημένες σε δεξαμενές στη ξηρά, θα αναφερθούμε στις επιδράσεις της απορροής των υδάτων τους στους θαλάσσιους αποδέκτες. Πράγματι, η απορροή των υδάτων από τέτοιες εκμεταλλεύσεις είναι δύο διαφορετικών τύπων, που διαφέρουν μόνο ως προς την ποσότητα του νερού που απορρίπτεται. Στην πρώτη

περίπτωση λαμβάνεται υπόψη η ημερήσια ανανέωση του νερού στις δεξαμενές, ενώ στη δεύτερη, η μαζική εκκένωση του νερού των δεξαμενών για τη συλλογή των ψαριών που προορίζονται για το εμπόριο ή για την προετοιμασία των εγκαταστάσεων που θα δεχθούν νέο γόνο ή ακόμα και σε περίπτωση ατυχήματος. Όταν οι δεξαμενές είναι χωμάτινες, δημιουργείται αλληλεπίδραση ανάμεσα στα θρεπτικά που υπάρχουν στο αντλούμενο νερό με τα συστατικά του εδάφους, τα υπολείμματα της τροφής και τα προϊόντα απέκκρισης των εκτρεφόμενων οργανισμών. Το επακόλουθο είναι να δημιουργούνται συνθήκες ευτροφισμού που υποβοηθούν όμως στις περισσότερες περιπτώσεις, τη διατροφή των εκτρεφόμενων οργανισμών (Photis et al. 1985). Συνήθως, η ποιότητα του νερού που αντλείται, ως και αυτού που απορρέει από τις ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις, είναι πρακτικά σχεδόν ίδια (Boyd 1985). Αντίθετα, σε δεξαμενές σκυροδέματος, όπου δεν υπάρχει χώμα, ώστε να λάβουν χώρα οι πιο πάνω αλληλεπιδράσεις, αναμένεται ότι το αποβαλλόμενο νερό εμπλουτίζεται με θρεπτικά και άλλα συστατικά περισσότερο και έτσι η επίπτωση στον αποδέκτη αναμένεται να είναι σημαντική.

Στον πιο κάτω πίνακα παρατίθενται οι ποσότητες BOD, αζώτου και φωσφόρου που έχουν εκτιμηθεί ότι προήλθαν από τις θαλάσσιες υδατοκαλλιέργειες στις Σκανδιναβικές χώρες κατά το 1986. (Hakanson et al. 1988).

Πίνακας 12. Ποσότητες BOD, αζώτου και φωσφόρου από θαλάσσιες υδατοκαλλιέργειες σε Σκανδιναβικές χώρες.

	Η ιχθυοπαραγωγή (tn), η εκτίμηση των ρυπαντών (tn) και το ποσοστό των ρύπων ανά τόνο παραγόμενου προϊόντος (σε παρένθεση)			
	Νορβηγία	Σουηδία	Δανία	Φιλανδία
Παραγωγή, tn	50000	3000	3000	7000
Ολικό BOD, tn	22000 (0.40)	1300 (0.43)	1100 (0.37)	3100 (0.44)
Άζωτο, tn	4600 (0,10)	280 (0,10)	230 (0,08)	650 (0,01)
Φώσφορος, tn	540 (0.01)	35 (0.01)	30 (0.01)	76 (0.01)

Από: (Hakanson et al. 1988).

Αν και οι τιμές αυτές είναι πολύ σημαντικές, εντούτοις, όπως αναφέρουν οι συγγραφείς, η συνεισφορά των θαλάσσιων υδατοκαλλιεργειών στη ρύπανση του θαλάσσιου περιβάλλοντος σε άζωτο (που ήταν ο περιοριστικός παράγοντας ανάπτυξης των φυτικών οργανισμών στις υπόψη περιοχές) είναι μόλις το 0.2% σε σχέση με τη ρύπανση που προκαλείται από τις λοιπές αγροτικές εκμεταλλεύσεις (82%), τη βιομηχανία (16%) και τα αστικά λύματα (1.8%) (Moller 1987, Hakanson et al. 1988).

2.8. Ο ευτροφισμός

Ο ευτροφισμός των υδάτινων συστημάτων στη χώρα μας περιορίζεται κυρίως σε κλειστούς ή ημίκλειστους κόλπους, σε ορισμένες λίμνες, λιμνοθάλασσες, και άλλες υδατοσυλλογές (Κουσουρή και συν. 1992, 1994) που δέχονται άμεσες ή έμμεσες επιδράσεις από καλλιεργούμενες γεωργικές περιοχές, αλλά και από τα αστικά λύματα πόλεων και οικισμών και τα βιοτεχνικά και βιομηχανικά απόβλητα. Ευτροφισμός όμως μπορεί να εμφανιστεί σε κάθε υγρότοπο και εξαιτίας της ενηλικίωσης του οικοσυστήματος του. Αν και σαν φαινόμενο είναι αργό στην εμφάνιση του, είναι όμως πολύ σημαντικό, γιατί επηρεάζει άμεσα την ποιότητα των νερών και επομένως την κατάσταση της ιχθυοεκμετάλλευσης, ενώ είναι σχεδόν αδύνατο να εξαλειφθεί. Το φαινόμενο συνοδεύεται κυρίως από την υπέρμετρη ανάπτυξη του πλαγκτού και της υδρόβιας βλάστησης, λόγω επιπρόσθετου εμπλουτισμού των νερών από θρεπτικά συστατικά και οργανική ύλη.

Το σημαντικότερο στοιχείο που ελέγχει (περιοριστικός παράγοντας) τον ευτροφισμό στη θάλασσα είναι το άζωτο που προέρχεται από αζωτούχες ενώσεις και κυρίως από την αμμωνία, τα νιτρικά και τα νιτρώδη θρεπτικά άλατα (Dugdale 1967), ενώ στα εσωτερικά νερά της χώρας μας ο φώσφορος είναι ο κύριος περιοριστικός παράγοντας για τον ευτροφισμό (Kousouris et al 1991, 1992). Ωστόσο και οι ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις εμπλουτίζουν λιγότερο ή περισσότερο με θρεπτικά και άλλα συστατικά το υδάτινο περιβάλλον. Η ποιότητα και ποσότητα των απορροών των εγκαταστάσεων αυτών εξαρτάται από, τη συνολική ετήσια παραγωγή ψαριών, την πυκνότητα της καλλιέργειας, το ρυθμό ανανέωσης του νερού, το βάθος και το είδος του πυθμένα. Επίσης οι απορροές εξαρτώνται από τη θερμοκρασία, την ποιότητα και ποσότητα της παρεχόμενης τροφής, το βαθμό της φυσικής διάσπασης της παραγόμενης και αποβαλλόμενης από την καλλιέργεια οργανικής ύλης. Από την ύπαρξη και συγκέντρωση φυσικών ιχθυοπληθυσμών στην περιοχή της εκτροφής κ.ά. Εξάλλου, ένα πλήθος από παράγοντες μπορούν να λειτουργήσουν ανταγωνιστικά ή συνεργικά στον εμπλουτισμό ή και στη διάσπαση-αποσύνθεση της οργανικής ύλης και στον τελικό αυτοκαθαρισμό του νερού. Η συνεχής τροφοδοσία του νερού με οργανικά υλικά, που προέρχονται από τις υδατοκαλλιέργειες, χωρίς έλεγχο, προκαλεί συνήθως αύξηση των διαλυμένων στερεών και των θρεπτικών αλάτων στο νερό, γεγονός που επηρεάζει τόσο το πλαγκτό, όσο και το βένθος της περιοχής.

Στο βένθος, ο επιπλέον οργανικός εμπλουτισμός του ιζήματος, προκαλεί αύξηση στη φυσική κατανάλωση του οξυγόνου, ανεπάρκεια στο παρεχόμενο εκεί οξυγόνο και τελικά δημιουργία ανοξικών συνθηκών στο ίζημα, αλλοιώνοντας έτσι τη βενθική κοινωνία (Gowen & Bradbury 1987). Οι χημικές διεργασίες στο ίζημα καταλήγουν στην παραγωγή υδρόθειου και μεθανίου, τα οποία απομακρύνονται με τη μορφή φυσαλίδων από το νερό. Ως προς το πλαγκτό, ο επιπλέον εμπλουτισμός του νερού με θρεπτικά άλατα τροφοδοτεί τους μηχανισμούς ενίσχυσης της πρωτογενούς παραγωγής, του ρυθμού εντονότερης φωτοσύνθεσης και μεγαλύτερης παραγωγής οξυγόνου κατά την ημέρα, την "αραγωγή διοξειδίου του άνθρακα κατά τη νύχτα, την παραγωγή αυτόχθονου

οργανικού υλικού, κ.λ.π.

Ο εμπλουτισμός και η επιπλέον απόδοση οργανικού φορτίου στο περιβάλλον, επηρεάζει και την πρωτογενή παραγωγή (πλαγκτό), αν και τα αποτελέσματα εδώ μπορεί να μην είναι τόσο άμεσα, όσο για το βένθος. Αυτό συμβαίνει διότι, αν και το οργανικό φορτίο είναι παράγοντας ανάπτυξης του πλαγκτού, θα πρέπει να επεμβαίνουν και άλλοι παράγοντες όπως, χαμηλή θολερότητα, υψηλή διαπερατότητα του φωτός στο νερό. μικρός κυματισμός και ρεύματα χαμηλής ισχύος, ώστε να μπορεί να εκδηλωθεί ο ευτροφισμός και τα φαινόμενα που τον ακολουθούν. Σε κάθε όμως άλλη περίπτωση, ο ευτροφισμός ως προς το πλαγκτό είναι αμελητέος.

Έρευνες στις Σκανδιναβικές χώρες και στη Μεγάλη Βρετανία, απέδειξαν ότι η κύρια επίδραση των μονάδων υδατοκαλλιέργειας στο περιβάλλον είναι εμπλουτισμός με θρεπτικά άλατα, και ιδίως αύξηση της συγκέντρωσης του φωσφόρου και υπέρμετρη αύξηση των βακτηρίων που είναι δείκτες για την αμφισβητούμενη ποιότητα του νερού. Τα αποτελέσματα της επίδρασης στο περιβάλλον 200 μονάδων υδατοκαλλιεργειών στις Σκανδιναβικές χώρες συνοψίζονται στον πιο κάτω πίνακα (Solbe, 1982).

Πίνακας 13. Επίδραση στο περιβάλλον 200 μονάδων υδατοκαλλιεργειών στις Σκανδιναβικές χώρες

Αποτελέσματα επιδράσεων στο περιβάλλον από τις ιχθυοκαλλιέργειες στις Σκανδιναβικές χώρες	Αριθμός περιπτώσεων
Ευτροφισμός (αύξηση θρεπτικών ουσιών)	22
Αύξηση φώσφορου	15
Αύξηση βακτηρίων	11
Μείωση διαλυμένου οξυγόνου	9
Αύξηση πληθυσμού φυκών (bloom)	8
Αύξηση μυκήτων και διαλυμένων στερεών ουσιών	5
Αύξηση χλωροφύλλης-α	4
Αύξηση μακροφυκών	3
Αύξηση θολερότητας νερού	2
Έντονη οσμή	2
Κακή γεύση παραγόμενου προϊόντος	2
Μετατροπή πόσιμου νερού σε μη πόσιμο	2
Μείωση ποιότητας πόσιμου νερού	1
Θάνατοι φυσικών ιχθυοπληθυσμών περιοχής	1
Αλλαγές στη βενθική πανίδα της περιοχής	1
Καταστροφή αλιευτικών στατικών παγίδων	1
Μείωση της αλιευτικής παραγωγής	1
Κανένα πρόβλημα στο περιβάλλον	110
Σύνολο	200

Από: (Solbe, 1982)

Επίσης στον πιο κάτω πίνακα παρατίθενται τα αποτελέσματα της επίδρασης στο περιβάλλον 141 μονάδων υδατοκαλλιεργειών στη Μεγάλη Βρετανία (Solbe, 1982).

Πίνακας 14. Επίδραση στο περιβάλλον 141 μονάδων υδατοκαλλιέργειας στη Μ. Βρετανία

Αποτελέσματα επιδράσεων στο περιβάλλον από τις ιχθυοκαλλιέργειες στη Μ. Βρετανία	Αριθμός περιπτώσεων
Αύξηση διαλυμένων στερεών	17
Αύξηση πλαγκτού (bloom)	3
Αύξηση μυκήτων	3
Υπολείμματα πράσινου του μαλαχίτη	2
Ασβέστιο (CaO,lime)	1
Έντονη οσμή	1
Κανένα ορατό πρόβλημα στο περιβάλλον	114
Σύνολο	141

Από: (Solbe, 1982)

Από τη λειτουργία των ιχθυοπαραγωγικών μονάδων συνήθως μεταβάλλονται και οι συνθήκες παρουσίας ορισμένων ειδών από τους φυσικούς ιχθυοπληθυσμούς της γής. Πράγματι, είναι γνωστό ότι γύρω από τις μονάδες των πλωτών ιχθυοκλωβών στη θάλασσα, συγκεντρώνονται μεγάλες ποσότητες άγριων ψαριών συγκεκριμένων ειδών (πχ. *Mugilidae*, *Salpa salpa*, *Boops*, *Scorpaena scrofa*, *Belone belone* κλπ.) που εκμεταλλεύονται τις απώλειες σε τροφές, αλλά και τα περιττώματα των εκρεφόμενων οργανισμών ως τροφή. Ωστόσο, η συγκέντρωση συγκεκριμένων ειδών που μπορούν να εκμεταλλεύονται τα απόβλητα αυτά, δεν έχει αποδειχθεί ότι μπορεί να αλλοιώσει τους φυσικούς πληθυσμούς μιας περιοχής (Alabaster 1982). Τελικά ο ρόλος των άγριων ψαριών σε μια περιοχή μπορεί να αποδειχθεί ότι είναι εξαιρετικά σημαντικός εξαιτίας της δυνατότητας που έχουν να μεταφέρουν ασθένειες στους εκτρεφόμενους οργανισμούς.

Γενικά, οι ιχθυοκλωβοί όπως και οι εγκαταστάσεις στις λιμνοθάλασσες είναι δυνατόν σε ορισμένες περιπτώσεις να ενισχύουν το φαινόμενο του ευτροφισμού, εξαιτίας της παρεμπόδισης στην κίνηση και στην ανανέωση του νερού. Πιο συγκεκριμένα έχει υπολογιστεί ότι η ταχύτητα του ρεύματος του νερού μπορεί να μειωθεί κατά 35-50% μέσα σε δίκτυο ματιού 50 χιλιοστών σε σχέση με το εξωτερικό περιβάλλον (Edwards & Edelsten 1976, Inoue 1972). Έτσι, σε μια μέση ιχθυοτροφική μονάδα που αποτελείται από 30-40 κλωβούς, γίνεται αντιληπτό ότι κατά τις περιόδους χαμηλού κυματισμού είναι δυνατόν να παρατηρούνται ακόμη και στάσιμα νερά μέσα και έξω από τους κλωβούς.

2.9 Δείκτες ρύπανσης - καθαρότητας

Η παρουσία ή απουσία ορισμένων φυτικών ή ζωικών οργανισμών καθορίζει, τους δείκτες της τροφικής κατάστασης ή και της ποιότητας των νερών. Οι βιολογικοί δείκτες της ρύπανσης έχουν το πλεονέκτημα ότι δείχνουν τη δομή των βιοκοινωνιών ως ολοκληρωμένη εικόνα των προηγούμενων συνθηκών του περιβάλλοντος για μεγάλα χρονικά διαστήματα. Δηλαδή, δείχνουν με ακριβή και αξιόπιστο τρόπο την αξιολόγηση και την πορεία της τυχόν ρύπανσης. Αντίθετα, οι χημικές συνθήκες του περιβάλλοντος περιορίζονται και δείχνουν την κατάσταση κατά τη στιγμή της δειγματοληψίας.

Η ιστορία της εκτίμησης της ποιότητας των νερών βασισμένη σε βιολογικούς δείκτες της ρύπανσης ξεκίνησε τον περασμένο αιώνα. Αυτό το σύστημα στηριζόταν στο σαπροβιοτικό σύστημα και αναμορφώθηκε στις αρχές του αιώνα περιλαμβάνοντας οργανισμούς του πλαγκτού και του βένθους (Kolkowitz & Marsson 1909, Hilsenhoff 1977, 1987). Η ιδέα της χρησιμοποίησης της ασπόνδυλης πανίδας ως βιοδεικτών με καθορισμό των ποιοτικών και ποσοτικών μεγεθών αυτών, ξεκίνησε από τις Ηνωμένες Πολιτείες και δημιουργήθηκαν κατάλογοι δεικτών σαπροβίωσης, βιοτικοί δείκτες, δείκτες ποικιλότητας κ.ά. Γύρω στη δεκαετία του 70 πολλές ευρωπαϊκές χώρες απέρριψαν τους δείκτες σαπροβίωσης και ποικιλότητας και επικέντρωσαν την προσοχή τους στον βιοτικό δείκτη (biotic index) και στο σύστημα επιτυχίας (SCORE SYSTEM). Η χρησιμοποίηση των ασπόνδυλων ως βιοδεικτών κέρδισε με τον καιρό έδαφος γιατί:

- οι βιοκοινωνίες τους είναι πολύ ετερογενείς,
- αντιπροσωπεύονται από πολλά φύλλα,
- η απόκριση τους στο είδος και στο βαθμό της ρύπανσης ποικίλλει,
- η απόκριση τους στην οργανική ρύπανση είναι καλά πιστοποιημένη,
- βρίσκονται παντού και συλλέγονται εύκολα,
- η σχετική ακινησία τους από το βιοχώρο τους κάνει τα ασπόνδυλα να αντιπροσωπεύουν τις τοπικές συνθήκες,
- ο κύκλος της ζωής τους είναι σχετικά μεγάλος, οπότε αποτελούν μια ολοκληρωμένη παράμετρο ποιότητας του νερού.
- Οι πλέον διαδεδομένοι δείκτες είναι οι ακόλουθοι :
- Ο δείκτης του Sladeczek (Sladeczek 1973, Markmann 1982) βασίζεται στην ύπαρξη οργανισμών, κυρίως ψαριών, με γνωστές προτιμήσεις σε ορισμένη ποιότητα νερού. Αύξηση του δείκτη σημαίνει χειροτέρευση της ποιότητας του νερού.
- Ο δείκτης με τα αρχικά ETBI (Expanded trent biotic index), βασίζεται στην παρουσία ή απουσία ορισμένων βενθικών ασπόνδυλων οργανισμών και κυρίως σκωλήκων, (Woodiwiss 1964). Ο κατάλογος των ειδών δημιουργήθηκε από ένα βιολογικό δείγμα και η θέση του δείγματος στην κλίμακα (0-15) καθορίζεται στην αναφορά σ' ένα πίνακα οργανισμών. Ο δείκτης αυτός βασίζεται σε δύο αρχές ότι δηλαδή:
- επιλεκτικές ομάδες- κλειδιά ασπόνδυλων εξαφανίζονται από μειωμένα επίπεδα διαλυμένου οξυγόνου και ότι
- η μειωμένη ποιότητα του νερού ελαττώνει την ποικιλία των ειδών.

Οι κατηγορίες ποιότητας νερού με βάση την παραπάνω κλίμακα δείχνουν ότι οι ιχθυοπαραγωγικές μονάδες συνήθως έχουν δείκτη 9

έως 10, δηλαδή οι επιπτώσεις του εμπλουτισμού του υδάτινου περιβάλλοντος με θρεπτικά και άλλα συστατικά είναι μηδαμινή. Αυτό φαίνεται και από το γεγονός ότι οι τιμές του καθαρού νερού βρίσκονται στα επίπεδα του 10-15 του προαναφερόμενου πίνακα.

- Στον δείκτη Chandler (Chandler 1970), κάθε οργανισμός κατέχει μια θέση σε σχετικό πίνακα και μια τιμή ανάλογα με την αντοχή του στη ρύπανση, ενώ η τιμή αυτή εξαρτάται και από τον αριθμό των ατόμων του πληθυσμού του οργανισμού αυτού. Με βάση λοιπόν την παρουσία ή απουσία κάποιων ειδών και τη σχετική τους αφθονία, μπορεί να υπολογισθεί όχι μόνον ο βαθμός ρύπανσης, αλλά και το είδος αυτής.
- Ο δείκτης BMWP (Biological Monitoring Working Party score, Armitage et al. 1983, Fleituch 1992) ικανοποιεί τις απαιτήσεις για έρευνες σε ποταμούς και κατατάσσει τα νερά με βάση επιλεγμένες φυσικές και χημικές παραμέτρους, αλιείας και χρήση νερού. Σ' αυτόν δίνεται ένα αποτέλεσμα για κάθε οικογένεια οργανισμών που υπάρχει στο δείγμα, ενώ στην οικογένεια έχει καθοριστεί προηγουμένως μια θέση στη σχετική κλίμακα βιολογικής ποιότητας. Το αθροιστικό σύνολο είναι το αποτέλεσμα αυτού του δείκτη για το δείγμα και σε γενικές γραμμές αυξανόμενα αποτελέσματα υποδηλώνουν καλύτερη ποιότητα νερού.

Οι δείκτες ETBI και BMWP είναι ποιοτικοί και επομένως αγνοούν τη σχετική αφθονία των διαφορετικών ομάδων στο δείγμα. Ο BMWP, ωστόσο δίνει λίγο μεγαλύτερη έμφαση στην ποικιλία των οργανισμών που εμφανίζονται σε διαφορετικούς τύπους τρεχούμενων νερών, απ'ότι ο ETBI.

- Ο δείκτης ASPT (Average Score per Taxon) βρίσκεται διαιρώντας το αποτέλεσμα του *BMWP* με τον αριθμό του συνόλου των ταξινομικών μονάδων. Αυτός ο δείκτης ποικίλει λιγότερο από τον προηγούμενο με εποχιακή και δειγματοληπτική προσπάθεια και επομένως μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως περισσότερο αξιόπιστος όσον αφορά τη μέτρηση της ποιότητας του νερού. (Armitage et al. 1983, Lang et al. 1989, Higler & Verdonchot 1989, Camargo & Garcia de Jalon 1990, Fleituch 1992)
- Ο δείκτης LQI (Lincoln Quality Index) αναπτύχθηκε ως μια απάντηση στην ανάγκη για ένα εύκολα κατανοητό δείκτη που θα μπορούσε να χρησιμοποιηθεί ευρύτατα στην τυπική εκτίμηση και διαχείριση της ποιότητας του νερού στα ποτάμια και στους χειμάρρους. Για τον υπολογισμό αυτού του δείκτη, οι θέσεις δειγματοληψίας ταξινομούνται σε σχέση με πλούσιο φυσικό περιβάλλον και με φτωχό περιβάλλον.

Στον παρακάτω πίνακα συνοψίζονται οι κατηγορίες ποιότητας νερού (Imhoff & Imhoff 1985).

Πίνακας 15. Κατηγορίες ποιότητας νερού

Κατηγορία ποιότητας νερού	Χαρακτηριστικά του δείκτη ποιότητας					
	Βαθμός οργανικής φόρτισης	Σαπροβιότητα	Δείκτης σαπροβιότητας	BOD (mg/L)	Αμμωνία (mg/L)	Ελάχιστη περιεκτικότητα σε οξυγόνο (mg/L)
I	Καμία	Ολιγοσαπρόβιο	1-1,49	1	Ίχνη	>8
I-II	Μικρή	Ολιγοσαπρόβιο με β-μεσοσαπρόβια μετάπτωση	1,5-1,79	1-2	Περίπου 0,1	>8
II	Μέτρια	Κανονικό β-μεσοσαπρόβιο	1,8-2,29	2-6	<0,3	>6
II-III	Κρίσιμη	Οριακή ζώνη α- και β-μεσοσαπρόβια	2,3-2,69	5-10	<1	>4
III	Ισχυρή ρύπανση	Κανονικό α-μεσοσαπρόβιο	2,7-3,19	7-13	0,5 έως και μερικά mg	>2
III-IV	Πολύ ισχυρή ρύπανση	Πολυσαπρόβιο με α-μεσοσαπρόβια μετάπτωση	3,2-3,49	10-20	Μερικά mg	<2
IV	Υπερβολική ρύπανση	Πολυσαπρόβιο	3,5-4	>15	Μερικά mg	<2

Από: (Imhoff & Imhoff 1985)

2.10. Φορτίο θρεπτικών

Σε κάθε υδάτινη περιοχή που σχεδιάζεται οποιαδήποτε ιχθυοτροφική αξιοποίηση θα πρέπει εκτός των άλλων να εκτιμηθεί η τροφική της κατάσταση, λαμβάνοντας υπόψη την επιπλέον προσφορά ή όχι θρεπτικών συστατικών προς το περιβάλλον, το υδρολογικό και υδροδυναμικό καθεστώς της περιοχής, αλλά και την επικρατούσα κατάσταση του υδάτινου πόρου από φυσική, χημική και βιολογική άποψη καθώς και την απόκριση του περιβάλλοντος στις εισαγόμενες μεταβολές.

Ουσιαστικά η τροφική κατάσταση μιας υδάτινης περιοχής είναι συνάρτηση μεταξύ των άλλων του φορτίου των θρεπτικών συστατικών που εισέρχονται σ'αυτήν, του ποσοστού τους που κατακρατείται από το ίζημα του πυθμένα, εκείνου του ποσοστού που απομακρύνεται από τα όρια της περιοχής, τον ρυθμό ανανέωσης των νερών και τη γενικότερη υδροδυναμική κατάσταση της περιοχής.

Οι κυριότεροι παράγοντες που πιθανό να μεταβληθούν κατά τη διάρκεια της εκτροφής, παραθέτονται σε γενικές γραμμές στον πιο κάτω πίνακα (Westers 1990)

Πίνακας 16. Παράγοντες που μεταβάλλονται κατά τη διάρκεια εκτροφής

Πιθανές παράμετροι μεταβολής κατά την εκτροφή	Χαρακτηριστικά και παρατηρήσεις			
	Ιδανικό περιβάλλον	Αύξηση ή ελάττωση	Επιπτώσεις στο Περιβάλλον (Π) ή και στην Υγιεινή κατάσταση (Υ)	Πιθανά Αίτια
Δ. Οξυγόνο	100%	Ε	Π+Υ	Αναπνοή και αποσύνθεση οργανικού υλικού
Αμμωνία (NH ₃)	0%	Α	Π+Υ	Προϊόντα έκκρισης
pH	7,0-8,5	Ε	Π+Υ	Αύξηση CO ₂
Διοξ. Ανθρακα	20 mg/L	Α	Υ	Αναπνοή
Ολικά διαλυτά στερεά	-	Α	Π+Υ	Απώλεια τροφής και περιπτώματα
Νιτρικά (NO ₃)	-	Ε	-	-
Νιτρώδη (NO ₂)	0%	Α	Υ	Ατελής νιτροποίηση
Ολικός φώσφορος	-	Α	Π	Προϊόντα έκκρισης, απώλειες τροφών
Αλκαλικότητα	-	Α	-	-
BOD	-	Α	-	-
Φυτοπλαγκτό	-	Α	-	-
Ζωοπλαγκτό	-	Α	-	-
Ζωοβένθος	-	Α	-	-
Πρωτόζωα	-	Α	-	-
Βακτήρια	-	Α	-	-
Διαφάνεια νερού	-	Ε	-	-

Από: (Westers 1990)

Η εκτίμηση των φορτίων των θρεπτικών συστατικών και οι πιθανότητες μετάπτωσης από τη σημερινή τροφική κατάσταση ισορροπίας σε κάποιο άλλο στάδιο προχωρημένου ευτροφισμού, όταν η υδατοκαλλιέργεια για παράδειγμα εισαχθεί στην περιοχή, προσδιορίζονται από μαθηματικές εκφράσεις. Αυτές, αποτελούν μόνο το γνώμονα και δεν θα πρέπει να υιοθετούνται σε όλες τις περιπτώσεις και αυτό γιατί κάθε υδάτινη περιοχή έχει τη δική της ταυτότητα.

Στην πλειονότητα των περιπτώσεων ο φώσφορος (συνήθως στα γλυκά νερά) ή το άζωτο (συνήθως στη θάλασσα) αποτελούν τον περιοριστικό παράγοντα για την ανάπτυξη των φυτών και επομένως ελέγχουν την

πρωτογενή παραγωγή και κατ' επέκταση την τροφική κατάσταση μιας περιοχής (OECD 1982).

Η μαθηματική συνάρτηση ή το μοντέλο Dillon Rigler (1974) είναι η πλέον γνωστή έκφραση με την οποία μπορεί να εκτιμηθεί το επιφανειακό φορτίο του υπόψη θρεπτικού συστατικού (φωσφόρου ή και αζώτου). Βασική προϋπόθεση για την εξίσωση αυτή είναι ότι η περιοχή θα πρέπει να βρίσκεται σε σταθερές συνθήκες πλήρους ανάμιξης. Η μαθηματική σχέση είναι : $L(1-R)T=Z \times N$

όπου L = το επιφανειακό φορτίο του θρεπτικού συστατικού σε g/m^2 ανά έτος, R =το ποσοστό του θρεπτικού συστατικού που κατακρατείται στο ίζημα, T = η διάρκεια παραμονής του νερού στην υπόψη υδάτινη περιοχή, Z = το μέσο βάθος της περιοχής σε μέτρα, και N = η μέση ετήσια συγκέντρωση του θρεπτικού συστατικού στην περιοχή σε g/lm^2 .

Το ποσοστό του θρεπτικού συστατικού που εισέρχεται κάθε έτος στο υδάτινο περιβάλλον και κατακρατείται στο ίζημα εκφράζεται από τον συντελεστή κατακράτησης R , οποίος υπολογίζεται από τη σχέση Vollenweider (1975):

$$R=Z/q+Z$$

όπου q είναι το υδραυλικό φορτίο ή η φόρτιση του νερού.

2.11. Χημικά κατάλοιπα

Πολύ συχνά, λόγω του παραγωγικού προγράμματος οι υδατοκαλλιεργητές για να συντηρήσουν ή να καθαρίσουν τις εγκαταστάσεις, να αποφύγουν παρασιτικά και λοιμώδη νοσήματα των ψαριών, να απωθήσουν θηρευτές ή ακόμα να ελέγξουν την ανάπτυξη φυκών και ανωτέρων φυτών, χρησιμοποιούν χημικές ουσίες και σκευάσματα που στην πλειονότητα τους εφαρμόζονται από παλιά στη γεωργία. Ωστόσο, σε ελάχιστες περιπτώσεις η χρήση είναι τόσο εκτενής, ώστε να δημιουργεί προβλήματα. Στη Μεγάλη Βρετανία, πιο σημαντικά από τα χημικά αυτά είναι το "πράσινο του μαλαχίτη" και η φορμόλη που χρησιμοποιούνται κυρίως σε χερσαίες δεξαμενές για τη θεραπεία από εξω-παράσιτα και απολύμανση. Οι κατηγορίες των χρησιμοποιούμενων χημικών είναι αναισθητικά (MS 222, Quinaldine), αντιβιοτικό (Illeganin-100, Tribriksen, Terramycin), απολυμαντικά κατά των παρασίτων και διάφορα φυτοκτόνα για τον έλεγχο της βλάστησης.

Σε έρευνα που έγινε στην Μεγάλη Βρετανία, αποδείχθηκε ότι χρησιμοποιείται μεγάλη ποικιλία χημικών ουσιών και σκευασμάτων τα οποία παραθέτονται στον πιο κάτω πίνακα (Solbe 1982),

Πίνακας 17. Χημικές ουσίες και σκευάσματα που χρησιμοποιούνται σε υδατοκαλλιέργειες στη Μ. Βρετανία

Χρησιμοποίηση χημικών ουσιών και σκευασμάτων	
Τύπος	Αριθμός μονάδων
Πράσινο του μαλαχίτη	89
Φορμόλη	56
Ιαμίνη	23
Οξυτετρακυκλίνη	16
Χλωραμίνη Τ	12
NaCl	12
CuSO ₄	11
Tribrissen	10
betacid	9
Ιωδοφόρα (ενώσεις ιωδίου γενικά)	9
Furazolidone	8
Buffodine	5
Κυανό του μεθυλενίου	4
MS 222	4
KMnO ₄	3
acinitrasole	2
acriflavine	2
dipterex	2
Νεφτίνη	2
Ασβέστιο	2
NaOH	1
Χλωρίνη	1

Από: (Solbe 1982)

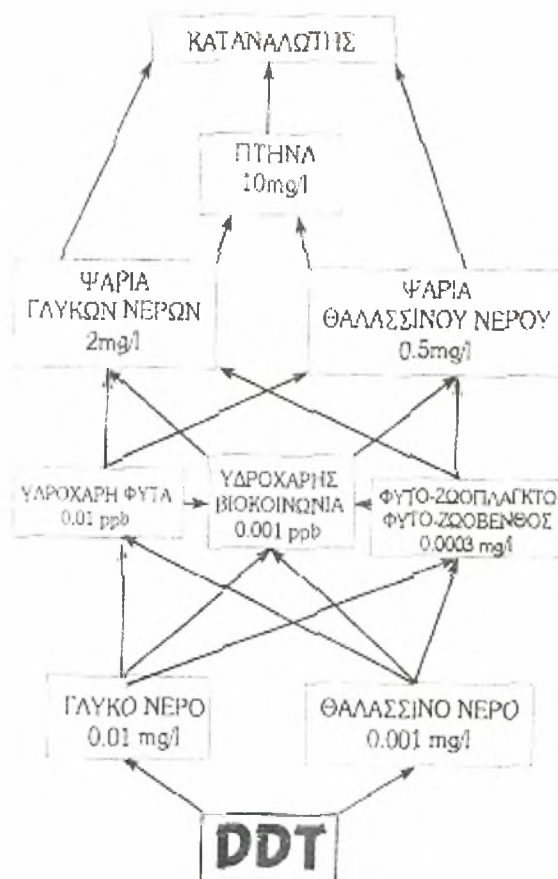
Στις περιπτώσεις χερσαίων δεξαμενών, η ανανέωση του νερού γίνεται αφού ολοκληρωθεί η παρέμβαση και το σκεύασμα έχει χάσει την τοξικότητα του, οπότε και η επίδραση στο περιβάλλον είναι πολύ μικρή. Οπωσδήποτε όμως, το πρόβλημα είναι οξυμένο στις περιπτώσεις των ιχθυοκλωβών, όπου τα χημικά υπολείμματα απορρέουν αμέσως στον υδάτινο αποδέκτη, πριν ακόμη μειωθεί η τοξικότητα τους σε ανεκτά για το περιβάλλον επίπεδα. Υψηλή τοξικότητα έχει και η βαφή θαλάσσης (TBT) που χρησιμοποιείται στα βρεχόμενα μέρη των πλωτών εγκαταστάσεων, για την παρεμπόδιση ανάπτυξης διαφόρων οργανισμών (περίφυτο), αλλά και για τη γενικότερη συντήρησή τους. Ωστόσο, το πρόβλημα της τοξικότητας από χρωστικές στο υδάτινο περιβάλλον προέρχεται κυρίως από τα σκάφη (αλιευτικά, πλοία κλπ), παρά από τις ποντιζόμενες εγκαταστάσεις των υδατοκαλλιεργειών.

Για τον έλεγχο της βλάστησης ως και την απολύμανση των υδροστασιών χρησιμοποιείται τις περισσότερες φορές ασβέστης με μικρές ποσότητες ροτενόνης (rotenone). Η τοξικότητα του διαλύματος αυτού μηδενίζεται μετά από παρέλευση 2-3 ημερών, ενώ η ροτενόνη που είναι φυτικής προέλευσης αποικοδομείται ταχέως στο περιβάλλον χωρίς κατάλοιπα (Ware 1991). Άλλες ουσίες που χρησιμοποιούνται για τον σκοπό αυτό είναι το 2,4-D (2,4-dichlorophenoxy-acetic acid), το Diquat, ο πενταένυδρος θειικός χαλκός και το Simazine.

Παλαιότερα για την καταπολέμηση εντόμων, ανεπιθύμητων φυτών (ζιζάνια) και θηρευτών χρησιμοποιούνταν ως γενικής χρήσης φάρμακα, το DDT, η αλδρίνη (Aldrin), η ενδρίνη (Endrin), το 2,4-D, το Diltex κ.ά. Σήμερα είναι γνωστό ότι αυτά είναι πολύ τοξικά και μάλιστα χαρακτηρίζονται ως ισοτοξικά (ίδια τοξικότητα για κάθε οργανισμό) με μεγάλο χρόνο διάρκειας της τοξικότητας και της συσσώρευσης στη φύση. Πολλές από τις ενώσεις αυτές δεν είναι βιοαποικοδομήσιμες και δεν αποσυντίθενται σε απλούστερες ακίνδυνες ενώσεις με τις συνθήκες του περιβάλλοντος χώρου. Ωστόσο, μετά από τη χρήση τέτοιου είδους εντομοκτόνων ή ζιζανιοκτόνων, όλες οι εγκαταστάσεις θα πρέπει να ξεπλένονται με επιμέλεια και πολλές φορές. Οι εκπλύσεις αυτές οδηγούν απευθείας στο άμεσο περιβάλλον μερικές ποσότητες που μέσα από την τροφική αλυσίδα καταλήγουν στον άνθρωπο με τις γνωστές πλέον επιπτώσεις (καρκινογένεση). (Βασιλικιώτης 1981).

Σήμερα χρησιμοποιούνται νεότερης γενεάς εντομοκτόνα και ζιζανιοκτόνα όπως π.χ. το PCP-Na (pentachlorophenolate), τα οποία έχουν την ίδια αποτελεσματικότητα με τα παλαιότερα, αποικοδομούνται ταχύτερα και δεν αφήνουν κατάλοιπα στο περιβάλλον.

Για την καταπολέμηση υδρόβιων σαλιγκαριών και πολυχαίτων έχει χρησιμοποιηθεί η νικοτίνη, ενώ για τον περιορισμό των αρθροπόδων το Sevin και το BHC, χωρίς να δημιουργούνται προβλήματα στους εκτρεφόμενους οργανισμούς (υψηλή επιλεκτικότητα). Στο παρακάτω σχήμα εικονίζεται η ροή των χημικών υπολοίπων DDT από τους κατώτερους οργανισμούς και τα φυτά, προς τον άνθρωπο (Βασιλικιώτης 1981).



Εικόνα 3. Ροή χημικών υπολοίπων DDT από τους κατώτερους οργανισμούς προς τον άνθρωπο

Στις οστρακοκαλλιέργειες συνήθως χρησιμοποιούνται ασβέστης(CaO,lime), τριχλωροαιθυλένιο (Trichloroethylene) το οποίο σε αναλογία 1:1600 (0.66 g/l) μετά από 15 λεπτά, προκαλεί θάνατο στους ιχθείς, δίχλωροβενζένιο και το ζιζανιοκτόνο Sevin το οποίο χρησιμοποιείται συνήθως σε ποσότητες 110mg/m² πυθμένα.

Αντίστοιχα, στις εκτροφές ψαριών σε πλωτούς κλωβούς δύσκολα χορηγούνται σκευάσματα απ' ευθείας στο νερό της εκτροφής λόγω της μειωμένης απόδοσης, Ωστόσο, πολύ διαδεδομένη είναι η χρήση πράσινου του μαλαχίτη (malachite green), του υπερμαγγανικού καλίου (KmnO⁴, kaliumpermanganat) και της φορμόλης (formol) για την καταπολέμηση πολλών εκτοπαράσιτων. Τις τελευταίες δεκαετίες διαπιστώνεται ότι τα εκτοπαράσιτα προκαλούν μεγάλες απώλειες κυρίως στο γόνο της τσιπούρας (*Sparus aurata*), του λαυρακιού (*Dicentrarchus labrax*), του κυπρίνου (*Ciprinus Carpio*) και της πέστροφας (*Onchorchynchus mykiss*),(Pillay 1992).

Για την αποφυγή ανάπτυξης φυκών ή οστράκων (biofouling) στα δίχτυα των ιχθυοκλωβών, χρησιμοποιούνται χημικές ουσίες με τις οποίες διαβρέχονται τακτικά. Επίσης, για την προστασία των βρεχόμενων επιφανειών χρησιμοποιούνται και τα υφαλοχρώματα (TBT, τριβουτυλικός κασσίτερος). Τα πρόσθετα αυτά περιλαμβάνουν μια μεγάλη ομάδα χημικών ενώσεων που αποτελούνται από πλαστικές ουσίες, χρωστικές ή χρώματα, αντιοξειδωτικά (μίνια κλπ.), βαφές που απορροφούν την υπεριώδη ακτινοβολία, αντιπυρρικά, ζιζανιοκτόνα και απολυμαντικά, τα οποία διαλύονται και αποικοδομούνται βραδέως στο νερό (Rosenthal et al.1988). Ειδικά τα υφαλοχρώματα που χρησιμοποιούνται ευρέως για σκάφη, μαρίνες και για την προστασία κάθε επιφάνειας από το θαλασσινό νερό, έχουν συνήθως τοξική δράση σε θαλάσσιους οργανισμούς κυρίως όταν χρησιμοποιούνται στις παράκτιες μόνιμες κατασκευές, όπως συμβαίνει στις οστρακοκαλλιέργειες. Οι ουσίες αυτές δεν είναι μόνο επικίνδυνες για τη χλωρίδα και την πανίδα της περιοχής, αλλά και για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς (Alzieu & Portman 1984, Alzieu & Heral 1984). Αυτό επιβεβαιώνεται με τα αποτελέσματα των ερευνών που απέδειξαν ότι η δράση της TBT στους εκτρεφόμενους υδρόβιους οργανισμούς προκαλεί σοβαρές αλλοιώσεις και βιοσυσσωρεύεται (Stang & Seligman 1986, Thain 1986, Short & Thrower 1986ab).

Τα αποτελέσματα των πιο πάνω χρησιμοποιούμενων σκευασμάτων είναι πιο εμφανή στην ανοιχτή θάλασσα, στους ιχθυοκλωβούς και στις οστρακοκαλλιέργειες. Το χημικό ελευθερώνεται απευθείας στο υδάτινο περιβάλλον προτού μειωθεί η τοξικότητά του, με αποτέλεσμα να επιδρά στο άμεσο περιβάλλον της εκτροφής για κάποιο χρονικό διάστημα ανάλογα με τον τύπο του (Weston 1986, 1990, Egidius & Moster 1987). Από τα σκευάσματα που χρησιμοποιούνται (οργανικά, ανόργανα, συνθετικά ή φυσικά) τα πιο δύσκολα στη μελέτη είναι τα τεχνητά παρασιτοκτόνα, γιατί τα αποτελέσματα της τοξικότητάς τους είναι ανεξάρτητα της δόσης, γι' αυτό ακόμα και πολύ μικρές μη εντοπίσιμες ποσότητες είναι σημαντικές και

επικίνδυνες (Reichenbach-Klinke 1980).

Οι λόγοι αυτοί οδήγησαν στην υιοθέτηση νέων πιο σύγχρονων μεθόδων προστασίας των εγκαταστάσεων κάθε μονάδας από την ανάπτυξη υδρόβιων οργανισμών. Οι ιχθυοκλωβοί είναι πια γαλβανισμένοι και όχι βαμμένοι όπως συνέβαινε παλιότερα, ενώ τα δίχτυα πλένονται πολύ συχνότερα με αποδοτικές και σύγχρονες μεθόδους (πλυντήρια δίχτυων, πιεστικά μηχανήματα, ξήρανση στον ήλιο κλπ.)

Σήμερα με την εντατικοποίηση των υδατοκαλλιεργειών, εκτός από τις προαναφερόμενες χημικές ουσίες, που χρησιμοποιούνται ευρέως για την καταπολέμηση πολλών εξωπαρασίτων και την προστασία των εγκαταστάσεων εκτροφής υδρόβιων οργανισμών από τη διάβρωση, υπάρχει και η ανάγκη χρησιμοποίησης κτηνιατρικών φαρμάκων τόσο για θεραπευτικούς, όσο και για προληπτικούς λόγους. Έτσι, τα κτηνιατρικά φάρμακα είναι ένα αναπόσπαστο μέρος των ιχθυοτροφών όπως συνέβη πιο παλιά σε άλλες μορφές εντατικής κτηνοτροφίας (Ιωσηφίδου & Ψωμάς 1994).

Στον πιο κάτω πίνακα παρατίθενται οι σπουδαιότερες χημειοθεραπευτικές ουσίες που χρησιμοποιούνται ως επί το πλείστον στις υδατοκαλλιέργειες (Christofilogiannis 1993)

Πίνακας 18. Σπουδαιότερες χημειοθεραπευτικές ουσίες υδατοκαλλιεργειών

Αντιμικροβιακά	Αντιπαρασιτικά	Αναισθητικά	Τοπικά απολυμαντικά	Θρεπτικά και ενισχυτικά
Ερυθρομυκίνη	Μεμβενδαζόλες	MS 222	Φορμόλη	Euravit
Κινολίνες	Dychlorvos	Quinaldine	Νιτροφουρανόζη	Βιταμίνη-C
Νιτροφουράνια	Πραξικουαντέλες	Βενζοκαΐνη	Οξυτετρακυκλίνη	Choline-Cl
Σουλφαμίδες	Φαιμβενδαζόλες M-α	Metomidate	Χλωραμίνη	Rovimix-C
Τετρακυκλίνες			KMnO ₄	Rovimix-E
Χλωρα- μφενικόλες				ADEC
Illeganin-100				Bamin
				Med

Από: (Christofilogiannis 1993)

Η χρήση των κτηνιατρικών φαρμάκων (αντιπαρασιτικά (έξω- ένδο-) και τυπικά απολυμαντικά, αντιβιοτικά και αναισθητικά) στις υδατοκαλλιέργειες παρουσιάζει μερικές ιδιαιτερότητες και αυτό γιατί υπάρχουν πολλοί και διαφόρων ειδών παράγοντες που επηρεάζουν, τόσο την απορρόφηση και το μεταβολισμό, όσο και την αποβολή τους από τους εκτρεφόμενους

οργανισμούς. Οι παράγοντες αυτοί είναι:

- Χορήγηση. Η χορήγηση των φαρμάκων στα ψάρια γίνεται κυρίως με τρεις τρόπους:
 - Ενσωμάτωση στην τροφή
 - Προσθήκη στο νερό
 - Παρεντερική έγχυση

Στις υδατοκαλλιέργειες, τα αντιβιοτικά σχεδόν κατά κανόνα δίνονται μέσα από την τροφή, λόγω της ανταγωνιστικής λήψης από τα ψάρια και παρουσιάζεται ανόμοια κατανομή του φαρμάκου στους ιχθυοκλωβούς. Το δεδομένο αυτό αναγκάζει τους ιχθυοπαθολόγους, αν δεν γίνεται τακτική διαλογή των ψαριών κατά μέγεθος και ηλικία, να αυξάνουν την ποσότητα του φαρμάκου. Με την ενέργεια αυτή υπάρχει ο κίνδυνος αύξησης των καταλοίπων (Alderman & Michel 1991). Ο ίδιος κίνδυνος υπάρχει επίσης κατά τη θεραπεία, γιατί ο υγιής πληθυσμός τρέφεται σε βάρος του ασθενούς, ο οποίος συνήθως αποφεύγει την τροφή λόγω ελαττωμένης όρεξης.

- Απορρόφηση και αποβολή του φαρμάκου. Η απορρόφηση και αποβολή του φαρμάκου

από την τροφή εξαρτάται από:

- από τη συγκέντρωση του φαρμάκου,
- από τη σύνθεση της τροφής.
- από το είδος και μέγεθος των ψαριών,
- από την υγεία των ψαριών,
- από τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά κάθε φαρμάκου,
- από τις φυσικοχημικές παραμέτρους του νερού (θερμοκρασία, Ο, οξύτητα, αλατότητα κλπ.).

Εδώ πρέπει να αναφερθεί ότι η θερμοκρασία του νερού είναι ο πιο καθοριστικός παράγοντας για την αποβολή του φαρμάκου από τους ιστούς (Schlotfeldt 1985, Yndestad 1992, Woodward 1989).

- Συγκέντρωση καταλοίπων στους ιστούς. Ο χρόνος αποβολής των φαρμάκων από τους ιστούς των ψαριών ποικίλλει. Περισσότερες πληροφορίες και δεδομένα υπάρχουν για το εδώδιμο τμήμα του σώματος των ψαριών που είναι οι μύες. Υπάρχουν ιστοί όπως είναι το δέρμα, το οποίο καταναλώνεται μαζί με τους μύες (πέστροφα) και τα οστά που έχουν την τάση να κατακρατούν μερικά φάρμακα, όπως συμβαίνει π.χ. με τις κινολόνες (Steffenak et al. 1991, Ιωσηφίδου & Ψωμάς 1994). Όταν τα οστά χρησιμοποιηθούν όπως και οι άλλοι ιστοί για ιχθυάλευρα τότε υπάρχει η δυνατότητα τα κατάλοιπα να εισέλθουν στην τροφική αλυσίδα.
- Χρόνος αναμονής. Για την προστασία της Δημόσιας Υγείας είναι απαραίτητη η θέσπιση του "χρόνου αναμονής" των φαρμάκων. Ο όρος "χρόνος αναμονής" κάθε φαρμάκου διαφέρει στις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Για να προσδιοριστεί ο χρόνος αναμονής των φαρμάκων στις διάφορες θερμοκρασίες πρέπει να πολλαπλασιάζεται ο χρόνος αποβολής του φαρμάκου (ημέρες) με τη θερμοκρασία του νερού της εκτροφής. Το γινόμενο αυτό καλείται "βαθμομέρα" (degree-days). Για την προάσπιση της Δημόσιας Υγείας και τη διευκόλυνση του διεθνούς εμπορίου η καθιέρωση του όρου "ανώτατο όριο καταλοίπων" πρέπει να στηρίζεται στην τοξικολογική εκτίμηση των καταλοίπων και όχι στο όριο ανίχνευσης των αναλυτικών μεθόδων.

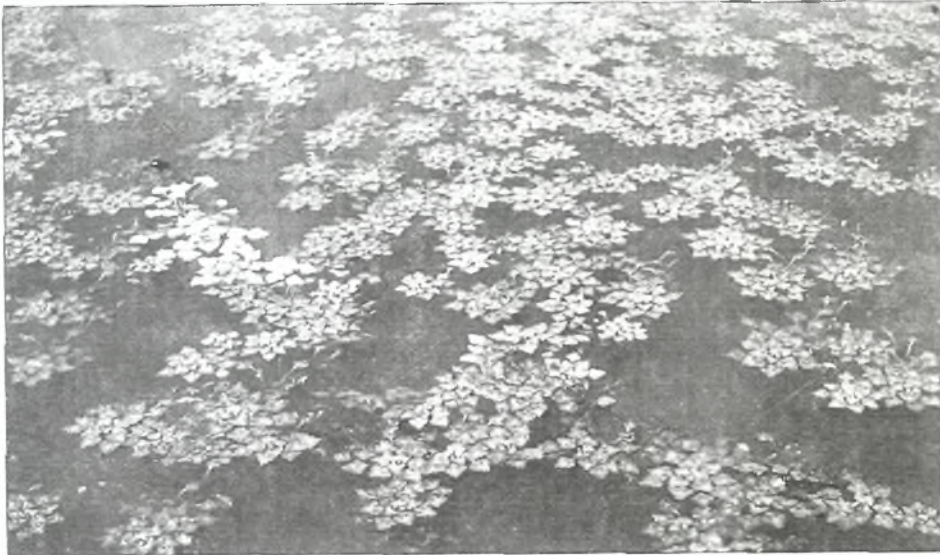
•Κατάλοιπα κτηνιατρικών φαρμάκων στις υδατοκαλλιέργειες και το περιβάλλον. Από τα μέχρι σήμερα επιστημονικά δεδομένα αναφέρεται ότι μια μεγάλη ποσότητα των κτηνιατρικών φαρμάκων που χρησιμοποιούνται στις υδατοκαλλιέργειες καταλήγει στο άμεσο υδάτινο περιβάλλον. Αυτό εξηγείται από το γεγονός ότι τα νοσοούντα ψάρια δεν έχουν όρεξη και ότι τα ψάρια παρουσιάζουν μικρή απορρόφηση και φτωχό μεταβολισμό των φαρμάκων και τέλος ότι κατά τη διάρκεια της τροφοδοσίας, ποσότητα φαρμάκων που περιέχεται στην ιχθυοτροφή, αποσπάται ή διαλύεται. Η ποσότητα αυτή είναι πάρα πολύ μεγάλη και μπορεί να φτάσει μέχρι το 75% της χορηγούμενης ποσότητας (Lunestad 1992, Ιωσηφίδου & Ψωμάς 1994). Η ποσότητα αυτή στη συνέχεια προσλαμβάνεται σχεδόν από όλους τους οργανισμούς της υδάτινης τροφικής αλυσίδας με αποτέλεσμα οργανισμοί που δεν έχουν καμία σχέση με το χορηγούμενο φάρμακο όπως π.χ. τα δίθυρα (μύδια, στρείδια κλπ.) να παρουσιάσουν πρόβλημα καταλοίπων. Εκτός αυτών με τη διασπορά των αντιμικροβιακών ουσιών στο υδάτινο περιβάλλον αναπτύσσονται ανθεκτικά στελέχη έναντι των αντιβιοτικών. Τα βακτήρια γενικά έχουν τη δυνατότητα να κληρονομήσουν την ανθεκτικότητα μέσω πλασμιδιακού DNA (Brown 1989) γεγονός που συμβαίνει όχι μόνο για τις τετρακυκλίνες, αλλά και για όλα σχεδόν τα αντιβιοτικά. Ενθαρυντικό είναι, όπως έχει αναφερθεί, ότι η ανθεκτικότητα ενός πληθυσμού βακτηρίων χάνεται μετά τη διακοπή της χορήγησης του αντιβιοτικού (Austin 1985).

Όταν το στρώμα του αντιβιοτικού στον πυθμένα καλυφθεί από άλλο στρώμα (απόβλητο, τροφή κλπ.) η αποικοδόμηση μειώνεται σημαντικά. Για το λόγο αυτό πρέπει μετά τη χορήγηση του φαρμάκου στα ψάρια να μη δίδεται τροφή για αρκετές ώρες ώστε να προλαβαίνει να ολοκληρωθεί η αποικοδόμηση του αντιβιοτικού στο περιβάλλον. Τέλος, στην σύγχρονη υδατοκαλλιέργεια με την εφαρμογή της τεχνητής γονιμοποίησης για την πρόωρη ωοτοκία χρησιμοποιούνται γοναδοτρόπες ορμόνες (follicle-stimulating hormone, FSH και human chorionic gonadotropin, HCG) οι οποίες, όπως συμβαίνει και στα άλλα σπονδυλωτά, ρυθμίζουν τον αναπαραγωγικό κύκλο. Για την ολοκλήρωση της αλλαγής φύλου των ερμαφρόδιτων οργανισμών χρησιμοποιούνται οιστρογόνα (μεθυλτεστοστερόνη, εθυλτεστοστερόνη, οιστρόνη, εθυλοιστραδιόλη). Οι προαναφερόμενες ορμόνες δεν βρίσκουν καμία εφαρμογή στην εκτροφή των ψαριών γιατί από τη μια μεριά αυξάνουν το κόστος της εκτροφής και δεν συμφέρουν τον παραγωγό και από την άλλη με την αποβολή τους εισέρχονται στην τροφική αλυσίδα με απρόβλεπτες συνέπειες ή ακόμα αν καταναλωθούν άμεσα με το ψάρι από τον άνθρωπο θα επηρεάσουν την υγεία του. Έρευνες έδειξαν ότι οι ορμόνες αποβάλλονται από το σώμα των ψαριών σε ποσοστό που πλησιάζει το 100% (Johnstone et al. 1983).

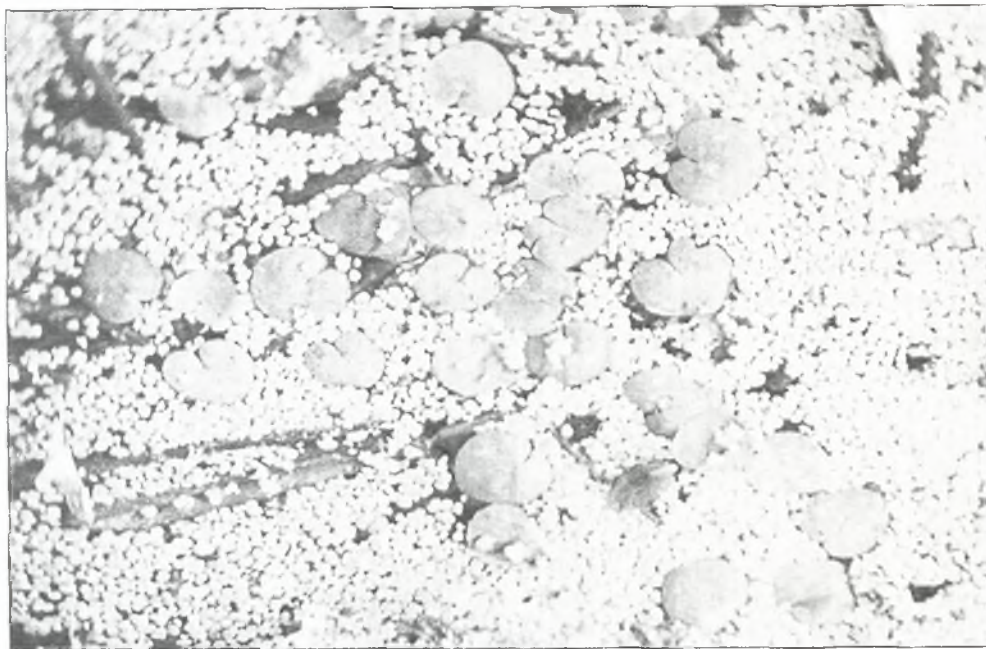
2.12 Φύκη και βακτήρια

Οι ιχθυοτροφικές μονάδες (κλωβοί) που βρίσκονται σε κλειστές περιοχές, με τις απώλειες της τροφής, τα περιττώματα και τη χρήση χημικών ουσιών, είναι δυνατόν να προκαλέσουν τον υπέρμετρο πολλαπλασιασμό πλαγκτικών οργανισμών (bloom) και κυρίως των αυτότροφων. Οι οργανισμοί αυτοί είναι δυνατό να προκαλούν σημαντική μείωση των αζωτούχων και φωσφορικών θρεπτικών αλάτων, καθώς και τη μείωση του διαλυμένου οξυγόνου που θα πρέπει να αναπληρωθεί με τεχνητά μέσα για τη διαβίωση των εκτρεφόμενων

οργανισμών (Krom & Neori 1989).



Εικόνα 4. Η υπερβολική ανάπτυξη υδρόβιων φυτών αποτελεί αναχαιτιστικό παράγοντα για εκτροφή ψαριών.



Εικόνα 5. Όταν τα υδρόβια φυτά καταλαμβάνουν την υδάτινη επιφάνεια, η ανεπάρκεια του διαλυμένου οξυγόνου στα κατώτερα υδάτινα στρώματα είναι δεδομένη και κυρίως κατά τη νυχτερινή περίοδο.

Στις εγκαταστάσεις των ιχθυοκλωβών, οι ενέργειες αυτές είναι πολύ δύσκολο να φέρουν αποτέλεσμα λόγω της μεγάλης έκτασης τους. Για τον λόγο αυτό και κυρίως τις θερμές εποχές του έτους κατά καιρούς, παρατηρούνται μαζικοί θάνατοι ψαριών στους κλωβούς ιδίως σε λίμνες (Doyle et al. 1984, Bird & Wright 1989, Φώτης 1993). Ακόμη, με την ανάπτυξη των φυκών είναι δυνατόν, ανάλογα με το είδος (δινωμαστιγιωτά: *Chrysochromulina polylepis*, *Gyrodinium aureolum*, *Pyrodinium bahamense* και διάτομα: *Nitzschia pungens f. multiseriata*), να παραχθούν τοξίνες, οι οποίες συντελούν στο μαζικό θάνατο των εκτρεφόμενων οργανισμών

(Schaepkerklaus 1990). Τα τοπικά αυτά φαινόμενα δεν έχει πιστοποιηθεί ότι οφείλονται στις δραστηριότητες των υδατοκαλλιεργειών, αλλά κυρίως στη γενικότερη ρύπανση των υδάτων. Γεγονός πάντως είναι ότι σε όλες αυτές τις περιπτώσεις, τις σημαντικότερες ζημιές έχουν υποστεί οι ιχθυοτροφικές μονάδες (Pillay 1992).

Το περιβάλλον των υδατοκαλλιεργειών φαίνεται εκ πρώτης όψεως ότι είναι κατάλληλο υπόστρωμα για την ανάπτυξη των βακτηρίων. Σε άλλες περιπτώσεις δεν παρατηρήθηκε καμία αλλαγή στη δομή και αφθονία των βακτηρίων (Austin 1985), ενώ αλλού βρέθηκαν σημαντικές μεταβολές στα κολοβακτηρίδια και στους εντερικούς στρεπτόκοκκους (Niemi & Tairpalinen 1980, Sumari 1982), χωρίς όμως να υπάρχει και η παραμικρή περίπτωση επηρεασμού της Δημόσιας Υγείας. Στις περισσότερες περιπτώσεις έχει αποδειχθεί ότι η αλλοίωση του μικροβιακού φορτίου του αποδέκτη οφείλονταν, αφ' ενός μεν στην επιβάρυνση αυτού με παθογόνους μικροοργανισμούς πριν από την ίδρυση και λειτουργία των ιχθυοτροφικών μονάδων και αφ' ετέρου στη κακοδιαχείριση της μονάδος (υπερβολική ποσότητα και σπατάλη χορηγούμενης τροφής, ανεξέλεγκτη χρήση κτηνιατρικών φαρμάκων κλπ.). Όλα τα παραπάνω θα μπορούσαν να είχαν αποφευχθεί, αν ο ενδιαφερόμενος ακολουθούσε τις οδηγίες των ειδικών επιστημόνων. Η μόνη περίπτωση που θα ήταν δυνατό να δημιουργηθεί πρόβλημα στην Δημόσια Υγεία ή στα ενδημικά εκτρεφόμενα είδη, είναι η ανεξέλεγκτη εισαγωγή και εκτροφή ξένων, προς την περιοχή, οργανισμών.

2.13. Εισαγωγή νέων ειδών

Με τη ραγδαία ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών, επιχειρείται η εισαγωγή και η εκτροφή νέων ειδών (π.χ. θαλάσσιες γαρίδες). Οι λόγοι εισαγωγής μη ενδημικών ειδών σε μια περιοχή είναι προφανείς, είτε γιατί ο ενδιαφερόμενος με την εισαγωγή του νέου είδους θέλει να αποκτήσει τα παραγωγικά οφέλη που είναι γνωστά στον τόπο προέλευσης και θέλει να τα εφαρμόσει και στην περιοχή του, είτε γιατί τα ενδημικά (ντόπια) είδη δεν είναι εμπορεύσιμα στην εγχώρια αγορά. Επιπρόσθετα η εισαγωγή σολομού, πέστροφας, κυπρίνου, τιλάπιας κλπ. γίνεται για εμπλουτισμούς λιμνών, ποταμών και κάθε είδους υδατοσυλλογές με σκοπό την ενίσχυση της επαγγελματικής ή ερασιτεχνικής αλιείας ή ακόμη και για το βιολογικό έλεγχο της βλάστησης ή κάποιων ενδημικών οργανισμών.

Εκτός από την προγραμματισμένη εισαγωγή ειδών, κατά καιρούς, έχουν αναφερθεί και τυχαίοι εποίκισμοί από είδη ξένα προς το βιότοπο. Οι εποίκισμοί αυτοί έγιναν, είτε με πλοία (προσκολλημένοι οργανισμοί ή στη σαβούρα), είτε μέσω του νερού μεταφοράς ζώντων υδρόβιων οργανισμών. Ταυτόχρονα όμως με την εγκατάσταση των νέων ειδών (ψάρια, όστρακα) μεταφέρθηκαν σε πολλές περιπτώσεις και παθογόνοι οργανισμοί με απρόβλεπτες επιπτώσεις στους αυτόχθονους υδρόβιους ζωικούς οργανισμούς (Φώτης 1993). Τα μέχρι σήμερα δεδομένα δείχνουν ότι είναι δύσκολο να προβλεφθούν οι συνέπειες εισαγωγής ενός είδους σε μια περιοχή (Munro 1986, Baur & Rapp 1988). Τα ενδεχόμενα που μπορεί να συμβούν είναι:

- Πλήρης αποτυχία της εισαγωγής. Το νέο είδος δεν επιβιώνει και το οικοσύστημα δεν επηρεάζεται.
- Μερική αποτυχία της εισαγωγής. Ανάλογα με τους σχετικούς αριθμούς των

οργανισμών το νέο είδος πιέζει οικολογικά άλλα είδη και το οικοσύστημα ανατρέπεται περιοδικά, ενώ πληθυσμός του νέου είδους φθίνει με τον χρόνο. Η κατάσταση ως προς το νέο είδος μπορεί να βελτιωθεί με συνεχείς εμπλουτισμούς.

- Μερική επιτυχία της εισαγωγής. Το νέο είδος πιέζει οικολογικά άλλα είδη που εξαφανίζονται και το οικοσύστημα ισορροπεί σε νέα θέση.
- Πλήρης επιτυχία της εισαγωγής. Το νέο είδος εντάσσεται με την ισορροπία του οικοσυστήματος στη νέα του θέση.

Πολλές φορές οι εμπλουτισμοί γίνονται για να ενισχύσουν πληθυσμούς οργανισμών που επιλέχθηκαν από ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Έτσι, σε αρκετές περιπτώσεις είναι αναγκαία η εισαγωγή αριθμού νέων ειδών πιο ικανών να επιβιώσουν στις νέες συνθήκες με ικανοποιητικά αποτελέσματα (McNeil 1979, Zeitler 1990).

Η σημαντικότερη επίδραση από την εισαγωγή ενός νέου είδους σε μια περιοχή, είναι οι αλληλεπιδράσεις του είδους με τους ενδημικούς πληθυσμούς φυτών και ζώων. Ακόμη και στην περίπτωση εκτροφής νέων ειδών, σε κλειστούς χώρους συμβαίνουν διαφυγές ατόμων και συνεπώς υπάρχει μεγάλη πιθανότητα να δημιουργηθούν προβλήματα στη δομή του τοπικού οικοσυστήματος. Τα διαφυγόντα άτομα μπορεί να βρουν κατάλληλες συνθήκες που να τους ευνοούν και συχνά, χωρίς την παρουσία θηρευτών να μετατραπούν σε επικρατούντα είδη. Αν δεν συμβεί αυτό, τότε οι πιθανότητες μεταβολής του οικοσυστήματος μειώνονται στο ελάχιστο. Τέτοιου είδους περιστατικά έχουν αναφερθεί σε πολλές χώρες. Οι εισαγωγές σολομοειδών που έχουν εμπορική αξία ήταν και ο λόγος για την εξαφάνιση από διάφορες χώρες του κόσμου (Περου, Νέα Ζηλανδία, Αυστραλία και Καναδάς), του κυπρινοειδούς *Orestia* spp. (Villwock 1963, Everett 1973), της караβίδας *Paranephrops* spp., ενός είδους κάβουρα των γλυκών νερών και ενός είδους βατράχου (fish 1966). Το ίδιο συνέβει με την εισαγωγή του κυπρινοειδούς *Tilapia mossambica* στις Φιλιππίνες που προκάλεσε τη σχεδόν ολοκληρωτική εξαφάνιση του ψαριού *Mistycythys luzomensis* (Baluyut 1983). Σε όλες όμως τις περιπτώσεις παρατηρήθηκε αδυναμία να ξεταστούν όλες οι υπάρχουσες συνθήκες ώστε να αποκλειστούν και να τονιστούν τα προβλήματα που προκλήθηκαν από άλλους παράγοντες, κυρίως ανθρωπογενείς. Γιατί παράλληλα με τον εμπλουτισμό δημιουργήθηκαν, ακατάλληλες συνθήκες για τα ενδημικά είδη.

Αντίθετα με τα ψάρια, μεγάλη διάδοση παγκοσμίως έχει η μεταφορά και εισαγωγή νέων ειδών γαρίδας σε διάφορες περιοχές του πλανήτη, κυρίως για την καλλιέργεια τους (*Penaeus monodon* που το βάρος του φτάνει τα 250g και η γαρίδα του γλυκού νερού, *Macrobrachium rosenbergii*). Παράλληλα, καθαρά Αμερικάνικα είδη όπως η *Penaeus vannamei* και η *Penaeus stylirostris*, που έχουν ως κύριο χαρακτηριστικό την ταχύτατη ανάπτυξη (4 μήνες), εισήχθησαν και εκτρέφονται στην Απω Ανατολή.

Οι караβίδες του γλυκού νερού, *Procambarus clarkii* και *Pacifastacus leniusculus* εγκλιματίστηκαν, η πρώτη στην Απω Ανατολή, η δεύτερη στη Σκανδιναβία με επιτυχία. Η *Procambarus clarkii*, που η εισαγωγή της έγινε για τροφή στη βατραχοκαλλιέργεια, ξέφυγε από τον έλεγχο, εισήλθε στις εκτάσεις των ρυζοκαλλιεργειών προκαλώντας ανεπανόρθωτες ζημιές στα αναχώματα (Penn 1954). Είναι και αυτή μια περίπτωση μη ολοκληρωμένου και σωστού ελέγχου της εισαγωγής του νέου είδους. Αντίθετα, σε άλλες

περιοχές (Ισπανία) το ίδιο είδος, καλλιεργείται με απόλυτη επιτυχία, μετά όμως από μελέτες (Sandifer 1986). Η караβίδα, *Pasifasculus* αντικατέστησε τον ευρωπαϊκό αστακό (*Astacus astacus*) με επιτυχία όταν ο τελευταίος αφανίστηκε με την εκδήλωση και διάδοση της πανώλης των караβιδων σε πολλές χώρες της Ευρώπης και κυρίως στη Σκανδιναβία (Schaepferclaus 1990).

Σημαντικά προβλήματα δημιουργούνται με την τυχαία μεταφορά οστρακοειδών. Ως παράδειγμα αναφέρεται το είδος *Dreissena polymorpha* που από ενδημικό είδος της Κασπίας Θάλασσας και των γύρω περιοχών, σήμερα επιβιώνει σε όλο τον κόσμο με πλήρη ικανότητα αναπαραγωγής και 100% επιτυχημένο εποικισμό, αλλά δημιουργεί σοβαρά προβλήματα στην υδροτροφοδοσία, στην αναψυχή και στις άλλες χρήσεις του νερού (Koussouris et al. 1993). Πρόσφατα (1992-1993) το ελασματοβράγχιο αυτό κατέκλυσε τις μεγάλες λίμνες της Β. Αμερικής και ο εποικισμός αυτός προήλθε όταν φορτηγό πλοίο άδειασε νερό που είχε πάρει από την Ολλανδία.

Για την εισαγωγή ενός μη ενδημικού είδους σε μια περιοχή των Ηνωμένων Πολιτειών, ακολουθούνται δύο βασικές αρχές ελέγχου που είναι:

- το πρωτόκολλο της Αμερικανικής Εταιρείας Αλιείας (American Fisheries Society) και
- ο κώδικας πρακτικής της ICES (Διεθνές Συμβούλιο για την Μελέτη της Θάλασσας, International Council for the Exploration of the Sea).

Σύμφωνα με το πρωτόκολλο της Αμερικανικής Εταιρείας Αλιείας θα πρέπει να στοιχειοθετούνται τα παρακάτω:

- Ανάλυση για τα αίτια που ζητείται να γίνει η εισαγωγή του νέου είδους και κυρίως γιατί υπάρχει έλλειψη ενδημικών ειδών.
- Έρευνα για τον εντοπισμό και επιλογή των πιο κατάλληλων ειδών που ικανοποιούν τις αιτίες εισαγωγής και έχουν πιθανότητες επιτυχίας.
- Μελέτη και ανάλυση της επίδρασης της εισαγωγής που θα έχει το νέο είδος στο περιβάλλον και τη σχέση του με τους ενδημικούς φυτικούς και ζωικούς οργανισμούς που είναι εκμεταλλεύσιμοι, είτε για επαγγελματικούς σκοπούς (εμπόριο), είτε για αναψυχή. Απαιτείται επίσης μελέτη της επίδρασης του νέου είδους στις ανθρώπινες δραστηριότητες στην περιοχή.
- Δημοσίευση των προθέσεων και ανοιχτή συζήτηση με ειδικούς με σκοπό τη διευκρίνιση των στοιχείων που αναφέρονται πιο πάνω.
- Πειραματική έρευνα σε χώρους όπου είναι δυνατό να προσομοιωθεί το υπάρχον οικοσύστημα και να μελετηθεί σε μικρή κλίμακα η όλη νέα διαδικασία. Τα αποτελέσματα πρέπει να δημοσιευθούν και να κριθούν από ειδικούς και κυβερνητικούς φορείς.
- Τελική άδεια για την εφαρμογή της πρόθεσης εισαγωγής.
- Εισαγωγή του νέου είδους και συνεχής παρακολούθηση. Αδιάκοπη δημοσιοποίηση των αποτελεσμάτων.

Σύμφωνα με τον κώδικα πρακτικής της ICES που πρωτοεκδόθηκε το 1973 και επανεξετάστηκε το 1979, ακολουθείται η πιο κάτω διαδικασία.

- Υποβολή μελέτης στο Συμβούλιο που αφορά, την πρόθεση των κρατών αποστολής και υποδοχής, το είδος, τον κύκλο ζωής και το στάδιο

εισαγωγής. Επίσης στη μελέτη περιέχονται πληροφορίες για τον τόπο εισαγωγής και την πιθανή αλληλεπίδραση του είδους με το νέο περιβάλλον του.

- Εκτενής προμελέτη από τους ειδικούς του κράτους υποδοχής για το είδος στο φυσικό του περιβάλλον
- Σχολιασμός του Συμβουλίου για τα αποτελέσματα των πιο πάνω παραγράφων.

Αν η απόφαση του Συμβουλίου είναι θετική τότε είναι απαραίτητες οι επόμενες ενέργειες:

- Απομόνωση ενός αριθμού γεννητόρων σε καραντίνα. Επιτρέπεται η μεταφορά της πρώτης γενεάς στη νέα περιοχή μόνο αν δεν πιστοποιηθούν παράσιτα και μολυσματικά νοσήματα.
- Αποστείρωση των αποβλήτων των εγκαταστάσεων και παρακολούθηση των γεννητόρων.
- Άμεση και συνεχής μελέτη των οργανισμών στο νέο περιβάλλον. Τα αποτελέσματα κοινοποιούνται στην ICES.

Με βάση τις προαναφερόμενες διαδικασίες, οι ενεχόμενες στην ICES χώρες, έχουν τη δυνατότητα να προβούν σε ενέργειες εισαγωγής νέων ειδών. Ωστόσο, έχει τονιστεί ότι ο κώδικας αυτός είναι χωρίς παρεκκλίσεις διότι δεν περιλαμβάνει την οικονομική, κοινωνική και πολιτική διάσταση (Mann 1979, Sindermann 1986).

Από τις ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις πολύ συχνά διαφεύγουν άτομα οπότε είναι δυνατό να δημιουργηθούν προβλήματα που έχουν μείζονα σημασία για τους περιβαλλοντολόγους και τους γενετιστές. Το πρώτο πρόβλημα έγκειται στον ανταγωνισμό των διαφυγόντων ατόμων με τους άγριους οργανισμούς της περιοχής κατά τη διεκδίκηση τροφής και οικοθέσης (Phillips et al. 1985, Penczak et al. 1982). Αμφισβητήσιμο ωστόσο είναι το γεγονός της ικανότητας επιβίωσης των εκτρεφόμενων οργανισμών στο ελεύθερο φυσικό περιβάλλον, αφού στη συντριπτική τους πλειοψηφία προέρχονται από γεννήτορες που έχουν ζήσει πολλά χρόνια σε αιχμαλωσία και έτσι έχουν χάσει την ικανότητα προσαρμογής και εκμετάλλευσης των φυσικών πόρων. Είναι πολύ πιθανό δηλαδή τέτοιες διαφυγές να δημιουργήσουν προσωρινά μόνο προβλήματα.

Το δεύτερο θέμα που ανακύπτει είναι ότι κάθε νέο άτομο που διαφεύγει μπορεί να επιβιώσει, να διασταυρωθεί με συγγενές ντόπιο είδος και να αναπαραχθεί έτσι υβρίδιο με επιτυχία. Με τον τρόπο αυτό αλλοιώνεται η γενετική κατάσταση και σύνθεση των τοπικών πληθυσμών με απροσδιόριστες συνέπειες. Ήδη είναι γνωστό ότι άτομα του ίδιου είδους έχουν διαφορετικό γενετικό χαρακτήρα από γενιά σε γενιά μέσα σε ένα εκκολαπτήριο ή από πληθυσμό σε πληθυσμό μεταξύ δυο ή περισσότερων περιοχών (Stahl 1983). Επειδή πιστεύεται γενικά ότι τα γενετικά χαρακτηριστικά των ατόμων από μονάδες παραγωγής (εκκολαπτήρια) είναι υποδεέστερα από αυτά των άγριων πληθυσμών του ίδιου είδους, μια τέτοια επιμιξία μπορεί να εισάγει στο φυσικό πληθυσμό ασθενή χαρακτηριστικά που να οδηγήσουν τελικά σε αφανισμό. Για τον λόγο αυτό έχει προταθεί οι εισαγωγές νέων ειδών να περιορίζονται σε στείρα άτομα (Thorgaard & Allen 1988).

2.14. Μεταφορά νοσημάτων

Σε όλες τις μορφές των υδατοκαλλιεργειών είναι αναγκαία η μεταφορά ζωντανών ψαριών. Με τα μεταφερόμενα ψάρια και με τα νερά των δεξαμενών μετακίνησης είναι δυνατό να μεταδοθούν παράσιτα και μικρόβια με απρόβλεπτες συνέπειες. Υπάρχει επίσης ο κίνδυνος μετάδοσης και διάδοσης ξένων για την περιοχή υποδοχής, νοσημάτων. Μάλιστα πολλά από τα νοσήματα που διαπιστώνονται σε χώρες της Ευρώπης οφείλονται στη μεταφορά και εισαγωγή νέων ειδών. Με την εισαγωγή του οστράκου *Crassostrea gigas* στη Γαλλία από την Ιαπωνία και τον Καναδά, μεταδόθηκαν και τα πρωτόζωα *Merfeilia refringens* και *Bonania ostreae* που προκάλεσαν μεγάλες απώλειες στο φυσικό πληθυσμό οστράκων *Ostrea edulis*. Παράλληλα με τη διάδοση των πρωτόζωων αυτών, με την εισαγωγή του *Crassostrea gigas* υπάρχει η υποψία ότι μεταφέρθηκαν και τα φύκη *Sargassum muticum* και *Undaria pinnatifida* που έχουν εξαπλωθεί στις ακτές της Γαλλίας και της Μεγάλης Βρετανίας. Αυτά τα φύκη σχηματίζουν μεγάλες και πολύ πυκνές αποικίες σε βάρος των ενδημικών φυκών.

Η εισαγωγή οστρακοειδών είναι υπεύθυνη για τη διάδοση του παρασιτικού κωπηπόδου *Mytilicola intestinalis* που παρασιτεί σε όστρακα και του παρασίτου *Urosalpinx cinerea* που διατρύπα τα κελύφη των οστράκων.

Με την εισαγωγή νέων ειδών ψαριών, έχουν μεταδοθεί και πάρα πολλά νοσήματα. Η μεταφορά του κυπρινοειδούς *Ctenopharygodon idella* (φυτοφάγο) και *Hypprophthalmichthis molitrix* (φυτοπλαγκτονοφάγο) από την Απω Ανατολή στην Ευρώπη, ήταν η αιτία μετάδοσης των νηματελμίνθων *Khawia sinensis*, *Botriocerphalus kowkogensis* σε πολλές ιχθυοτροφικές μονάδες και υδάτινα οικοσυστήματα.

Το νόσημα της δοθιήνωσης των σολομοειδών, το οποίο οφείλεται στο βακτήριο *Aeromonas salmonicida*, μεταδόθηκε στην Αγγλία από τις Σκανδιναβικές χώρες με τη μεταφορά σολομού (Kabata 1985). Πανώλη της караβίδας που προκαλείται από τον μύκητα *Aphanomyces astasi* μεταδόθηκε στις περιοχές της Γενεύης, Ιταλίας και από εκεί σε ολόκληρη την Ευρώπη με το πόσιμο νερό που έφεραν μαζί τους, επιστρέφοντας στην πατρίδα από την Αμερική οι Ιταλοί χρυσοθήρες (Aldermann et al. 1984, Sindermann 1986, Schaepferclaus 1990). Εκείνο που απασχολεί σήμερα τους ερευνητές δεν είναι μόνο η διάδοση των νοσημάτων από νέα είδη, αλλά και το αντίθετο, δηλαδή η διαταραχή της βιολογικής ισορροπίας των οικοσυστημάτων με την είσοδο των νέων ειδών και την έξαρση των νοσημάτων που ενδημούν στην περιοχή. Η κατάσταση παρακολουθείται, είτε όταν το νέο είδος στην νέα του θέση δεν έχει την απαιτούμενη ανοσία για τους ενδημικούς παθογόνους οργανισμούς, είτε όταν με το νέο είδος μεταφέρονται τέτοιοι παθογόνοι οργανισμοί οι οποίοι στα αυτόχθονα είδη βρίσκουν κατάλληλο υπόστρωμα για την περαιτέρω ανάπτυξη και εκδήλωση της νόσου. Ως παράδειγμα αναφέρεται το νόσημα της λοιμώδους αιμορραγικής σηψαιμίας της πέστροφας (VHS) που εκδηλώθηκε στα ιχθυοτροφεία σολομοειδών στην Μεγάλη Βρετανία με την εισαγωγή της πέστροφας (*Salmo trutta*) από την Βόρειο Αμερική.

2.15. Ποιότητα προϊόντων και δημόσια υγεία (φυσικές ουσίες, βαρέα μέταλλα, αγροχημικά, παθογόνοι μικροοργανισμοί, φυκοτοξίνες)

Η σημασία των αλιευμάτων για τη διατροφή του ανθρώπου είναι πολύ

σημαντική γιατί συμβάλλουν κατά 14% στο σύνολο των καταναλωνόμενων ζωικών πρωτεϊνών στον κόσμο, ενώ παρέχουν μόνο το 1% της ενέργειας (Κουσουρή, 1995). Με τη μείωση της διαθεσιμότητας των πρωτεϊνών ζωικής προέλευσης, που παρατηρείται τις τελευταίες δεκαετίες, εξαιτίας του υπερπληθυσμού και της μείωσης των αλιευμάτων καταβάλλεται προσπάθεια για την αναπτύξη των υδατοκαλλιεργειών. Τα παραγόμενα είδη είναι ανάγκη να διακρίνονται από υψηλή ποιότητα, που παίζει σημαντικό ρόλο στην Δημόσια Υγεία και στο περιβάλλον. Η ποιότητα δεν εξαρτάται μόνο από την εξωτερική εμφάνιση του προϊόντος, αλλά και από τη σύνθεση η οποία στηρίζεται στη διατροφή και το περιβάλλον εκτροφής του, από την απουσία τοξικών ουσιών και βαρέων μετάλλων, παθογόνων βακτηρίων, καθώς και από τον τρόπο συσκευασίας, συντήρησης, μεταφοράς και αποθήκευσής του (Howgate & Hume 1986).

Τα εκτρεφόμενα είδη στις μονάδες υδατοκαλλιεργειών, επηρεάζονται από ουσίες που προέρχονται απ' ευθείας από το περιβάλλον τους και οι οποίες, αλλοιώνουν τα χαρακτηριστικά του τελικού προϊόντος. Επειδή το σημαντικότερο χαρακτηριστικό που επηρεάζεται, είναι η γεύση του προϊόντος παρά η εμφάνιση και η υγιεινή του, το θέμα αυτό αναγκάζει τους καλλιεργητές να στρέφουν την προσοχή τους προς την κατεύθυνση αυτή. Οι ουσίες που αλλοιώνουν τη γεύση του προϊόντος μεταφέρονται στη σάρκα των εκτρεφόμενων οργανισμών (ψάρια, γαρίδες) από τα βράγχια, το δέρμα και το πεπτικό σύστημα (τροφή, κατάποση νερού) ή ακόμη συντίθενται βιοχημικά στη σάρκα του ψαριού από πρόδρομες ενώσεις που έχουν παραληφθεί με τους παραπάνω τρόπους (Howgate & Hume 1986).

Οργανισμοί που εκτρέφονται σε χωμάτινες δεξαμενές, ιδίως τα ψάρια, αποκτούν τη γεύση του χώματος ή τη βαριά γεύση του ιωδίου όταν παραμείνουν για πολύ καιρό σε ιχθυοκλωβούς με πολύ ακάθαρτα δίχτυα (παρουσία μεγάλης ποσότητας επιπανίδας και επιχλωρίδας). Αυτού του είδους τα προβλήματα προέρχονται εκεί όπου υπάρχουν ακτινομύκητες και μικροφύκη που προσλαμβάνονται από τα ψάρια με την τροφή. Αλλοιώσεις στη γεύση προκαλούνται και από τη ρύπανση των νερών με βιομηχανικά χημικά ή έλαια και πετρελαιοειδή (Shumway & Palensky 1973, Lovell 1979). Ωστόσο, με τη διακοπή της παροχής τροφής και τον άμεσο καθαρισμό των δικτύων ή των δεξαμενών είναι δυνατό μέσα σε 5 έως 15 ημέρες να βελτιωθεί η κατάσταση όταν αυτή προκαλείται από ακτινομύκητες και φύκη. Στις άλλες περιπτώσεις η απομάκρυνση της βλάβης είναι αδύνατη και επομένως, το προϊόν είναι ακατάλληλο ακόμα και για παρασκευή ιχθυαλεύρων.

Όσον αφορά τα ανεκτά όρια της περιεκτικότητας της σάρκας των ιχθυρών σε μέταλλα, έχουν καθοριστεί γενικά για τα θαλασσινά ψάρια και τα όστρακα ότι θα πρέπει να είναι γύρω στα 0.5 μg/g βάρους (φρέσκο ζώο) (άριστα όρια μεταξύ 0.1 και 1 μg/g βάρους) (Nauen 1983). Τέτοιες συγκεντρώσεις στη σάρκα των ψαριών δεν έχουν αναφερθεί σε προϊόντα υδατοκαλλιέργειας και ισχύουν σε περιπτώσεις μεγάλων σαρκοφάγων ειδών όπως ο ξιφίας στη θάλασσα και η τούρνα στις λίμνες, λόγω της βιοσυσσώρευσης (Κιλικίδης 1990, Κουσουρή & Αθανασάκης 1994),

Τα οργανοχλωριωμένα παρασιτοκτόνα και τα PCB's (polychlorinated biphenols) ρυπαίνουν το φυσικό περιβάλλον γιατί οι ουσίες αυτές έχουν την

ικανότητα να παραμένουν αδιάσπαστες για μεγάλο χρονικό διάστημα. Είναι πολύ τοξικά και κυρίως τα πολυχλωριωμένα διφαινύλια για τους ζωικούς οργανισμούς και λιγότερο για τον άνθρωπο. Οι υδρόβιοι οργανισμοί ρυπαίνονται από το υδάτινο περιβάλλον μέσω της τροφικής αλυσίδας. Τα περιστατικά που αναφέρονται, προέρχονται κυρίως από τις πολυκαλλιέργειες φυτών (ρύζι κλπ.) και ψαριών ή δεκαπόδων στην Απω Ανατολή (Chen & Hsu 1986, Tanabe et al. 1989), ενώ τα σημαντικότερα προβλήματα δημιουργήθηκαν από ατυχήματα (τραγωδία Seveso στην Β. Ιταλία). Τα περισσότερα περιστατικά εντοπίζονται στα όστρακα γιατί διηθούν μεγάλες ποσότητες νερού και επομένως πρέπει να δίνεται ιδιαίτερη προσοχή στον έλεγχο της προέλευσης του προϊόντος (Hungspreungs et al. 1989),

Είναι γνωστό ότι στη σάρκα των ζωντανών ψαριών απουσιάζουν τα βακτήρια εκτός βέβαια από τα νοσούντα άτομα όπου διαπιστώνονται σηψαιμικές καταστάσεις. Σε φυσιολογικές καταστάσεις όλα τα ψάρια φέρουν μια χαρακτηριστική βακτηριακή χλωρίδα στην επιφάνεια του δέρματος, των βραγχίων και του εντερικού σωλήνα. Η χλωρίδα αυτή αντανακλά κατά κανόνα τη χλωρίδα του υδάτινου περιβάλλοντος της εκτροφής ή της αλιείας. Αν το περιβάλλον που ζουν οι ζωικοί οργανισμοί (ψάρια, μαλακόστρακα και μαλάκια) είναι μολυσμένο με παθογόνους για τον άνθρωπο μικροοργανισμούς, τότε υπάρχει κίνδυνος και για τον καταναλωτή (Φώτης 1993).

Οι μολύνσεις αφορούν περισσότερο τα οστρακοειδή που καλλιεργούνται κοντά στις ακτές και σε εκβολές ποταμών και λιγότερο τα μαλακόστρακα. Ανάλογα με το μικροβιακό φορτίο δίδεται άδεια εκτροφής ή αλιείας. Για την αποφυγή κρουσμάτων τροφοδηλητηριάσεων και μετάδοσης νοσημάτων τα δίθυρα μαλάκια πρέπει να τοποθετούνται τουλάχιστον για 1 μήνα σε δεξαμενές εξυγίανσης, λαμβάνοντας πάντα υπόψη το βαθμό της επιβάρυνσης των νερών. Στις εγκαταστάσεις εξυγίανσης το νερό που χρησιμοποιείται έχει αλατότητα 19-25% ενώ η θερμοκρασία πρέπει να διατηρείται, αν είναι δυνατό, σε χαμηλά επίπεδα (<12°C) με σκοπό τη διατήρηση του μεταβολισμού των οστράκων σε χαμηλό επίπεδο. Το διαλυμένο οξυγόνο να είναι τουλάχιστο 50% κορεσμένο στις συνθήκες των δεξαμενών και να μην κατέρχεται κάτω από τα 5mg/l γιατί παρατηρούνται συμπτώματα ασφυξίας και ομαδικοί θάνατοι.

Ως γενικός κανόνας θεωρείται η τοποθέτηση 500 ατόμων/m², ενώ αν αυτά τοποθετούνται σε στρώσεις τότε το ύψος του στρώματος αυτού δεν πρέπει να ξεπερνά τα 7.6cm (Ayres 1978). Τα οστρακοειδή μπαίνουν σε ειδικά "τελάρια" διαστάσεων 60x90x (10-13cm ύψος) τοποθετημένα το ένα πάνω στο άλλο όπου δέχονται αποστειρωμένο νερό. Το νερό εισρέει στο κορυφαίο τελάρo και από εκεί με ειδικούς σωληνίσκους φτάνει στα κατώτερα.

Όταν το κύκλωμα εξυγίανσης είναι ανοιχτό, κάθε συστοιχία αποτελείται από 2 τελάρια τα οποία είναι, είτε από ξύλο, είτε από πλαστικό. Είναι όμως δυνατό, σε μια συστοιχία, η οποία έχει δική της αντλία ανακύκλωσης και σύστημα υπεριώδους αποστείρωσης του νερού, να υπάρχουν έως και 10 τελάρια. Το νερό αποστειρώνεται, είτε με χημικό μέσο (χλωρίνη), είτε με υπεριώδη ακτινοβολία ή όζον (Ayres 1978 Pillay 1992). Οι λάμπες υπεριώδους ακτινοβολίας εκπέμπουν σε μήκος κύματος 2537Å⁰ που είναι κατάλληλο για τη θανάτωση μικροοργανισμών και είναι ισχύος 30 watt συνήθως με λαμπτήρα ατμών υδραργύρου. Μετά το πέρας της εξυγίανσης, οι δεξαμενές και τα

τελάρα αδειάζουν και το προϊόν συσκευάζεται για την κατανάλωση.

Η υπερβολική ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού που παρατηρείται σε κλειστές περιοχές, όπως έχει ήδη έχει αναφερθεί, είναι δυνατό να προκαλέσει σημαντικά προβλήματα στην Δημόσια Υγεία, είτε λόγω των τοξινών που συσσωρεύονται στα εκτρεφόμενα ψάρια και στο όστρακο, είτε με τη παρεμπόδιση της αναπνοής και την πρόκληση ανοξίας (Shumway 1990).

Τα περισσότερα προβλήματα δημιουργούνται από την υπερβολική ανάπτυξη των δινομαστιγωτών και των κυανοβακτηρίων. Οι τοξίνες που παράγονται, προκαλούν στην καλύτερη περίπτωση, αλλοιώσεις στο πεπτικό σύστημα και στη χειρότερη, παράλυση του νευρικού συστήματος. Ο αριθμός των τοξινών που έχουν πιστοποιηθεί μέχρι σήμερα είναι 12, και εικάζεται ότι αυτές είναι δυνατό να φτάσουν τις 18, αφού μέσω βιοχημικών οδών στο σώμα του οργανισμού υπάρχει η δυνατότητα να παραχθούν και άλλες νέες (Shimizu & Yoshioka 1981 Sullivan et al. 1983).

Παράλυση του νευρικού συστήματος των ψαριών έχει πιστοποιηθεί από την ανάπτυξη των φυτοπλαγκτικών οργανισμών *Protogonyaulax tamarensis* και *Gymnodinium breve* σε όλο τον κόσμο και στην Ευρώπη. Ωστόσο οι τοξίνες αυτών των οργανισμών δεν συσσωρεύονται στα οστρακοειδή και έτσι υπάρχει χαμηλή πιθανότητα προσβολής τους. Βεβαίως όταν τα οστρακοειδή τρώγονται ωμά, τότε γίνονται επικίνδυνα. Η δηλητηρίαση "NSP" από το *Gymnodinium breve* μοιάζει με γαστροεντερίτιδα και επομένως μπορεί να περάσει απαρατήρητη. Οι τοξίνες που σχετίζονται με την "NSP" ονομάζονται δινοφυσιστοξίνη-1 και -3 και είναι λιποδιαλυτές γεγονός που εξηγεί τη συσσώρευση τους στη σάρκα των οργανισμών (Lee et al. 1988).

Η δηλητηρίαση του πεπτικού συστήματος με την τοξίνη "DSP" προκαλείται κυρίως από τους πλαγκτικούς οργανισμούς *Dinophysis acuminata* (Ευρώπη), *Dinophysis norvegica* (Νορβηγία), *Dinophysis acuta* (Νορβηγία), *Dinophysis fortii* (Ιαπωνία) και *Prorocentrum lima* (Ισπανία). Άλλοι τύποι τοξινώσεων αφορούν την αμνησιακή δηλητηρίαση (νευροπάθηση) από την τοξίνη "ASP" που προκαλείται από το διάτομο *Nitzschia pungens* (Pillay 1990, Shumway 1990).

Όπως έχει αποδειχθεί, η παραγωγή μεγάλων ποσοτήτων τοξινών δεν συμβαδίζει απαραίτητα με την υπέρμετρη ανάπτυξη του πλαγκτού, αλλά και μικρές συγκεντρώσεις οργανισμών (100 κύτταρα/ml) μπορεί να δώσουν υψηλά επίπεδα τοξίνης "DSP" (Dahl & Yndestad 1985). Επίσης πρέπει να σημειωθεί ότι οι τοξίνες παραμένουν ενεργές στο περιβάλλον αρκετούς μήνες μετά την παρέλευση της "άνθησης του ύδατος", ενώ έχει αναφερθεί ότι όστρακα παρέμειναν τοξικά πάνω από 2 χρόνια μετά από τη δράση τοξινών πάνω τους (Quayle 1965, Blogoslawski & Stewart 1978).

Τα διάφορα είδη οστράκων αντιμετωπίζουν με διαφορετικό τρόπο την παρουσία τοξινών στο νερό της εκτροφής. Το είδος *Mercenaria mercenaria* κλείνει το όστρακο όσο διαρκεί η τοξίνωση ή βυθίζεται βαθιά μέσα στη λάσπη, ενώ σε άλλες περιπτώσεις είδη οστράκων έχουν διαφορετική κατανομή της τοξίνης στη σάρκα τους και κυρίως η τοξίνη δεν αποθηκεύεται στο εδώδιμο τμήμα (Shumway 1988).

Έχει διαπιστωθεί πρόσφατα, ότι οι εγκαταστάσεις καθαρισμού κι εξυγίανσης, δεν επαρκούν για την αποτοξίνωση των οστρακοειδών που έχουν δεσμεύσει για καιρό τις τοξίνες στη σάρκα τους, αλλά επαρκούν

μόνον για την απομάκρυνση των πλαγκτικών και παθογόνων οργανισμών από το πεπτικό τους σύστημα. Στην ουσία, εκείνο το οποίο επιτυγχάνεται είναι να μην καταναλωθούν από τον άνθρωπο ολόκληροι πλαγκτικοί οργανισμοί τρώγοντας τη σάρκα των οστράκων, ενώ δεν αποφεύγεται η κατανάλωση ουσιών δεσμευμένων στη σάρκα τους. Για τον λόγο αυτό ανά τον κόσμο, προτιμάται η ανάπτυξη και εφαρμογή προγραμμάτων παρακολούθησης της ποιότητας του νερού, της πλαγκτικής μάζας και των καιρικών συνθηκών, για την πρόληψη εισόδου στην αγορά προϊόντων που έχουν υποστεί τοξίνωση από τοξικούς οργανισμούς του πλαγκτού.

Εκτός από τα απολυμαντικά χημικά σκευάσματα προστασίας των εκτρεφόμενων οργανισμών από εξωπαράσιτα, ευρέως σήμερα χρησιμοποιούνται και φάρμακα θεραπείας των ασθενειών που παρατηρούνται στα ψάρια. Οι βασικότερες ασθένειες που απασχολούν τους κτηνιάτρους σήμερα, όσον αφορά τα εκτρεφόμενα ψάρια είναι οι ιώσεις και οι προσβολές από βακτήρια (*Vibrio* spp.). Στις άλλες χώρες και κυρίως στην Αμερική, οι υπηρεσίες ελέγχου περιβάλλοντος, έχουν καθορίσει πίνακες με τα επιτρεπόμενα φάρμακα στις υδατοκαλλιέργειες, ενώ γίνεται συστηματικός έλεγχος της χρήσης τους. Το ίδιο δεν συμβαίνει όμως και στην Ελλάδα, όπου κάθε παραγωγός χορηγεί οποιοδήποτε σκεύασμα πιστεύοντας ότι θα βοηθήσει την καλλιέργειά του και μάλιστα με άγνωστες ποσότητες (Φώτης 1993).

Στην αρχή της εφαρμογής της υδατοκαλλιέργειας, τα θεραπευτικά σκευάσματα που χορηγούνταν ήταν κοινές ανόργανες ενώσεις για την προστασία κυρίως από εξωπαράσιτα. Αργότερα με την ανάπτυξη της τεχνολογίας των αντιβιοτικών και οι παραγωγές αυξήθηκαν, αλλά και νέες ασθένειες εμφανίστηκαν. Σήμερα τα αντιβιοτικά χρησιμοποιούνται ευρέως σε όλες τις φάσεις εκτροφής, από το αυγό έως το εμπορεύσιμο μέγεθος, είτε για τη θεραπεία ασθενειών είτε για την πρόληψη τους. Τα σημαντικότερα σκευάσματα που χρησιμοποιούνται είναι το Tribissen, η Oxy-tetracycline, η Nitrofurazolidon και η Sulphamerazine και η χρήση τους σε ποσοστά φτάνει το 15% της συνολικής ετήσιας παραγωγής, δηλαδή για τα ελληνικά δεδομένα τουλάχιστο 2500 τόνοι ετησίως. Από αυτούς όμως μόνο το 20-30% προσλαμβάνεται από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς και το υπόλοιπο απορρίπτεται στο περιβάλλον. Από τα χημικά αυτά το πιο διαδεδομένο είναι η Oxy-tetracycline κυρίως λόγω της απόδοσης της στις ελαφρές ή χρόνιες ασθένειες και τις χαμηλής τιμής της στο εμπόριο. Έχει βρεθεί ότι η αποικοδόμησή της είναι γρήγορη στο περιβάλλον δηλαδή 120-170 ώρες σε θερμοκρασία 5-15°C και συνεχές φως ή 390-240 ώρες σε θερμοκρασίες 5-15°C σε συνεχές σκοτάδι, αντίστοιχα (Samuelson 1989).

Για την προστασία του πυθμένα της περιοχής των υδατοκαλλιεργειών θα πρέπει τα υπολείμματα του αντιβιοτικού που θα φτάσουν στον πυθμένα να μη καλυφθούν από στρώματα αποβλήτων ή τροφής γιατί τότε η αποικοδόμηση του μειώνεται σημαντικά. Για το λόγο αυτό θα πρέπει να τηρούνται κάποιες ώρες χωρίς τάισμα μετά τη χορήγηση του αντιβιοτικού έτσι ώστε και να προλάβει να ολοκληρωθεί η αποικοδόμησή του στο περιβάλλον, αλλά και να παραμείνει στον πεπτικό σωλήνα των εκτρεφόμενων οργανισμών περισσότερη ώρα για μεγαλύτερη απόδοση. Τα προβλήματα όμως που δημιουργούνται από τη χρήση του αντιβιοτικού δεν αφορούν μόνο στην επίδρασή τους στο περιβάλλον, αλλά κυρίως στη

δημιουργία ανθεκτικών βακτηρίων στο φάρμακο. Τα βακτήρια μπορούν και κληρονομούν την ανθεκτικότητα μέσω πλασμιδιακού DNA (Brown 1989), γεγονός που συμβαίνει όχι μόνον για την Oxytetracycline, αλλά και για όλα σχεδόν τα αντιβιοτικά. Το παρήγορο είναι ότι έχει αναφερθεί ότι η ανθεκτικότητα ενός πληθυσμού βακτηρίων χάνεται σε κάποιο χρονικό διάστημα μετά την διακοπή της χορήγησης του αντιβιοτικού (Austin 1985). Μάλιστα, ίδιος ερευνητής επέστησε την προσοχή στο γεγονός ότι η κατάποση ανθεκτικών στα αντιβιοτικά βακτηρίων (είτε μέσω ωμού ψαριού ή νερού κλπ.) από τον άνθρωπο μπορεί να δημιουργήσει σοβαρότατα προβλήματα υγείας, αφού τα παθογόνα για τον άνθρωπο βακτήρια μπορούν να επιβιώσουν σε μεγάλη ποικιλία συνθηκών (γλυκό ή θαλασσινό νερό κλπ.).

Τα χημειοθεραπευτικά σκευάσματα, επειδή παραμένουν για κάποιο χρονικό διάστημα μέσα στον εκτρεφόμενο οργανισμό, θα πρέπει η εμπορία τους να ακολουθεί κάποιους κανόνες για την ελαχιστοποίηση των προβλημάτων που μπορεί να δημιουργηθούν στη Δημόσια Υγεία. Υπολείμματα φαρμάκων έχουν βρεθεί στο αίμα και στη σάρκα έως και 100 ημέρες μετά τη διακοπή της χορήγησης τους, ενώ ερευνητές πρότειναν τη συλλογή του εμπορεύσιμου προϊόντος 80 ημέρες μετά τη διακοπή χορήγησης κάθε φαρμάκου σε θερμοκρασία καλλιέργειας 10°C και 40 ημέρες σε θερμοκρασία μεγαλύτερη των 10°C (Rasmussen 1988).

2.16. Θεωρητική πρόβλεψη επιπτώσεων

Η προσπάθεια πολλών επιστημόνων, καθώς και πολλών πολέμιων των υδατοκαλλιεργειών, να μελετήσουν και να υπολογίσουν τα ρυπαντικά φορτία από μονάδες υδατοκαλλιέργειας, προκάλεσε τη δημοσίευση μέχρι σήμερα ενός τεράστιου όγκου εργασιών πάνω στο υπόψη θέμα. Η πλειονότητα αυτών των εργασιών προσεγγίζει το θέμα θεωρητικά και δίνει πρόβλεψη των φορτίων μιας μονάδος πριν την εγκατάσταση της. Βεβαίως, σε μονάδες της ξηράς όπου το περιβάλλον είναι ελεγχόμενο, ακόμη και εσφαλμένη εκτίμηση μπορεί να διορθωθεί κατά τη λειτουργία της μονάδας με τη χρήση κατάλληλων συσκευών, ώστε να προστατευθεί το περιβάλλον (βιολογικά φίλτρα, φίλτρα υπεριωδών κλπ.) από την απορροή των ρυπασμένων υδάτων. Στους κλωβούς όμως το "απόβλητο" εισέρχεται χωρίς επεξεργασία στον αποδέκτη και επομένως οι υπολογισμοί θα πρέπει να είναι ακριβέστατοι και σαφείς. Παράλληλα, θα πρέπει να στηριχθεί κανείς σε μεγάλο αριθμό παραγόντων, όπως για παράδειγμα ο τύπος και η ποσότητα της τροφής που προσφέρεται στα ψάρια, η θέση της εγκατάστασης και τα χαρακτηριστικά της (ρεύματα, κυματισμός, ανωμαλίες πυθμένα κλπ.). Η θεωρητική αυτή προσέγγιση θα πρέπει να εφαρμοστεί και στην πράξη κατά τη λειτουργία της μονάδος, ώστε να υπολογιστούν με ακρίβεια τα ρυπαντικά φορτία. Η σημερινή πρακτική, όσον αφορά την εφαρμογή, αποδεικνύει ότι υπάρχουν μεγάλες αποκλίσεις. Αυτό συμβαίνει, διότι ο υδατοκαλλιεργητής στην προσπάθεια του να μειώσει το κόστος παραγωγής, εναλλάσσει τους τύπους των τροφών που χρησιμοποιεί ή δεν έχει προσλάβει ειδικό επιστήμονα προκειμένου να παρακολουθεί το πρόγραμμα με συγκεκριμένα κριτήρια. Εξάλλου, πολλές μελέτες που εκπονούνται, όσον αφορά την πρόβλεψη των ρυπαντικών φορτίων που προέρχονται από τις ιχθυοτροφικές μονάδες, χρησιμοποιούν ως δεδομένα χαρακτηριστικά εκτρεφόμενων οργανισμών διαφορετικών από αυτά που

μελετώνται, διότι τέτοια στοιχεία δεν υπάρχουν. Έτσι, γίνεται φανερό ότι οι προβλέψεις συχνά απέχουν πολύ των πραγματικών συνθηκών και πολλές φορές τα δεδομένα που χρησιμοποιούνται είναι τελείως διαφορετικά από αυτά του εκτρεφόμενου οργανισμού.

Θα πρέπει να σημειωθεί ότι η βάση των προβλέψεων αυτών στηρίζεται κυρίως στη γνώση της χημικής σύστασης της τροφής, στην εκτίμηση της ποσότητας των απωλειών τροφής κατά το τάισμα, όπως και στην ποσότητα και στη σύσταση των ούρων και των περιττωμάτων των ψαριών. Μαθηματικές εκφράσεις που να υπολογίζουν τέτοια ρυπαντικά φορτία υπάρχουν ελάχιστες, αλλά το σημαντικό είναι ότι δεν υπάρχουν τέτοιες εκφράσεις για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς στην Ελλάδα, όπως είναι η τσιπούρα (*Sparus aurata*) και το λαυράκι (*Dicentrarchus labrax*). Τελευταία, μελετήθηκε η πιο κάτω σχέση (Conides et al. 1993) η οποία έχει την ευκολία να προσαρμόζεται σε όλα τα είδη ψαριών και να δίνει προβλέψεις για μια μεγάλη ποικιλία παραμέτρων όπως BOD₅, αμμωνία, νιτρικά και νιτρώδη άλατα, καθώς και φώσφορο με βάση ελάχιστα δεδομένα. Σύμφωνα με τη σχέση αυτή που εφαρμόστηκε κυρίως για την τσιπούρα από μονάδα ιχθυοκλωβών, εκτιμάται ότι ο χημικός τύπος του αποβλήτου θα είναι: C₃₀H₄₀O₁₀N₃₀P₂, και η αντίδραση αποικοδόμησής του θα είναι:



από όπου προκύπτει ότι το παραγόμενο BOD₅ της μονάδας θα είναι σύμφωνα με τον τύπο: BOD₅=0.0383f/V,

όπου f είναι η ποσότητα της τροφής σε ημερήσια βάση σε γραμμάρια και V είναι ο συνολικός όγκος του νερού της μονάδας από την επιφάνεια της θάλασσας έως και τον πυθμένα σε m³.

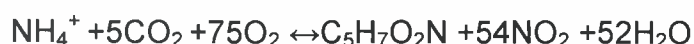
Γενικά στη φύση έχει γίνει αποδεκτό ότι ένα απόβλητο (οργανική ουσία) αποικοδομείται, είτε παρουσία οξυγόνου, κατά τις αντιδράσεις:



είτε απουσία οξυγόνου σύμφωνα με την εξίσωση:



Στο μοντέλο αυτό επίσης υπολογίζεται η ποσότητα παραγόμενης αμμωνίας από τα ούρα, τα περιττώματα και τις απώλειες τροφής, ενώ γίνεται εκτίμηση της εισόδου των ποσοτήτων αυτών στις φυσικές διεργασίες παραγωγής βακτηριακής μάζας (*Nitrosomonas* & *Nitrobacter*) κατά τις αντιδράσεις:



Υπολογίζεται εξάλλου και η απόδοση της εκμετάλλευσης σε φώσφορο λαμβάνοντας υπόψη τον φώσφορο που προσφέρεται στα ψάρια με την τροφή (περίπου 1.5%) και τον φώσφορο που κατακρατείται στη σάρκα του ψαριού (περίπου 0.6%), (Beveridge 1984).

Οι πιο πάνω παραδοχές δίνουν τη δυνατότητα σε ένα μελετητή να δοκιμάσει πληθώρα συνδυασμών, κυρίως κατά τον υπολογισμό του χημικού τύπου του αποβλήτου. Με βάση μάλιστα αυτές τις παραδοχές μια μονάδα ιχθυοκλωβών παραγωγής 100 τόννων περίπου παράγει έως 3.5 mg/l/ημέρα BOD₅, 15 κιλά/ημέρα αμμωνία ή αλλιώς 0.25 mg/l/ημέρα αμμωνία, 0.35 ιπρ/l/ημέρα νιτρώδη άλατα, 0.4 mg/l/ημέρα νιτρικά άλατα και 0.3 mg/l/ημέρα φώσφορο.

Άλλη εκτίμηση που αφορά την περιβαλλοντική μελέτη των ρυπαντικών φορτίων βασίζεται σε δεδομένα της παραγωγής πλαγκτικής βιομάζας από το απόβλητο (κυρίως νιτρικά άλατα και φώσφορο) και μπορεί να υπολογιστεί από την εξίσωση (Beveridge 1984),



από την οποία υπολογίζεται ότι 10 K9 N-NO₃ αποδίδουν 12.4 kg φυτικής μάζας, ενώ αντίστοιχα 10 kg P-PO₄ αποδίδουν 129 kg φυτικής μάζας, γεγονός που αποδεικνύει τη σημασία του φωσφόρου στον ευτροφισμό του λιμναίου και σε ορισμένες περιπτώσεις του θαλάσσιου περιβάλλοντος.

Πολύ σημαντικές επίσης για την εκτίμηση της ρύπανσης, είναι και οι ακόλουθες παραδοχές σε χημικές αντιδράσεις που επιτρέπουν τη συνολική μελέτη της αποικοδόμησης των ουσιών που απορρίπτονται στο περιβάλλον και που είναι, είτε αδρανείς (νερό κλπ.), είτε μεγάλης σημασίας για τον ευτροφισμό (πρωτεΐνες, λίπη, υδατάνθρακες) (Machiels & Henken 1987).

Αποικοδόμηση αμινοξέων: $1\text{AA} + 4.6\text{O}_2 \leftrightarrow 1.2\text{NH}_3 + 2.5\text{H}_2\text{O} + 0.03\text{H}_2\text{S} + 24.8\text{ATP}$
Ποσοτικά : 1gr + 1.25gr ↔ 0.17gr + 0.38gr + 0.21 moles

Αποικοδόμηση υδατανθράκων: $1,2\text{NH}_3 + 0.66\text{H}_2\text{O} + 0.35\text{γλυκόζη} + 11.2\text{ATP} \leftrightarrow 1\text{AA} + 2.5\text{O}_2$
Ποσοτικά : 0.17gr + 0.12gr + 0.53gr + 0.095 moles ↔ 1gr + 0.68gr

Αποικοδόμηση λιπών: $\text{C}_{57}\text{O}_6\text{H}_{104} + 80\text{O}_2 \leftrightarrow 57\text{CO}_2 + 52\text{H}_2\text{O} + 452\text{ATP}$
Ποσοτικά : 1gr + 2.9gr ↔ 2.8gr + 1.1gr + 0.51 moles

(όπου AA: αμινοξύ)

Στον πιο κάτω πίνακα συνοψίζονται τα ανθρώπινα πληθυσμιακά ανάλογα σε σχέση με άλλες γεωργικές ή βιομηχανικές δραστηριότητες, ώστε να φανεί το μέγεθος της επίπτωσης όταν τα απόβλητα τους απορρίπτονται ανεπεξέργαστα στο υδάτινο περιβάλλον (Imhoff 1985).

Πίνακας 19. Σύνοψη ανθρώπινων πληθυσμιακών αναλόγων σε σχέση με γεωργικές ή βιομηχανικές δραστηριότητες

Δραστηριότητα	Μονάδα παραγωγής	Πληθυσμιακό ισοδύναμο (άνθρωποι)
Γαλακτοκομείο χωρίς τυροκομείο	1000 λίτρα γάλα	25-70
Γαλακτοκομείο με τυροκομείο	1000 λίτρα γάλα	45-230
Σφαγείο	1 μοσχάρι=2,5χοίροι	20-200
Στάυλος αγελάδων	1τόνος ζωντανό βάρος	130-400
	1 αγελάδα	5-10
Στάυλος χοίρων	1 χοίρος	3
Ορνιθοτροφείο	1 κότα	0,12-0,25
Σιλό ζωοτροφών	1τόνος φορτίο	4-11/ημέρα
Πλυντήριο πατατών	1 τόνος πατάτα	25-50
Ιχθυοτροφείο πέστροφας	100 κιλά ψάρι	80
Ζαχαροβιομηχανία	1 τόνος τεύτλα	45-70
Εργαστήριο βύνης	1 τόνος σιτηρά	10-100
Ζυθοποιείο	1000 λίτρα μπύρα	150-350
Οινοπνευματοποιείο	1000 λίτρα σιτηρά	2000-3500
Εργοστάσιο ζύμης	1 τόνος ζύμης	5000-7000
Εργοστάσιο κόλλας	1 τόνος καλαμπόκι	500-900
Οινοποιείο	1000 λίτρα κρασί	100-140
	10 στρέματα αμπέλι	35-60
Βυρσοδεψείο	1 τόνος δέρματα	1000-3500
Πλυντήριο μαλλιού	1 τόνος μαλλί	2000-4500
Λευκαντήρια	1 τόνος λευκά είδη	1000-3500
Βαφείο (θειούχες βαφές)	1 τόνος υφάσματος	2000-3000
Λινοξηραντήριο	1 τόνος λινάρι	700-1000
Εργοστάσιο κυτταρίνης	1 τόνος κυτταρίνη	3500-5500
Εργοστάσιο ξύλου	1 τόνος ροκανίδι	45-70
Χαρτοποιεία	1 τόνος χαρτί	200-900
Πλυντήρια	1 τόνος άπλυτα	350-900
Συνεργεία (απόβλητα ορυκτέλαιου)	1 τόνος ορυκτέλαιο	11000
Χωματερή απορριμάτων	10 στρέματα επιφανείας	45

Από: (Imhoff 1985)

Με βάση τα παραπάνω γίνεται φανερό ότι μια μονάδα ψαριών γλυκού νερού 100 τόννων ετησίως παράγει οργανικό φορτίο ισοδύναμο με 80.000 κατοίκους. Πιθανολογείται ότι η ισοδυναμία των 80.000 κατοίκων είναι υπερβολική και αφορά εκτιμήσεις από μονάδες σε παλαιότερες εποχές όπου η τροφή που δινόταν στα ψάρια ήταν υπολείμματα σφαγείων ή λιωμένο κρέας ή ψάρια τρίτης ποιότητας, και επομένως ήταν αναμενόμενο η ρύπανση τότε να ήταν ισοδύναμη με τέτοιου είδους δραστηριότητες. Ωστόσο άλλες μετρήσεις σύμφωνα με τα μετρούμενα ή και προβλεπόμενα οργανικά φορτία από μονάδες υδατοκαλλιέργειας θαλάσσιων οργανισμών δείχνουν ότι 100 τόνοι προϊόντος (περί τα 80 κιλά BOD₅ ημερησίως) ισοδυναμούν με πόλη 1400 κατοίκων (με βάση τυπικό χοιροστάσιο όπου 3 τόνοι BOD₅/ημέρα ισοδυναμούν με 50.000 κατοίκους) (Μπακάλης 1982). Επίσης άλλα αποδεκτά δεδομένα (Price 1991) καθορίζουν ότι η απόδοση με BOD₅ ενός ανθρώπου

στα αστικά λύματα είναι 77 - 91 gr / ημέρα / άτομο. Σε παρόμοια αντιστοιχία κατέληξε και ο Παπαναστασίου (1988), ότι δηλαδή 100 τόνοι παραγωγής ψαριών ετησίως ισοδυναμούν με 800 κατοίκους. Με βάση τις γνωστές ποσότητες BOD₅ από ιχθυατροφικές μονάδες (διακύμανση από 60 - 100 κιλά / ημέρα, Conides et al. 1993) Το πληθυσμιακό ανάλογο εκτιμάται ότι κυμαίνεται από 670-1100 άτομα ανά 100 τόνους προϊόντος.

Παρ' όλα αυτά, ένα σημαντικό σφάλμα που γίνεται συνεχώς είναι ότι επιχειρείται η συσχέτιση της ρύπανσης από μονάδες υδατοκαλλιέργειας με ανθρώπινα πληθυσμιακά ανάλογα (Solbe 1982 Bergheim et al. 1982), γεγονός που όμως δεν ευσταθεί, διότι τα δύο αυτά απόβλητα έχουν τελείως διαφορετική σύσταση (Rosenthal et al. 1988). Έτσι, τα απόβλητα των ανθρώπων δεν περιλαμβάνουν μόνον φιλικές προς το περιβάλλον ουσίες (λίπη, πρωτεΐνες, υδατάνθρακες), αλλά και άλλες άμεσα προσλαμβανόμενες και βιοδιασπούμενες από το φυσικό περιβάλλον και τις τροφικές αλυσίδες της περιοχής.

Κεφάλαιο III

ΙΧΘΥΟΤΡΟΦΙΚΗ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ- ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ – ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΣ

3. ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ ΓΙΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗ

Οι μορφές των υδατοκαλλιεργειών ποικίλουν από τις εκμεταλλεύσεις πηγών, ποταμών, λιμνών, λιμνοθαλασσών, παράκτιων περιοχών, ως και τις καλλιέργειες ανοικτής θάλασσας. Η μέχρι σήμερα πρακτική, που προέρχεται κυρίως από την οικονομική διάσταση των επενδυτών, οδήγησε στην επιλογή θέσεων εγκατάστασης των μονάδων με εύκολη πρόσβαση σε λίμνες και θάλασσες, κοντά στις ακτές ή μέσα σε κλειστούς κόλπους. Έτσι, τα πρωτογενή προβλήματα που δημιουργήθηκαν ήταν αισθητικής τοπίου (εγκαταστάσεις σε περιοχές φυσικού κάλλους, οσμές, θόρυβος κλπ.). Στις λιμνοθαλάσσιες εκμεταλλεύσεις, οι τροποποιήσεις των παράκτιων περιοχών, όπως και του πυθμένα με τις ιχθυοσυλληπτικές εγκαταστάσεις και τα κανάλια διακείμευσης, μπορούν να δημιουργήσουν αλλοιώσεις στον περιβάλλοντα χώρο. Ανάλογα με το βαθμό της επέμβασης είναι δυνατό να επηρεάζεται και η διαβίωση των άγριων ζώων (πουλιά κλπ.). Παράδειγμα αποτελούν οι λιμνοθαλάσσιες εκμεταλλεύσεις της γειτονικής Ιταλίας, όπου μάλιστα οι επεμβάσεις εκτείνονται σε όλη τη διάσταση της λιμνοθάλασσας. Αν σκεφτεί κανείς ότι οι εκμεταλλεζόμενες λιμνοθάλασσες της Ιταλίας έχουν ένα μέσο εμβαδό περί τα 3460 στρέμματα γίνεται αντιληπτή τουλάχιστον η αισθητική υποβάθμιση των παράκτιων περιοχών (Ardizzone et al. 1983). Στη χώρα μας, οι περιβαλλοντικές αλλοιώσεις από τις εκμεταλλεύσεις των λιμνοθαλασσών, έχουν συνήθως ήπιο χαρακτήρα και είναι μικρής έκτασης. Έχουν υπάρξει προβλήματα στις λιμνοθάλασσες του Αμβρακικού κόλπου, στη λίμνη Βιστωνίδα (Πόρτο-Λάγος), στη λιμνοθάλασσα Μεσολογγίου-Αιτωλικού και αλλού που αφορούν όμως περιοδικά φαινόμενα ευτροφισμού, έλλειψης γλυκού νερού, υψηλές θερμοκρασίες, θάνατος ψαριών κ.ά. (Kilikidis et al. 1984, Photis et al. 1985, Κουσουρής και συν. 1994).

Με βάση τα πιο πάνω γίνεται αντιληπτό ότι, άλλες δραστηριότητες στην ίδια περιοχή, όπως είναι ο τουρισμός (ξενοδοχεία, οργανωμένες παραλίες κλπ.), που βασίζονται, στη θέα, στο περιβάλλον και την αισθητική της περιοχής, ανταγωνίζονται την υδατοκαλλιέργεια μέσα από μια σειρά ζητημάτων και προβλημάτων. Τα προβλήματα αυτά βέβαια ενισχύονται σημαντικά όταν μετά

από λανθασμένη επιλογή της θέσης εγκατάστασης, οι απορροές της ιχθυοτροφικής μονάδος συγκεντρώνονται σε ορισμένες περιοχές, αντί να διασπαρούν και να αποικοδομηθούν με φυσικές διεργασίες. Επίσης και οι δραστηριότητες υποστήριξης της εκμετάλλευσης (αποθηκευτικοί χώροι, μεταφορικά μέσα προϊόντων και τροφής, καθαρισμός διχτύων) έχουν δημιουργήσει σε ορισμένες περιοχές προβλήματα, που μπορούν να οδηγήσουν μέχρι και την αφαίρεση της άδειας του ιχθυοτροφείου για παράβαση των νόμων περιβαλλοντικής προστασίας (Κουσουρής και συν. 1994).

Σε ορισμένες χώρες (κυρίως του Τρίτου Κόσμου), οι παράκτιες εκμεταλλεύσεις συναγωνίζονται τη γεωργία, αφού είναι συνήθης πρακτική ο πλημμυρισμός των εδαφών για τη δημιουργία αλμυρών βάλτων όπου εκτρέφονται ευρύαλα ψάρια, όπως τα κεφαλοειδή. Σε τέτοιου είδους υδατοκαλλιέργειες είναι σαφές ότι τα προβλήματα δεν περιορίζονται μόνο στον αντιοικολογικό τρόπο διαχείρισης των εδαφών και τη σύγκρουση με τα γεωργικά συμφέροντα, αλλά ενισχύεται και η ανάπτυξη ασθενειών στους τοπικούς πληθυσμούς (π.χ. ασθένεια ύπνου). Σ' αυτές εξάλλου τις χώρες συνήθως, οι εκτατικές παράκτιες καλλιέργειες συνδυάζονται με ταυτόχρονη καλλιέργεια εδωδιμων οργανισμών που περιλαμβάνουν υδρόφιλα φυτά όπως είναι το ρύζι ή τα φύκη, με ψάρια και καρκινοειδή. Ωστόσο, στη δεύτερη περίπτωση, δεν έχει καταστεί δυνατή ακόμα η ολοκληρωμένη εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων από τους σχηματισμούς των καλλιεργούμενων εκτάσεων και την ανατροπή του οικοσυστήματος της περιοχής. Πάντως, οι αλληλεπιδράσεις υδατοκαλλιέργειας θαλάσσιων οργανισμών με άλλες εκμεταλλεύσεις είναι πολύ λιγότερες από ότι συμβαίνει με τις υδατοκαλλιέργειες γλυκών νερών, όπου οι χρήσεις του νερού είναι πολλαπλές (πόσιμο νερό, άρδευση κλπ.) (Beveridge 1984).

Η κατάληψη κόλπων και παράκτιων περιοχών από ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις (ιχθυοκλωβοί) σε πολλά σημεία ανταγωνίζεται την παράκτια αλιεία, αφού οι περιοχές αυτές χρησιμοποιούνται από χρόνια για τις εξαρτημένες σύρσεις αλιευτικών σκαφών (τράτες) όπως και για την παράκτια αλιεία (παραγάδια, δίχτυα κλπ.). Στις περιπτώσεις αυτές οι αλιείς είναι συνήθως κάτοικοι της περιοχής και εκμεταλλεύονται όλες τις δυνατές λύσεις αλίευσης, οπότε είναι πιθανό να υπάρξει παρεμπόδιση της εγκατάστασης και λειτουργίας της μονάδας. Η σύγχρονη όμως τεχνολογία έχει εφοδιάσει τους επενδυτές με εγκαταστάσεις υψηλών προδιαγραφών για την εγκατάσταση και απρόσκοπτη λειτουργία των μονάδων στην ανοικτή θάλασσα και όχι πλησίον των παράκτιων περιοχών όπου οι χρήστες είναι συνήθως πολλοί (Beveridge 1984).

Θα πρέπει όμως να τονιστεί ότι οι υδατοκαλλιέργειες σε πολλές περιπτώσεις συνεργάζονται με άλλες εκμεταλλεύσεις, είτε χρησιμοποιώντας τις απορρίψεις τους για τροφή των εκτρεφόμενων οργανισμών, είτε χρησιμοποιώντας νερό που είναι ακατάλληλο για κάθε άλλη χρήση εξυγιαίνοντας το (εκτροφή ψαριών που τρέφονται με προνύμφες εντόμων κλπ.). Επιπρόσθετα, είναι αυτονόητο ότι οι υδατοκαλλιέργειες θα πρέπει να συνεργάζονται στενά με την τοπική αυτοδιοίκηση και τον τοπικό πληθυσμό με πλήρη εφαρμογή των σύγχρονων δεδομένων πολιτικής πωλήσεων και δημοσίων σχέσεων εταιρειών. Κι αυτό γιατί αποδείχτηκε ότι τελικά η ουδέτερη ή αρνητική συνύπαρξη μονάδος υδατοκαλλιέργειας με τον τοπικό πληθυσμό

είναι μια ωρολογιακή βόμβα με άγνωστο χρόνο και ένταση έκρηξης (Beveridge 1984).

Τα προβλήματα που συνήθως ανακύπτουν από την ιχθυοτροφική αξιοποίηση μιας περιοχής, αλλά και το γενικότερο ενδιαφέρον για τη διατήρηση και προστασία ενός υδάτινου περιβάλλοντος τοποθετούνται στα κριτήρια της επιθυμητής ποιότητας νερού στην περιοχή που μας ενδιαφέρει. Εξίσου σημαντικό είναι και η διατήρηση της τροφικής κατάστασης της περιοχής η οποία εξασφαλίζει την ισορροπία στο οικοσύστημα. Η επιθυμητή όμως ποιότητα του νερού σε μια περιοχή εξαρτάται από τις χρήσεις και λειτουργίες που εξυπηρετεί. Εάν μάλιστα οι χρήσεις αυτές είναι πολλαπλές, τότε τα όρια των διαφόρων παραμέτρων στην ποιότητα του νερού θα πρέπει να τεθούν πολύ προσεκτικά. Η υδατοκαλλιέργεια και η πιθανή επιδείνωση των περιβαλλοντικών συνθηκών είναι δυνατό να αυξήσει τους κινδύνους βιωσιμότητας της εκμετάλλευσης. Το συνδυαστικό επομένως επακόλουθο φαίνεται ότι είναι μάλλον συνεργικό παρά προσθετικό, όπως άλλωστε και η διεθνής εμπειρία αποδέχεται (Beveridge 1984).

Η ακριβής φύση των πιο πάνω σχέσεων έχει ιδιαιτερότητες οι οποίες εξαρτώνται κυρίως από τοπικούς παράγοντες. Οποσδήποτε όμως, θα πρέπει να συνεξεταστούν μεταξύ των άλλων, οι περιβαλλοντικοί παράγοντες που κυριαρχούν στην υπόψη περιοχή, οι επιπτώσεις του περιβάλλοντος προς την ιχθυοτροφική μονάδα και αντίστροφα, τα εκτρεφόμενα είδη και η μέθοδος της εκτροφής, η ιχθυοφόρτωση ως προς το χρόνο της έναρξης της, η ηλικία και η πυκνότητα των εκτρεφόμενων ειδών, παράγοντες διατροφής και υγιεινής κ.ά. Αυτοί όμως οι παράγοντες, αν και είναι ζωτικοί για την εκτροφή είναι πολύ δύσκολο να ποσοτικοποιηθούν. Η προσοχή επομένως εστιάζεται από διαχειριστική και περιβαλλοντική άποψη, στη διατήρηση τουλάχιστον της υπάρχουσας κατάστασης και ισορροπίας του οικοσυστήματος.

Όπως όμως είναι γνωστό (OECD 1982) εκτός από το φως, συνήθως ο φώσφορος και το άζωτο, αποτελούν κυρίαρχους παράγοντες που ρυθμίζουν την παραγωγικότητα των υδάτινων οικοσυστημάτων. Αυτή μάλιστα η ιδιότητα βρίσκει εφαρμογή και είναι δυνατό να περιορίσει την ανάπτυξη των φυτικών οργανισμών και κατ'επέκταση παρεμβαίνει σε όλα τα τροφικά επίπεδα σε ένα οικοσύστημα. Επίσης, θα πρέπει να τονιστεί ότι ο φώσφορος αποτελεί ουσιώδες στοιχείο το οποίο απαιτείται για την ανάπτυξη όλων σχεδόν των ψαριών και για τη διατήρηση των φυσιολογικών τους λειτουργιών (Takeuchi & Nakazoe 1981).

Στις εντατικές επομένως καλλιέργειες ψαριών, ο φώσφορος που περιέχεται στην τροφή, συνεισφέρει στον εμπλουτισμό των υδάτινων συστημάτων, είτε με τις τυπικές απώλειες κατά τη διατροφή, είτε με τα παραπροϊόντα του μεταβολισμού τους (περιττώματα, απεκκρίσεις). Εκείνο όμως που έχει ιδιαίτερη σημασία, όπως προείπαμε, είναι η απόκριση του περιβάλλοντος στην επιπρόσθετη συνεισφορά θρεπτικών συστατικών από την ιχθυοτροφική εκμετάλλευση.

Η εκτίμηση αυτής της απόκρισης γίνεται με μαθηματικές συναρτήσεις, είτε με τη συλλογή πλήθους παραμέτρων από μια περιοχή και το συσχετισμό τους (δυναμικά μοντέλα) τα οποία έχουν περιορισμένη ικανότητα πρόβλεψης (Jones & Lee 1982), είτε με εμπειρικά δεδομένα ευρύτερων περιοχών και συνθηκών τα οποία επεξεργάζονται με στατιστική ανάλυση και συσχετίσεις (στατιστικά

μοντέλα) (Vollenweider 1976). Αμφότερες όμως οι μαθηματικές αυτές εκφράσεις αποσκοπούν στο να προβλεφθούν οι μελλοντικές συγκεντρώσεις των θρεπτικών συστατικών σε μια περιοχή, διαμέσου διαφορετικών συνθηκών ισορροπίας και τελικά συσχετίζουν αυτές τις μαθηματικές εκφράσεις με την τροφική κατάσταση και την επιθυμητή ποιότητα του νερού.

Η εκτίμηση της ιχθυοτροφικής δυνατότητας μιας περιοχής για αξιοποίηση βασίζεται σε διεθνώς παραδεκτές μαθηματικές εξισώσεις οι οποίες λαμβάνουν κατά πρώτο υπ' όψη τους, τη χωρητικότητα του οικοσυστήματος της περιοχής και την απόκριση του περιβάλλοντος στο να απορροφήσει ή όχι την επιπρόσθετη επιβάρυνση που θα δεχθεί η περιοχή από την υδατοκαλλιέργεια.

Εξυπακούεται, ότι ο κανόνας θα είναι, να διατηρηθεί η σημερινή κατάσταση ισορροπίας και η τροφική κατάσταση του οικοσυστήματος, μέσα από τη διατήρηση των χρήσεων γης και ύδατος της περιοχής. Η προσέγγιση στα πιο πάνω μπορεί να γίνει με την ακόλουθη μεθόδευση:

- γνώση της συγκέντρωσης των θρεπτικών αλάτων καθ' όλη τη διάρκεια του έτους και ιδιαίτερα κατά τις περιόδους ανάμιξης των νερών της περιοχής.

- πρόταση για τα αποδεκτά όρια και τις μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις των θρεπτικών αλάτων ως επιθυμητά / αποδεκτά όρια, από το φορέα διαχείρισης ή τον τοπικό φορέα ελέγχου του περιβάλλοντος. Τα όρια αυτά απορρέουν από τη διατήρηση των υπαρχουσών χρήσεων και λειτουργιών στην περιοχή, αλλά και ενδεχομένως από τη μελλοντική επέκταση αυτών.

Ως προς τα ιδανικά και αποδεκτά όρια του ολικού φωσφόρου, προτείνεται διεθνώς το ακόλουθο σχήμα για μια ποικιλία χρήσεων. Τα όρια αυτά θα πρέπει να σημειώσουμε ότι αποτελούν «οδηγό» για τις πιο κάτω χρήσεις του νερού και σε καμία περίπτωση δεν υιοθετείται η πλατιά χρησιμοποίησή τους (Beveridge, 1984).

Πίνακας 20. Ιδανικά και αποδεκτά όρια ολικού φωσφόρου

Χρήση νερού	Όρια ολικού φωσφόρου(mg/m ³)	
	Ιδανικά	Αποδεκτά
Πόσιμο νερό	<1,5	<45
Αλιεία στα ψυχρά νερά	2-10	<20
Αλιεία στα θερμά νερά	5-40	2-70
Άρδευση	5-200	<300
Αναψυχή και σπορ	1-5	<8
Υδροηλεκτρισμό	1-200	<200
Εκτατικές καλλιέργειες τιλάπιας και κυπρίνου	10-100	<220
Εντατικές ή ημιεντατικές καλλιέργειες σολομοειδών σε κλουβιά	1-20	<60
Εντατικές ή ημιεντατικές καλλιέργειες κυπρίνου σε κλουβιά	1-50	<150

Από: (Beveridge, 1984)

3.1. Σχεδιασμός μονάδων

Για τις ιχθυοτροφικές μονάδες της ξηράς, υπάρχει η άποψη ότι θα πρέπει να εξετάζεται εκτενώς η ποσότητα και η ποιότητα του νερού που αντλείται παρά τα απόβλητα τα οποία απορρέουν καθώς και ο τρόπος διασποράς τους στον αποδέκτη. Όπως προαναφέρθηκε, μεγάλης σημασίας ρυπαντής για το θαλασσινό νερό είναι συνήθως το άζωτο και όλες οι μορφές του (αμμωνία, αμμωνιακά, νιτρικά και νιτρώδη άλατα). Εξίσου σημαντικό είναι το διαλυμένο οξυγόνο, τόσο για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς, όσο και για την ολοκλήρωση των φυσικών διεργασιών οξειδωσης και διάσπασης των ρυπαντών. Το οξυγόνο επίσης μειώνεται σημαντικά εξαιτίας της κατανάλωσης του από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς αλλά αυτό παρακάμπτεται με τη διαδικασία των συχνών αλλαγών του νερού ή με τη χρήση συσκευών αερισμού (Alabaster 1982). Ωστόσο, η διατήρηση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου είναι ιδιαίτερως σημαντική διότι απάγεται με αυτή, η αυτοοξείδωση της αμμωνίας και η μετατροπή της σε αδρανή νιτρικά και νιτρώδη άλατα σύμφωνα με το σχήμα (Meade 1974, Κονίδης 1992):



Στο σχεδιασμό των μονάδων, σημαντικό ρόλο παίζει η ανανέωση του νερού και ο υδάτινος όγκος, γιατί με τον τρόπο αυτό μπορεί να υπολογιστεί η ποσότητα και η διάλυση των αποβλήτων στον υδάτινο αποδέκτη, καθώς επίσης και ο ρυθμός απομάκρυνσης των αποβλήτων από την περιοχή. Ο χρόνος παραμονής του νερού μέσα στις δεξαμενές (εγκαταστάσεις ξηράς), αλλά και τα υδρολογικά στοιχεία της παράκτιας περιοχής (εγκαταστάσεις κλωβών), όπως οι παλίρροιες, οι αναβλύσεις γλυκών νερών, οι άνεμοι και τα ρεύματα, είναι σημαντικοί παράγοντες που επηρεάζουν την ανανέωση του νερού. Στην περίπτωση οστρακοκαλλιεργειών, ο σχεδιασμός των εγκαταστάσεων, η πυκνότητα τους και ο προσανατολισμός τους είναι θέμα μεγάλης σημασίας για την ίδια τη μονάδα. Στο θαλάσσιο περιβάλλον, η κατάσταση του θερμοκλινούς (βάθος και χρόνος διατήρησης), δηλαδή τα όρια συνάντησης των θερμών και αραιών νερών με τα πυκνότερα και χαμηλής θερμοκρασίας νερά και τα όρια των νερών με διαφορετική αλατότητα, μεταβάλλουν σημαντικά το χρόνο παραμονής και ανανέωσης των νερών σε διάφορα βάθη. Η στρωμάτωση αυτή μπορεί να αποβεί μοιραία για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς κάποια δεδομένη στιγμή. Επειδή συνήθως ο υδατοκαλλιεργητής δεν λαμβάνει μέτρα για την εξασφάλιση της διάλυσης των αποβλήτων κατά τη λειτουργία της μονάδας, είναι σημαντικό ότι όλοι αυτοί οι παράγοντες θα πρέπει να ελέγχονται πριν από την εγκατάσταση, στη φάση του σχεδιασμού.

Κατά τη φάση λειτουργίας των δεξαμενών στην ξηρά με θαλασσινό νερό, οι ανανεώσεις του νερού μπορούν να είναι 1-3 φορές την ημέρα κατά τη χειμερινή περίοδο, έτσι ώστε να μην πέφτει η θερμοκρασία στα υδροστάσια σημαντικά. Τη θερινή περίοδο η ανανέωση του νερού μπορεί να φτάσει τις 7-10 φορές, ώστε και να μην ανεβαίνει η θερμοκρασία στα υδροστάσια σε υψηλότερα από το κανονικό επίπεδα, αλλά και να απομακρύνονται επαρκώς τα απόβλητα, που είναι αυξημένα την περίοδο αυτή (ταχύτερος μεταβολισμός, μεγαλύτερες

μερίδες φαγητού), εξαιτίας των υψηλών θερμοκρασιών του περιβάλλοντος.

3.2 Απόβλητα και επεξεργασία

Οι κυριότεροι τύποι των αποβλήτων από μονάδες υδατοκαλλιέργειας αποτελούνται από τα κατάλοιπα των τροφών, τα περιττώματα και τα παραπροϊόντα του μεταβολισμού των εκτρεφόμενων οργανισμών. Τα απόβλητα αυτά έχουν μεγάλη ποικιλία ως προς τη σύστασή τους, επειδή το νερό της εκμετάλλευσης περιέχει και αυτό ουσίες, υλικά και οργανισμούς που πολλές φορές χρησιμεύουν για τη διατροφή των εκτρεφόμενων οργανισμών.

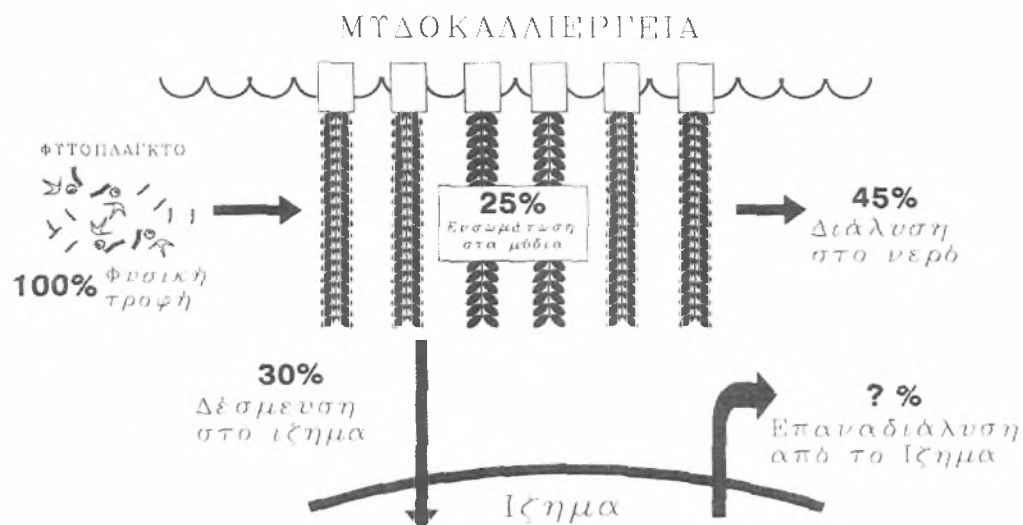
Οι ιχθυοτροφές παρέχονται σε μορφή συμπήκτων (pellets) σε υγρή ή ξηρή μορφή. Τα κυριότερα συστατικά τους είναι πρωτεΐνες, λίπη, υδατάνθρακες και ιχνοστοιχεία αν και η περιεκτικότητα της τροφής ποικίλλει με βάση το είδος, την ηλικία του εκτρεφόμενου οργανισμού και τις περιβαλλοντικές συνθήκες του τόπου εκτροφής. Τα συστατικά αυτά των τροφών, όπως και τα συστατικά των περιττωμάτων και προϊόντων του μεταβολισμού αποτελούν τα απόβλητα. Τα απόβλητα περιλαμβάνουν πρωτεΐνες, υδατάνθρακες, λίπη, αμμωνία, ουρία, οργανικό άνθρακα και άζωτο, φώσφορο, βιταμίνες, χημικά σκευάσματα (θεραπευτικές ουσίες) και χρωστικές. Ποσοτικά τα απόβλητα μπορεί να φτάσουν και τα 26% της χορηγούμενης τροφής ημερησίως στα σολομοειδή ((Butz 7 Vens Capelli 1982), ενώ έρευνες σε θαλάσσια ψάρια (τσιπούρα (Butz & Vens-Capelli 1982), ενώ έρευνες σε θαλάσσια ψάρια (τσιπούρα, λαυράκι) έδειξαν ότι το ποσοστό αυτό κυμαίνεται περίπου στο 10-15% (Κονίδης 1992, Conides et al. 1993). Έρευνες στα σολομοειδή, έδειξαν, ότι τα περιττώματα τους περιέχουν 30% οργανικό άνθρακα, 4% άζωτο και 2% φώσφορο (Penczak et al. 1982). Ωστόσο, ακριβέστερες μέθοδοι που λαμβάνουν υπ' όψη την ποσότητα των πρωτεϊνών στην τροφή έδειξαν ότι το 70-85% του αζώτου που προσλαμβάνεται με την τροφή, απορρίπτεται στο περιβάλλον (Penczak et al. 1982, Gowen & Bradbury 1987). Το άζωτο μάλιστα αυτό έχει τη μορφή ουρίας και αμμωνίας. Η παραγωγή αμμωνίας στα εκκολαπτήρια σολομοειδών ποικίλλει μεταξύ 28-32 κιλά ανά τόνο τροφής (Liao & Mayo 1974, Willoughby ET ALL 1972, Καπίρης 1991, Λιόντας 1994), ενώ αποδεκτή είναι και η αναλογία παραγωγής αμμωνίας 45-55 κιλά ανά τόνο παραγόμενου προϊόντος (Solbe 1982). Για τις θαλασσινές γαρίδες, οι αντίστοιχες αποδεκτές ποσότητες παραγόμενης αμμωνίας είναι 1.3-5.9 ανά κιλό προϊόντος ημερησίως (*Penaeus monodor*, *Penaeus indicus* και *Penaeus atztecus*) (Abalos 1983).

Έρευνες πάνω στην τσιπούρα και το λαυράκι έδειξαν ότι οι απεκκρίσεις τους σε σχέση με την παρεχόμενη μερίδα τροφής αποτελούνται από 3.1% πρωτεΐνες, 2.8% λίπη, 0.8% υδατάνθρακες και 1.8% διαλυμένα στερεά. Επομένως, σε μονάδα παραγωγής 100 τόνων, η ημερήσια παραγωγή σε αμμωνία εκτιμάται στα 11 κιλά ημερησίως και ο φώσφορος στα 2.5 κιλά ημερησίως (Conides et al. 1993).

Στην οστρακοκαλλιέργεια τα πράγματα απλουστεύονται, γιατί η τροφή περιλαμβάνει το φυσικό φυτοπλαγκτό της περιοχής συνήθως χωρίς τεχνητούς εμπλουτισμούς. Ωστόσο, η ικανότητα διήθησης των οστράκων είναι τέτοια που η παραγωγή περιττωμάτων και άλλων διαλυμένων στερεών ουσιών είναι σημαντική. Σύμφωνα με τον Figueras (1989), κάθε μύδι μπορεί να φιλτράρει 2-5 κιλά νερό την ώρα. Επομένως, μια «πλεξούδα» με μύδια μπορεί να φτάσει να φιλτράρει έως και 90 τόνους νερό ημερησίως, ενώ μια πλωτή

εξέδρα καλλιέργειας μυδιών μπορεί να φιλτράρει έως και 70.000 τόννους νερό ημερησίως. Η κατακράτηση φυτοπλαγκτού στα όστρακα είναι περί το 35-40% και έτσι μια σχεδία μπορεί να συγκρατήσει 180 τόννους οργανικής ύλης ημερησίως από τους οποίους οι 100 τόννοι περίπου επιστρέφουν στη θάλασσα.

Εκτιμήσεις αυτής της ποσότητας περιπτώματων έχουν γίνει από Ιάπωνες ερευνητές που απέδειξαν ότι από 420.000 καλλιεργούμενα όστρακα μπορεί να αποδοθούν στο περιβάλλον περιπτώματα 16 τόννων μέσα σε 9 μήνες (Arakawa et al. 1971), ενώ έρευνες στη βόρεια Ευρώπη έδειξαν ότι από οστρακοκαλλιέργειες μπορούν να αποδωθούν έως και 1 κιλό οργανικού άνθρακα ανά m^2 ανά έτος (Dahlback & Gunnarsson 1981). Η ποσότητα αυτή βρέθηκε τριπλάσια της αντίστοιχης καθίζησης οργανικού άνθρακα σε περιοχές χωρίς οστρακοκαλλιέργειες. Αντίθετα, σε άλλες ευρωπαϊκές χώρες όπως η Γαλλία, βρέθηκαν σημαντικά αυξημένα ποσά εναπόθεσης οργανικού άνθρακα σε επίπεδα 8-99 $g/m^2/ημέρα$ (Ottman & Sornin 1985). Οι εναποθέσεις όμως αυτές ενισχύουν τη βακτηριακή αποικοδόμηση των αποβλήτων με παράλληλη μείωση του οξυγόνου και αύξηση της ποσότητας του υδρόθειου που δημιουργεί προβλήματα τοξικότητας (Ito & Imai 1955, Caldwell 1975).



Εικόνα 6. Η διακίνηση των θρεπτικών συστατικών (άζωτο) με τη φυσική τροφή προς τους εκτρεφόμενους οργανισμούς, το ιζημα και το υδάτινο περιβάλλον σε μια μυδοκαλλιέργεια.

Οι ποσότητες της τροφής που δεν καταναλώνονται από τα ψάρια της ιχθυοτροφικής εγκατάστασης αποτελούν και αυτές απόβλητα για το θαλάσσιο περιβάλλον. Η απώλεια της τροφής εξαρτάται άμεσα από τον τρόπο χειρισμού της τροφής κατά το τάισμα, αλλά και από άλλους παράγοντες, όπως είναι η κατάσταση των εκτρεφόμενων οργανισμών, η επίδραση του νερού στην ποιότητα και σταθερότητα της τροφής, η σταθερότητα της τροφής ως σκεύασμα, η θερμοκρασία και η αλατότητα του νερού, η μεθοδολογία του ταισίματος, η ώρα του ταισίματος καθώς και ο χρόνος μεταξύ των γευμάτων. Το ημερήσιο ποσοστό της απώλειας έχει πιστοποιηθεί ότι κυμαίνεται μεταξύ 5 και 30% της μερίδας για όλους τους τύπους τροφών και των εκτρεφόμενων οργανισμών. Ειδικότερα, για την τσιπούρα και το λαυράκι, οι απώλειες τροφής εκτιμώνται μεταξύ 10 και 20%, ενώ το μέγιστο όριο απωλειών για σωστή οικονομική διαχείριση της μονάδος δεν πρέπει να ξεπερνά το 15% ημερησίως. Έχει σημασία να σημειωθεί ότι αν και οι απώλειες της τροφής καθιζάνουν στον πυθμένα της μονάδος, συνήθως δεν έχει

παρατηρηθεί από την πηγή αυτή αύξηση των ρυπαντών στο νερό της καλλιέργειας (Penczak. 1982, Gowen & Bradbury 1987). Οι γαρίδες και τα όστρακα έχουν διαφορετικό τρόπο διατροφής που είναι πολύ καθαρότερος, ως προς την επιβάρυνση του περιβάλλοντος με μηδενικές σχεδόν απώλειες (Warren-Hansen 1982).

Σήμερα, επειδή γνωρίζουμε τις ποσότητες των θρεπτικών συστατικών που περιέχονται στις τροφές (άζωτο, φώσφορος κ.λ.π.) και στις ποσότητες που κατακρατούνται στον εκτρεφόμενο οργανισμό (χημική ανάλυση σώματος), μπορούμε να υπολογίσουμε την παραγωγή αποβλήτων. Η διαφορά μεταξύ των πιο πάνω τιμών εκτιμάται ότι απορρίπτεται στο περιβάλλον, είτε μέσω των περιπτωμάτων, είτε μέσω των βραγχίων (Hakanson et al. 1988). Στους πιο κάτω πίνακες συνοψίζονται οι σχετικές ποσότητες ουσιών στην τροφή και στο ψάρι και οι αναλογικές ποσότητες παραγωγής σε BOD, άζωτο και φώσφορο ανά κιλό παραγόμενης πέστροφας (Hakanson et al. 1988),

Πίνακες 21. Σχετικές ποσότητες ουσιών στην τροφή και στο ψάρι

Συστατικά	Σχετικές ποσότητες ουσιών	
	Τροφή	Ψάρι
Πρωτεΐνες (gr/kg)	500	175
Λίπη (gr/kg)	200	180
Υδατάνθρακες (gr/kg)	120	0
Άζωτο(gr/kg)	80	28
Φώσφορος (gr/kg)	10	4,5
Ολική ενέργεια ($\chi 10^6$ /kg)	5,2	2,7
BOD (gr O ₂ /kg)	1680	800

Από: (Hakanson et al. 1988)

Πίνακας 22. Αναλογικές ποσότητες παραγωγής σε BOD₅, άζωτο και φώσφορο ανά κιλό παραγόμενης πέστροφας

Παραγωγή κατά αναλογία (ανά kg παραγόμενης πέστροφας και ανά ημέρα)								
	Ενέργειας		BOD ₅		Αζώτου		Φωσφόρου	
	Kcal/kg	Kcal/kg/ημέρα	gr/kg	gr/kg/ημέρα	gr/kg	gr/kg/ημέρα	gr/kg	Gr/kg/ημερα
Πρόσληψη με την τροφή	7829	54,8	2416	16,9	120	0,84	15	0,11
Σάρκα ψαριού	2746	19,2	848	5,9	29,6	0,20	4,5	0,03
Περιττώματα	1439	10,1	444	3,2	18	0,13	10,5	0,08
Απέκκριση	430	3	133	0,9	72,4	0,51	0	0
Αναπνοή	3214	22,5	991	6,9	0	0	0	0
Σύνολο	7829	54,8	2416	16,9	120	0,84	15	0,11
ΣΥΝΟΛΟ ΑΠΩΛΕΙΩΝ ΣΤΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ	869	13,1	577	4,1	90,4	0,64	10,5	0,08

Από: (Hakanson et al. 1988)

Αντίστοιχοι πίνακες για την τσιπούρα και το λαυράκι, είδη που ενδιαφέρουν την ελληνική πραγματικότητα, δεν υπάρχουν, γιατί τα μέχρι σήμερα πειράματα αφορούν νέες τροφές, και όχι τις εμπορικές που κυκλοφορούν. Βεβαίως, δεν υπεισέρχονται οι μελέτες αυτές στην παραγωγή ρυπαντών, όπως το άζωτο και φώσφορος, αλλά διερευνάται η απέκκριση γενικά πρωτεϊνών, λιπών και υδατανθράκων με σκοπό τη μελέτη της πεπτικότητας της τροφής και όχι την προκαλούμενη ρύπανση (Nengas et al. 1994). Ωστόσο, θα πρέπει να σημειώσουμε ότι το μοντέλο των Conides et al. (1993) που εκπονήθηκε για την πρόβλεψη ρύπανση εκτροφής τσιπούρας, επιτρέπει πολύ σημαντικές εκτιμήσεις και τα αποτελέσματα βρίσκονται πολύ κοντά σε αυτά που ανακοινώνονται από ερευνητές στο εξωτερικό. Είναι γνωστό ότι οι ποσότητες του νερού που χρησιμοποιούνται σε

Ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις της ξηράς είναι πολύ μεγάλες και θεωρούνται μεγαλύτερες από κάθε συνηθισμένη βιομηχανική εκμετάλλευση (Pillay 1992). Για το λόγο αυτό οι μεθοδολογίες βιολογικού καθαρισμού, (χημική επεξεργασία, μηχανική διήθηση ή ιοντοανταλλαγή), έχουν τεράστιο κόστος εγκατάστασης και λειτουργίας. Η μεθοδολογία επεξεργασίας αποβλήτων, σε όλων των ειδών τις δραστηριότητες μπορεί να είναι η ακόλουθη: καθίζηση, βιολογική διήθηση, επεξεργασία με χημικά ή βιολογικά (μικροοργανισμούς) μέσα, μηχανική διήθηση και ιοντοανταλλαγή (ρητίνες, στήλη) (Warren-Hansen 1982). Η διεθνής εμπειρία σε ανακυκλούμενα συστήματα με βιολογικό καθαρισμό απέδειξε ότι αυτός ο τρόπος καθαρισμού είναι και ο πλέον ήπιος και φιλικός προς το περιβάλλον (Liao & Mayo 1974, Muir 1982).

Τη μεγαλύτερη σημασία στα απόβλητα των υδατοκαλλιεργειών έχουν τα διαλυμένα στερεά. Επομένως, η διαδικασία επεξεργασίας με καθίζηση είναι η πλέον ενδεδειγμένη και φθηνή λύση για όλα τα είδη των χερσαίων εγκαταστάσεων (εκκολαπτήρια, γαριδοκαλλιέργεια κ.λπ.) (Willoughby et al. 1972, Warren-Hansen 1989). Στον πιο κάτω πίνακα, συνοψίζονται τα επίπεδα βασικών ρυπαντών (σε Γης/l), ενός ποταμού, μιας ιχθυοτροφικής μονάδας συνεχούς ανανέωσης νερού και των αστικών λυμάτων (Warrer & Hansen 1982).

Πίνακας 23. Επίπεδα βασικών ρυπαντών μιας μονάδας συνεχούς ανανέωσης νερού

Ρυπαντές	Επίπεδα ρυπαντών σε		
	Ποταμό	Ιχθυοτροφική μονάδα	Αστικά λύματα
BOD ₅	1-5	3-20	300
Ολικό άζωτο	1-2	0,5-4	75
Αμμωνία	0	0,2-0,5	60
Ολικός φώσφορος	0,02-0,1	0,05-0,15	20
Διαλυμένα στερεά	0	5-50	500

Από: Warrer & Hansen 1982)

Είναι εμφανές, ότι μια μονάδα συνεχούς παροχής, δεν αποδίδει σημαντικά φορτία ρυπαντών στο περιβάλλον σε σχέση με άλλες δραστηριότητες γιατί η διάσπασή τους είναι ταχύτερη. Εκείνο που απασχολεί βέβαια, είναι ότι οι ρυπαντές από χερσαίες εγκαταστάσεις, μπορούν με κατάλληλη επέμβαση να μειωθούν πριν την είσοδο τους στον αποδέκτη. Στις εγκαταστάσεις όμως των κλωβών, η δυσκολία επέμβασης δεν επιτρέπει την επεξεργασία των αποβλήτων τους. Έτσι, όπως

προαναφέρθηκε, στην περίπτωση των κλωβών, σημασία έχει ο σχεδιασμός, οι επικρατούντες υδροδυναμικοί παράγοντες της περιοχής που είναι υπεύθυνοι για τη διασπορά και την απομάκρυνση των αποβλήτων από την περιοχή, καθώς και οι παράγοντες εκείνοι που θα αναλάβουν το ρόλο της βιοδιάσπασης των οργανικών συστατικών της ιχθυοτροφικής εγκατάστασης.

Οι συγκεντρώσεις του BOD₅ από μια εγκατάσταση ξηράς, είναι φανερό ότι μπορεί εύκολα να μειωθούν με βιολογικά φίλτρα σε ικανοποιητικό βαθμό. Με μια μέση απομάκρυνση της τάξεως του 90% (Willoughby et al. 1972), με βάση τον πιο πάνω πίνακα, γίνεται φανερό ότι το BOD₅ στον αποδέκτη μπορεί να κυμαίνεται από 0.3 έως 2 mg/l, το οποίο είναι πολύ χαμηλότερο από τα όρια που έχουν θεσπιστεί για την ανεκτή αποδοχή τους (Liao 1970). Επειδή όμως ο όγκος του νερού είναι τεράστιος, η λύση αυτή δεν είναι και φθηνή, όσο είναι αποδοτική. Μελέτη της απλής καθίζησης απέδειξε ότι μπορεί να υπάρξει μείωση του BOD₅ κατά 90% μετά από 12 λεπτά ηρεμίας σε δεξαμενή καθίζησης (Willoughby et al. 1972). Το κόστος των εγκαταστάσεων καθίζησης είναι μικρό και γι' αυτό ο τρόπος αυτός είναι διεθνώς αποδεκτός (Pillay 1992).

Η βασική πηγή διαλυμένων στερεών από τις υδατοκαλλιέργειες είναι τα υπολείμματα της τροφής και τα περιττώματα των εκτρεφόμενων οργανισμών. Εάν το νερό της υδατοκαλλιέργειας περιέχει ποσότητες οργανικής ύλης, τότε η συνολική ποσότητα διαλυμένων στερεών αυξάνει απρόβλεπτα. Επίσης, εργασίες ρουτίνας όπως καθαρισμοί ή εργασίες συλλογής του προϊόντος προκαλούν επαναιώρηση των διαλυμένων στερεών που έχουν καθιζάνει στις λεκάνες εκτροφής. Με τον τρόπο αυτό, μπορεί οι βασικοί ρυπαντές να παρουσιάσουν τεράστιες μεταβολές μέσα στην ίδια μονάδα (Liao 1970, Boyd 1981, 1985) έως και 20 φορές από τα φυσιολογικά επίπεδα. Η καθίζηση των αιωρούμενων στερεών εξαρτάται από το μέγεθος τους. Στις περιπτώσεις των μονάδων υδατοκαλλιέργειας είναι αρκετά μικρό το μέγεθος τους και έτσι η καθίζηση είναι μακρόχρονη διαδικασία. Αυτός είναι και ο λόγος που αναζητούνται περιοχές εγκατάστασης μονάδων με αρκετό βάθος, ώστε ο όγκος του νερού όπου παρατηρείται η μέγιστη διάλυση των στερεών, να βρίσκεται πάντοτε μακριά από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς. Αντίστοιχα, στις εγκαταστάσεις της ξηράς είναι απαραίτητη η κατασκευή δεξαμενής καθίζησης του νερού της απορροής, πριν την απόρριψή τους στον αποδέκτη.

Συνοπτικοί υπολογισμοί έδειξαν ότι το εμβαδόν μιας τέτοιας δεξαμενής ή το συνολικό εμβαδό των εγκαταστάσεων καθίζησης για ιχθυοτροφείο υπολογίζεται, αν διαιρέσει κανείς το συνολικό αντλούμενο όγκο νερού (σε συστήματα συνεχούς ροής) ή τον όγκο που απορρέει (σε m³/h) με το συντελεστή 2.4 m³/m²/h. Το αποτέλεσμα της διαίρεσης αυτής δίνει το εμβαδόν της εγκατάστασης σε τετραγωνικά μέτρα (Warrer-Hansen 1982). Βέβαια ο τύπος αυτός δεν υπολογίζει το βάθος της δεξαμενής καθίζησης, δηλαδή το χρόνο παραμονής του νερού εκεί, αλλά είναι γνωστό ότι η ταχύτητα του νερού μέσα στη δεξαμενή καθίζησης δεν πρέπει να ξεπερνά τα 2-4 εκατοστά/sec και επομένως μπορεί να υπάρξει εκτίμηση του βάθους. Η χαμηλή ταχύτητα του νερού στη δεξαμενή, είναι ουσιώδης παράγοντας, ώστε να μην δημιουργούνται δίνες που προκαλούν επαναιώρηση των στερεών που έχουν καθιζάνει. Από σχετικές παρατηρήσεις στη Δανία, βρέθηκε ότι ο

χρόνος παραμονής του νερού στη δεξαμενή καθίζησης δεν χρειάζεται να ξεπερνά τα 20 λεπτά, για να υπάρχει σημαντική μείωση των ρυπαντών (Mortensen 1977), ενώ η καθίζηση μπορεί να απομακρύνει τα αιωρούμενα στερεά με όριο τα 10 mg/l (Henderson & Bromage 1988). Μικρότερες ποσότητες από αυτήν δεν βρέθηκε να επηρεάζονται από το χρόνο παραμονής του νερού στις δεξαμενές καθίζησης.

Όταν ο χώρος εγκατάστασης είναι περιορισμένος, μπορεί να χρησιμοποιηθεί μια τροποποιημένη κατασκευή στην οποία το νερό χύνεται περιφερειακά με σκοπό τη δημιουργία δίνης που συλλέγει τα διαλυμένα στερεά στο κέντρο της κατασκευής. Ωστόσο, τα μειονεκτήματα της κατασκευής αυτής είναι ότι πρέπει να ρυθμιστεί επακριβώς η εισροή νερού για τη δημιουργία της κατάλληλης δίνης και για τη μεγαλύτερη δυνατή απομάκρυνση των στερεών, γεγονός που δεν είναι και τόσο εύκολο (Lefferdta 7 Kryvi 1988).

Για μικρότερες παροχές νερού ή ανακυκλούμενα συστήματα, υπάρχουν συστήματα φίλτρων που μπορούν εύκολα και ιδιαιτέρως αποδοτικά να απομακρύνουν, όχι μόνο τα διαλυμένα στερεά, αλλά και τους υπόλοιπους ρυπαντές (Makinen et al. 1988) όπως είναι ο φώσφορος. Έτσι, το συγκρότημα της δεξαμενής καθίζησης μπορεί να συνδυάζεται και με κάποιο σύστημα απλού φίλτρου για την πλήρη συγκράτηση της παραγόμενης ιλύος.

Τα αιωρούμενα στερεά, στις περιπτώσεις ιχθυοκλωβών και σε συνδυασμό με την ανανέωση του νερού είτε καθιζάνουν κάτω από τους κλωβούς, είτε απομακρύνονται με την κίνηση του νερού. Παρ' όλο που δεν μπορεί κανείς να επέμβει ικανοποιητικά στις περιπτώσεις αυτές, πολλές προσπάθειες έγιναν για την εξεύρεση μεθόδων ταχείας απομάκρυνσης των στερεών από την άμεση γειτονική περιοχή των εκτρεφόμενων οργανισμών. Αυτές οι μέθοδοι περιελάμβαναν τοποθέτηση σωλήνων κάτω ή μέσα στους κλωβούς με σκοπό την άντληση του νερού (Enell et al. 1984, Tucholski et al. 1980ab). Τα συστήματα αυτά χρησιμοποιήθηκαν κυρίως στις ανατολικές ευρωπαϊκές χώρες και έδειξαν ότι μπορούσαν να απομακρύνουν το 45% των στερεών και μόνο το 15-20% του αζώτου και του φωσφόρου, ενώ υψηλότερα ποσοστά αναφέρθηκαν από τους Enell et al. (1984) και ήταν το 82% των αιωρούμενων στερεών. Σε άλλες περιπτώσεις χρησιμοποιήθηκαν υποβρύχιοι μικτές νερού που έμοιαζαν με οξυγονωτές και που αναμίγνυαν το νερό κάτω από τους κλωβούς με μεγάλη επιτυχία (Braaten et al. 1983). Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι ένα στρώμα λάσπης στερεών πάχους 40 εκατοστών μπορούσε να μειωθεί στα 10-15 εκατοστά με συχνή χρήση του μικτή για 3 μήνες. Ωστόσο, αυτές οι μέθοδοι θα πρέπει να χρησιμοποιούνται με πολύ προσοχή, ώστε να μην αναμιγνύεται το νερό των κλωβών, με νερό χαμηλής περιεκτικότητας σε οξυγόνο, γιατί τότε το πρόβλημα πολλαπλασιάζεται, αντί να επιλύεται. Επομένως, καταλήγει κανείς από συμπέρασμα ότι πρέπει η τοποθεσία της ιχθυοτροφικής εγκατάστασης να έχει αρκετά ρεύματα και η ανανέωση του νερού να είναι μεγάλη. Εάν αυτό δεν είναι εφικτό, τότε άλλες μέθοδοι, όπως η περιοδική μετακίνηση των μονάδων ή η αγκυροβόληση ενός σημείου (περιστροφή της μονάδος) είναι φθηνότερες λύσεις για να μην επιβαρύνεται ο πυθμένας με επιπρόσθετα θρεπτικά συστατικά που είναι πιθανό να δημιουργήσουν περιβαλλοντικά προβλήματα, αλλά και προβλήματα στη βιωσιμότητα της ιχθυοτροφικής εγκατάστασης.

3.3. Μελέτη και σχεδιασμός βιολογικού καθαρισμού μονάδων

Όπως έχει προαναφερθεί, στις χερσαίες εγκαταστάσεις υδατοκαλλιέργειας, αν και η ρύπανση στον αποδέκτη είναι πολύ μικρή γιατί η ίδια η μονάδα λειτουργεί ως συλλέκτης ρυπαντών, συνήθως τοποθετούνται βιολογικά φίλτρα στις απορροές. Τα νερά που απορρίπτονται μπορεί να προέρχονται από ποικίλλες πηγές, όπως είναι το εκκολαπτήριο μιας μονάδας, το συσκευαστήριο ή από τις δεξαμενές προπάχυνσης και πάχυνσης. Γίνεται λοιπόν αντιληπτή η ανάγκη να περιγραφούν οι βασικές αρχές βιολογικής φίλτρανσης και οι απαραίτητες εγκαταστάσεις ενός τέτοιου συστήματος καθαρισμού (Conides et al. 1993).

Ο βιολογικός καθαρισμός, όπως λέει και ο όρος, αφορά τη φυσική διεργασία δέσμευσης των ρυπαντικών ουσιών (κυρίως αζώτου και φωσφόρου) από μικροοργανισμούς που αναπτύσσονται σε ειδικές συσκευές που ονομάζονται βιολογικά φίλτρα. Η διαδικασία περιλαμβάνει διοχέτευση των υγρών αποβλήτων με συγκεκριμένη παροχή (ταχύτητα και ποσότητα) μέσα από τα βιολογικά φίλτρα και εκροή του καθαρού νερού από την άλλη πλευρά. Τα βιολογικά φίλτρα, ανεξαρτήτως τύπου και κατασκευής, έχουν αποτελεσματικότητα άνω του 95%, δηλαδή κατακρατούν κατά 95% τους ρυπαντές. Επιπλέον, η βιομάζα των μικροοργανισμών ανακυκλώνεται με αποτέλεσμα να μην υπάρχει η παραμικρή ανάγκη επέμβασης.

Ιδιαίτερη σημασία για το σχεδιασμό μιας τέτοιας διάταξης έχει η γνώση της προβλεπόμενης ποσότητας των ρυπαντών στα απόβλητα, καθώς και ο όγκος του νερού που πρέπει να φιλτραριστεί. Δευτερεύουσες πληροφορίες για το σχεδιασμό αφορούν την περιεκτικότητα των αποβλήτων σε διαλυμένα στερεά.

Ο βιολογικός καθαρισμός διακρίνεται σε τρεις βαθμίδες, την πρωτοβάθμια (μηχανικός διαχωρισμός στερεών, αμμοσυλλογή, ομογενοποίηση αποβλήτων, ρύθμιση pH, καθίζηση και επίπλευση), τη δευτεροβάθμια (βιολογικό σύστημα, καθίζηση, φωτοχημική απολύμανση) και την τριτοβάθμια επεξεργασία (αμμόφιλτρα, αζωτοδέσμευση, προσρόφηση σε ενεργό άνθρακα, ανάστροφη ώσμωση και ηλεκτροδιάλυση). Όλες αυτές οι βαθμίδες χρησιμοποιούνται, είτε με την πιο πάνω αναφερόμενη σειρά, είτε με ορισμένες παραλήψεις ανάλογα με τον τύπο των αποβλήτων και το ρυπαντή.

Ένα τέτοιο σύστημα αποτελείται από την πιο κάτω διάταξη:

- Στην αρχή το νερό της απορροής θα διέλθει μέσα από τη δεξαμενή καθίζησης. Εξαιτίας του τρόπου λειτουργίας ενός ιχθυοτροφείου δεν απαιτείται προηγουμένως εσχάρωση (διέλευση του νερού μέσα από σίτα), γιατί δεν μεταφέρονται με το νερό υλικά μεγάλων διαστάσεων (πέτρες, ξύλα κ.λπ.). Μια μονάδα παραγωγής τσιπούρας και λαυρακιού δυναμικότητας 100 τόννων όπου ο συνολικός όγκος του νερού είναι περί τα 12.000 m³ και οι ανανεώσεις του νερού ημερησίως περί τις 5 (500% ανανέωση ημερησίως), παράγεται ένας όγκος 60.000 m³ ημερησίως που πρέπει να διέλθει από τη δεξαμενή καθίζησης. Η δεξαμενή καθίζησης είναι χωμάτινη ή τσιμέντινη, ορθογώνια με αναλογία πλευρών 1:5 έως 1:7, ώστε να μη δημιουργούνται νεκρές ζώνες μέσα σ' αυτή, δηλαδή περιοχές όπου το νερό δεν ανανεώνεται. Με βάση τον Warrer-Hansen (1982), σημαίνει ότι η δεξαμενή καθίζησης, πρέπει να έχει διαστάσεις περί τα 1.100 m². Για να αποφευχθούν οι τυρβώδεις ροές (δίνες) στη δεξαμενή καθίζησης, το βάθος εκτιμάται ότι πρέπει να κυμαίνεται από 1.2 έως 1.7 m. Με βάση τον τύπο υπολογισμού του χρόνου

παραμονής, το νερό παραμένει σε μια τέτοια δεξαμενή περίπου 21.1 λεπτά και σύμφωνα με το Δανικό μοντέλο (Mprtensen 1977, Pillay 1992) είναι άριστες οι συνθήκες. Η έξοδος από τη δεξαμενή πρέπει να είναι σχεδιασμένη, έτσι ώστε να μη δημιουργούνται τυρβώδεις ροές στο άλλο άκρο της δεξαμενής. Μια φθηνή λύση είναι ένα απλό άνοιγμα στο πάνω άκρο της δεξαμενής για να μπορεί να απορρέει η ίδια ποσότητα με εκείνη της εισόδου (περίπου 2.500 m^3) χωρίς υπερχειλισμό. Ο αγωγός που θα παραλάβει το νερό μπορεί να είναι τετράγωνης διατομής ανοικτός από πάνω. Για να παραλάβει το νερό με ρυθμό $2.500 \text{ m}^3/\text{h} = 0.7 \text{ m}^3/\text{sec}$ θα πρέπει να έχει διαστάσεις περίπου $0.5 \times 0.5 \text{ m}$ για πλήρωση έως 80% κατ' υψος. Η ταχύτητα του νερού εκτιμάται σε 0.5 έως 0.8 m/sec. Το νερό αυτό αφού έχει υποστεί καθίζηση έχει χάσει σημαντικό ποσοστό από τους ρυπαντές που περιέχει και κυρίως θρεπτικά συστατικά. Η περιεκτικότητα των αποβλήτων σε διαλυμένα στερεά πριν την καθίζηση υπολογίζεται σε 36 κιλά ημερησίως με συνθήκες σωστής τεχνικής ταΐσματος και με βιομηχανοποιημένες τροφές (Conides et al. 1993). Επομένως, η φόρτιση (loading rate) της δεξαμενής καθίζησης είναι $0,032 \text{ kg/m}^2/\text{ημέρα}$. Οι αποδόσεις μιας μονάδας 100 τόννων ψαριών σε άζωτο, φώσφορο και BOD^5 είναι περίπου 0.6 mg/l, 0.42mg/l και 6.4 mg/l ημερησίως, αντίστοιχα (Conides et al. 1993). Εκτιμήσεις αναφέρουν ότι το ποσοστό μείωσης των ρυπαντών αυτών κυμαίνεται περίπου στο 40% για το άζωτο και το φώσφορο, 90% για τα διαλυμένα στερεά και 85% για το BOD_5 , όταν ο χρόνος παραμονής στη δεξαμενή είναι περί τα 12 λεπτά (Willoughby et al. 1972). Έτσι, το νερό που απορρέει από τη δεξαμενή καθίζησης θα περιέχει περίπου 0.24 mg/l άζωτο, 0.17 mg/l φώσφορο, 0.3 mg/l διαλυμένα στερεά και 1.3 mg/l BOD^5 . με αυτή την πρακτική φαίνεται ότι όλοι οι ρυπαντές είναι πολύ κάτω των μέγιστων ορίων, αλλά με σκοπό τον πλήρη καθαρισμό του νερού απορροής, είναι δυνατό να υπάρχουν και άλλες βαθμίδες επεξεργασίας. Η διαδικασία της καθίζησης μπορεί να υποβοηθηθεί με τη χρήση κροκιδωτών ουσιών (θειικό αργίλιο, θειικός σίδηρος, τριχλωριούχος σίδηρος κ.λπ.) που ενισχύουν τη συσσωμάτωση των διαλυμένων στερεών και του οργανικού φορτίου, αλλά στην περίπτωση της υδατοκαλλιέργειας δεν θεωρείται ότι είναι απαραίτητο,

- Στην επόμενη φάση το νερό οδηγείται στο βιολογικό φίλτρο για τη δευτεροβάθμια επεξεργασία. Για την πλήρη λειτουργία του βιολογικού φίλτρου (επιβίωση και σωστή ανάπτυξη μικροοργανισμών) το νερό πρέπει να έχει ενεργό οξύτητα (pH) από 6.5 έως 8.5. Σε διαφορετική περίπτωση θα πρέπει το νερό να διοχετευθεί πρώτα σε δεύτερη δεξαμενή ανάδευσης, μικρού μεγέθους (περί τα 50 m^3), όπου με χρήση οξέων ή αλκάλων, ρυθμίζεται η ενεργός οξύτητα του νερού και κατόπιν οδηγείται στο βιολογικό φίλτρο. Το βιολογικό φίλτρο είναι μια διάταξη, είτε ανοικτή, είτε τελείως κλειστή και υπάρχει σε διάφορους τύπους ανάλογα με το επιθυμητό κόστος και το χώρο που διατίθεται. Κατά βάση, δεν καταλαμβάνει χώρο μεγαλύτερο από τη δεξαμενή καθίζησης και το νερό της απορροής διέρχεται χωρίς παραμονή. Το σύστημα βασίζεται στην παρουσία μιας μεγάλης επιφάνειας (χαλίκι, άμμος, κοράλι, πλαστικά σφαιρίδια κ.λπ.) που με τη χορήγηση των αποβλήτων καλύπτεται από ένα στρώμα βιομάζας μικροοργανισμών (γλίτσα). Εάν το βιολογικό φίλτρο είναι δεξαμενή την οποία γεμίζουμε με υπόστρωμα και το νερό διέρχεται από πάνω προς τα κάτω, τότε πρέπει να χορηγούμε και οξυγόνο για την αερόβια διάσπαση των οργανικών ουσιών και την αναπνοή των μικροοργανισμών. Σε άλλες περιπτώσεις πιο σύγχρονες, το βιολογικό

φίλτρο αποτελείται από ένα κινούμενο μέρος, το οποίο παίζει το ρόλο του υποστρώματος ανάπτυξης των μικροοργανισμών και το οποίο περιστρέφεται πολύ αργά (1-3 περιστροφές ανά λεπτό) έτσι ώστε κάθε στιγμή να είναι εμβαπτισμένο στα απόβλητα ένα μέρος αυτού (έως 60%), ενώ κάποιο μέρος του υποστρώματος να μη δέχεται απόβλητα (φιλτρόπυργοι, βιοδίσκοι). Με τον τρόπο αυτό παρέχεται οξυγόνο στη βιομάζα, όταν αυτή βρίσκεται στο νερό και δεν χρειάζεται να προστεθεί άλλο οξυγόνο στο σύστημα. Συχνά, οι εταιρείες κατασκευής φίλτρων μπορούν να κατασκευάσουν δεξαμενές καθίζησης με ενσωματωμένο βιολογικό φίλτρο, αφού το νερό σε αυτές δεν αναταράσσεται. Σε όλες τις περιπτώσεις, οι ρυπαντές μπορούν να απομακρυνθούν σε ποσοστό έως και 95%.

Μετά από το βιολογικό φίλτρο, το νερό πλέον μπορεί να απορριφθεί στον αποδέκτη. Εάν και πάλι είναι επιθυμητή η περαιτέρω επεξεργασία του αποβλήτου (με βάση τις οδηγίες ΥΠΕΧΩΔΕ και Νομαρχίας περιοχής), η τριτοβάθμια επεξεργασία μπορεί να είναι μια ακόμη δεξαμενή περί τα 100 m² και βάθος 1-1.2 m², όπου το νερό δέχεται μεγάλες ποσότητες πεπτιεμένου αέρα. Έτσι ολοκληρώνεται η απομάκρυνση των ρυπαντών με τη βοήθεια αερόβιων μικροοργανισμών με αποτελεσματικότητα 80-90%.

Τεράστια σημασία, η οποία δεν λαμβάνεται δυστυχώς υπ' όψη σοβαρά, είναι η κατεργασία και η διάθεση της λάσπης που δημιουργείται σε τέτοιες διατάξεις. Η λάσπη που καθιζάνει στη δεξαμενή καθίζησης περιέχει σημαντικό οργανικό φορτίο που εύκολα αποσυντίθεται και δημιουργεί οσμές, όταν δεν υποστεί σωστή κατεργασία. Στις περιπτώσεις των υδατοκαλλιεργειών είναι σωστό να ξηραίνεται η δεξαμενή καθίζησης παράλληλα με τη ξήρανση των δεξαμενών εκτροφής, έτσι ώστε η λάσπη να αφυδατώνεται σε σημαντικό βαθμό (πάχυνση ιλύος). Παράλληλα, με τη ξήρανση, σταματά κάθε βιολογική δραστηριότητα, λόγω των εκεί συνθηκών (απουσία νερού, υψηλή θερμοκρασία κ.λπ.) και μπορεί κανείς να συλλέξει τη λάσπη εύκολα. Η λάσπη αυτή μπορεί να χρησιμοποιηθεί για λίπασμα σε γεωργικές εκμεταλλεύσεις.

ΜΕΡΟΣ Β

Κεφάλαιο IV

ΟΔΗΓΟΣ ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑΣ ΓΙΑ ΤΗΝ ΙΧΘΥΟΤΡΟΦΙΚΗ ΔΥΝΑΤΟΤΗΤΑ - ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ ΜΙΑΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ ΚΑΙ ΓΙΑ ΤΟΝ ΕΛΕΓΧΟ ΤΩΝ ΕΠΙΠΤΩΣΕΩΝ ΠΡΟΣ ΤΟ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ

1. ΣΥΓΧΡΟΝΗ ΠΡΑΓΜΑΤΙΚΟΤΗΤΑ

Η αμφίδρομη σχέση ανάμεσα στο περιβάλλον και στις υδατοκαλλιέργειες με τις ανάλογες μεταξύ τους επιπτώσεις τα τελευταία χρόνια προκαλούν συνεχώς την προσοχή, γιατί όσο η ανάπτυξη των υδατοκαλλιεργειών επεκτείνεται, τόσο ο ανταγωνισμός με τους άλλους χρήστες του υδάτινου περιβάλλοντος γίνεται σκληρότερος. Εξάλλου, και οι μηχανισμοί "ανάδρασης" που διαθέτει το περιβάλλον είναι δυνατό να ανασταλούν κι έτσι να απειλήσουν ακόμη και τη βιωσιμότητα της εκμετάλλευσης, πέρα από τη δημιουργία καταστάσεων υποβάθμισης στην ποιότητα του νερού και στη μεταβολή των τροφικών συνθηκών της περιοχής.

Σε διεθνές επίπεδο υπάρχει σήμερα αρκετή εμπειρία και πληροφόρηση για τις επιπτώσεις στο περιβάλλον από αναπτυξιακές μονάδες και κάθε είδους δραστηριότητες που είναι εγκατεστημένες στη στεριά ή μέσα στον υδάτινο πόρο, ώστε με τον καλύτερο δυνατό σχεδιασμό να επιτυγχάνεται:

- η ήπια εκμετάλλευση του περιβάλλοντος,
- η μεγαλύτερη δυνατή απόδοση σε προϊόντα και
- η προστασία του περιβάλλοντος.

Επομένως, είναι σημαντικό να αναπτύξουμε τα δικά μας κριτήρια για κάθε περιοχή, γιατί κάθε περιοχή έχει τη δική της ταυτότητα συνθηκών και ιδιομορφιών, ώστε με τα διαθέσιμα επιστημονικά δεδομένα και τις ισχύουσες μεθόδους να εξασφαλίζεται η ορθολογική διαχείριση των νερών. Αυτή η συνθήκη είναι η ζητούμενη και απορρέει από το ότι στις παράκτιες περιοχές:

- τα προβλήματα ανταγωνισμού με τους άλλους χρήστες της περιοχής (αναψυχή, αλιεία, τουρισμός), είναι μεγάλα,
- το καθεστώς ανανέωσης του νερού και η δυναμική των ιζημάτων του πυθμένα, αποτελούν παράγοντες μεγάλης σπουδαιότητας για την οικολογική κατάσταση της περιοχής,
- η βιολογική παραγωγή είναι γενικά πλούσια και επομένως θα πρέπει να τύχει της ιδιαίτερης προσοχής για τη διαφύλαξη των παράκτιων φυσικών πόρων και λειτουργιών (Wallin et al. 1990, Pilesjo et al. 1991).

Παράλληλα, επειδή η παράκτια ζώνη είναι ένας ευαίσθητος και σημαντικός φυσικός πόρος θα πρέπει να προστατευθεί. Επομένως, η φέρουσα και αφομοίωσιμη χωρητικότητα της περιοχής και η απόκτηση της γνώσης γύρω από τις επικρατούσες συνθήκες της περιοχής, αποτελεί μέλημα πρώτης

προτεραιότητας.

Οι δραστηριότητες που προέρχονται από τις εντατικές ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις στη ξηρά, αλλά και εκείνες από τους πλωτούς ιχθυοκλωβούς, εμπεριέχουν κάποιο βαθμό οικολογικής απειλής και άλλων μεταβολών, τουλάχιστον για τη γειτονική περιοχή όπου λειτουργούν. Για την αντιμετώπιση της κατάστασης και των τυχόν προβλημάτων που πιθανά να προκύψουν από την ιχθυοτροφική αξιοποίηση μιας περιοχής έχουν γίνει προσπάθειες πρόγνωσης των επιπτώσεων στο περιβάλλον ή και περιορισμός των "αποβλήτων" προς το υδάτινο οικοσύστημα. Αν και πολλά χρήσιμα συμπεράσματα μπορούν να αποκτηθούν από τη διεθνή πρακτική των υδατοκαλλιεργειών, όμως αυτά πολλές φορές δεν είναι κατάλληλα να προσαρμοστούν στο είδος της καλλιέργειας που μας ενδιαφέρει να αναπτύξουμε σε μια περιοχή, ή ίσως η περιοχή δεν είναι η κατάλληλη για την ανάπτυξη που σχεδιάζεται. Συνήθως, οι ζημιογόνες επιπτώσεις στο περιβάλλον προέρχονται από απρογραμμάτιστο και μη ορθολογικό σχεδιασμό της διαχείρισης των υδάτινων πόρων της περιοχής. Αυτή μάλιστα ή συνθήκη για τη χώρα μας αποκτά ιδιαίτερη σημασία, επειδή η βιοπαραγωγική περίοδος είναι παρατεταμένη, οι υδάτινοι πόροι βρίσκονται σε υψηλά επίπεδα από ποιοτικής άποψης, ενώ παράλληλα οι πολλαπλές χρήσεις κάθε υδάτινου πόρου, χωρίς ιεράρχηση των δραστηριοτήτων, αποτελούν πάντοτε πιθανή απειλή.

Η προτεινόμενη μεθοδολογία για τη διερεύνηση των πιο πάνω σχέσεων αποτελεί μεταξύ των άλλων την αναγκαία συνθήκη για:

- γνώση των αναγκαίων παραμέτρων που επικρατούν στην περιοχή.
- προσαρμογή της αξιοποίησης στις επικρατούσες συνθήκες του περιβάλλοντος,
- εκτίμηση της φόρτισης σε θρεπτικά που δέχεται σήμερα η περιοχή και θα δεχθεί στο μέλλον από την αξιοποίηση, συσχέτιση και ερμηνεία των οικολογικών δεδομένων με τις συνθήκες αξιοποίησης της περιοχής.

Με αυτό τον τρόπο επιχειρείται η ελαχιστοποίηση των πιθανών ζημιογόνων επιπτώσεων που ενδεχομένως επακολουθήσουν την αξιοποίηση. Οπωσδήποτε όμως, οι γενικότητες δεν βοηθούν στη διαφύλαξη του υδάτινου περιβάλλοντος και αυτό γιατί υπάρχει μια ποικιλία διαφοροποιήσεων στις υδατοκαλλιέργειες (μέθοδοι, είδος ψαριού, πυκνότητα ιχθυοπληθυσμού, ποιότητα και τρόπος χορήγησης τροφής κ.ά), στο υδάτινο περιβάλλον (τοπογραφία του πυθμένα, το βάθος της περιοχής, η επικοινωνία της ή όχι με την ανοικτή θάλασσα ή λίμνη, με τα ρεύματα γύρω και μέσα στις εγκαταστάσεις της εκτροφής) και σε άλλους παράγοντες που προσδιορίζουν κάθε φορά την ταυτότητα της μοναδικότητας της συγκεκριμένης περιοχής.

Πριν από την εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων σε μια περιοχή που δέχεται τις επιδράσεις από παραγωγικές και άλλες δραστηριότητες, είναι σημαντικό να γνωρίζει κανείς το πόσο ευαίσθητη είναι η περιοχή αυτή στους διαφορετικούς τύπους ρύπανσης και στις κάθε είδους οχλήσεις. Αυτή μάλιστα η ευαισθησία μπορεί να εκφράζεται για παράδειγμα ως μια λειτουργία των πιο κάτω παραγόντων, όπως είναι:

- η ανάμιξη του νερού, δηλαδή, πόσες φορές αναμιγνύεται το επιφανειακό με το νερό του πυθμένα,
- οι συνθήκες της δυναμικής του πυθμένα. Δηλαδή, πια είναι η κατανομή των

διαφορετικών τύπων ιζήματος του πυθμένα,

- η μορφομετρία της παράκτιας περιοχής. Εδώ, περιλαμβάνονται ο όγκος της υδάτινης περιοχής, το μέσο βάθος και τα τοπογραφικά ανοίγματα προς την ανοιχτή περιοχή.

2. ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΕΛΕΓΧΟΥ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ

2.1 Γενικά

Η μορφοποίηση των παραμέτρων που θα πρέπει να αποκτηθούν από μια περιοχή που επιλέγεται για αξιοποίηση, η συχνότητα και οι θέσεις των δειγματοληψιών, και άλλα, εξαρτώνται κάθε φορά από:

- το σκοπό της προτεινόμενης δραστηριότητας (π.χ. έλεγχος του περιβάλλοντος πριν από την αξιοποίηση ή ανίχνευση και ερμηνεία των μεταβολών του περιβάλλοντος σε σύγκριση με τις υπάρχουσες δραστηριότητες, ή άλλη αιτία),
- τον τύπο της προτεινόμενης δραστηριότητας (π.χ. μορφή της υδατοκαλλιέργειας, το καλλιεργούμενο είδος, ή ανάπτυξη τουριστικών εγκαταστάσεων ή άλλων δραστηριοτήτων),
- τις πληροφορίες που έχουν σχέση με τη λειτουργία της προτεινόμενης δραστηριότητας (π.χ. επίπεδο και τάσεις παραγωγής, μέθοδοι διατροφής ή άλλες δραστηριότητες κατά είδος).

Οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις από μια μονάδα θαλάσσιων υδατοκαλλιεργειών ελέγχονται συνήθως από τις πιο κάτω παραμέτρους (ICE3 1989):

Πίνακας 24. Παράμετροι ελέγχου περιβαλλοντικών επιπτώσεων θαλάσσιων υδατοκαλλιεργειών

Παράμετροι ελέγχου επιπτώσεων ως προς	
Την ποιότητα του νερού	Τις συνθήκες του ιζήματος
-διαλυμένο οξυγόνο	-έκταση των αποθέσεων των αποβλήτων
-θερμοκρασία	-δομή και υφή ιζήματος
-αλατότητα	-δυναμικό οξειδοαναγωγής
-βιομάζα φυτοπλαγκτού (χλωροφύλλη-α) ή και σύνθεση και αφθονία	-βενθική μακροπανίδα
-ενόργανα και οργανικά θρεπτικά άλατα	-ολικός οργανικός άνθρακας
-διαφάνεια δίσκου secchi	-περιεχόμενο σε ολικό άζωτο και φώσφορο
-κολοβακτήρια	-υδρόθειο
-υδρόθειο	-ποσοστιαία αναλογία σε νερό
-αιωρούμενα στερεά	-μέγεθος κόκκων
-BOD	

Από: (ICE3 1989)

Κάθε σχεδιασμός εξάλλου, για την ορθολογική διαχείριση των υδάτινων πόρων μιας περιοχής περιλαμβάνει ορισμένες θεμελιώδεις συνιστώσες, όπως είναι μεταξύ των άλλων για παράδειγμα, η ευαισθησία της περιοχής στο να δεχθεί την λειτουργία και εγκατάσταση της δραστηριότητας, το συμβατό της περιοχής με το χρόνο, την οικομετρική ανάλυση, τις αλληπάλληλες επιπτώσεις, τις δοσολογίες και τα διαγράμματα φόρτισης, κ.ά.

Η ευαισθησία μιας παράκτιας περιοχής σε φόρτιση θρεπτικών συστατικών εξαρτάται από τα δεδομένα ορισμένων παραμέτρων, όπως είναι μεταξύ άλλων, η μορφομετρία της υπόψη περιοχής (έκταση, όγκος, μέσο βάθος), ο ρυθμός ανανέωσης των νερών (χρόνος ανάμιξης επιφανειακών και βαθιών νερών) και οι συνθήκες δυναμικής του πυθμένα (αναλογία συσσώρευσης υλικών, διαβρωμένα ή μετακινούμενα ιζήματα πυθμένα) (Håkanson et al. 1988). Αυτοί οι παράγοντες επηρεάζουν τη διασπορά, την ιζηματοποίηση και την επανακυκλοφορία των θρεπτικών συστατικών στην παράκτια περιοχή.

Συνολικά με το σχεδιασμό, αποβλέπεται να αναπτυχθούν νέα επιστημονικά κριτήρια, μέθοδοι και μαθηματικές εκφράσεις (συναρτήσεις, μοντέλα) με τα οποία θα επιτυγχάνεται η ορθολογική διαχείριση.

Επομένως, η ορθολογική διαχείριση του υδάτινου περιβάλλοντος μιας περιοχής θα πρέπει να περιλαμβάνει την απόκτηση γνώσης για:

- Τις επιπτώσεις στο περιβάλλον. Οι επιπτώσεις στο περιβάλλον προσδιορίζονται συνήθως με άμεσες μετρήσεις που πραγματοποιούνται κυρίως κατά τη διάρκεια της βιοπαραγωγικής περιόδου. Οι παράμετροι αυτοί συλλέγονται και προσδιορίζονται εύκολα και αντιπροσωπεύουν το σχετικό βαθμό ευτροφισμού μιας περιοχής. Οι πλέον σπουδαίες παράμετροι είναι η διαφάνεια του δίσκου του Secchi, το περιεχόμενο της χλωροφύλλης-α των επιφανειακών νερών, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου στα βαθιά νερά και η ολική ιζηματοποίηση η οποία μετρείται με τις ειδικές παγίδες ιζήματος (sediment traps). Επειδή ουσιαστικά το σημείο αναφοράς είναι το οικοσύστημα, σημαντικό ενδιαφέρον παρουσιάζει η απόκτηση δεδομένων για τις μέσες τιμές των υπόψη παραμέτρων για τη συγκεκριμένη παράκτια περιοχή και για μεγάλα χρονικά διαστήματα, ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια της βιοπαραγωγικής περιόδου.

- Την οικομετρική ανάλυση. Η οικομετρική ανάλυση αφορά μετρήσεις και ερμηνεία των οικολογικών δεδομένων και επιτυγχάνεται όχι μόνο με στατιστικές μεθόδους, αλλά και με τις πληροφορίες που συλλέγονται από την επεξεργασία και ανάλυση των δειγμάτων. Ειδικότερα, η οικομετρία μπορεί να θεωρηθεί ως μια προσέγγιση στο να αποκτηθούν για παράδειγμα, τα διαγράμματα της φόρτισης των θρεπτικών αλάτων. (Vollenweider, 1968)

- Τη Φόρτιση των θρεπτικών. Τα θρεπτικά συστατικά και η δοσολογία τους (φόρτιση) που προέρχονται από τις διάφορες δραστηριότητες στην ευρύτερη περιοχή μπορούν να υπολογιστούν με σχετική ακρίβεια. Για παράδειγμα, τα θρεπτικά συστατικά που προέρχονται από μια υδατοκαλλιέργεια μπορούν να υπολογιστούν, από την παραγωγή των ψαριών και τη σύσταση σε θρεπτικά συστατικά της τροφής τους (Wallin et al. 1990). Επομένως, το συνολικό φορτίο των θρεπτικών εκτιμάται από το μέγεθος των παραγωγικών διαδικασιών, το πληθυσμιακό δυναμικό της περιοχής, το είδος των καλλιεργειών και την

ποσοτική χρήση και ποιοτική σύνθεση των αγροχημικών, το είδος και τη σύσταση των εδαφών και άλλα χαρακτηριστικά που αφορούν τις σημειακές και διάχυτες πηγές προσφοράς θρεπτικών συστατικών στην περιοχή. Είναι δυνατό να υπολογιστεί επίσης και η ατμοσφαιρική συνεισφορά του αζώτου προς τον υδάτινο αποδέκτη αλλά και τα φύκη, που δεσμεύουν απ'ευθείας άζωτο από την ατμόσφαιρα. Αυτές οι δραστηριότητες συνεισφέρουν θρεπτικά συστατικά με άμεσο ή έμμεσο τρόπο. Κατά την άμεση προσφορά περιγράφεται ο πραγματικός εφοδιασμός σε θρεπτικά συστατικά στην υπόψη παράκτια περιοχή, ενώ η έμμεση προσφορά περιγράφει τη συγκέντρωση των θρεπτικών στα επιφανειακά νερά. Τα δεδομένα αυτά με εκείνα της μορφομετρίας, του χρόνου ανανέωσης των νερών και των συνθηκών δυναμικής του πυθμένα, συσχετίζονται και περιγράφουν την επικρατούσα κατάσταση με τη βοήθεια μαθηματικών εκφράσεων με τις οποίες μπορούν να προσδιοριστούν οι τυχόν επιπτώσεις στο περιβάλλον, αλλά και να προβλεφθούν τυχόν δυσμενείς συνθήκες για το υδάτινο περιβάλλον.

2.2 Παράμετροι ελέγχου και σχεδιασμού

Κάθε υδάτινο σύστημα μπορεί να ελέγχεται από μια σειρά μορφογεωφυσικοχημικών παραγόντων και από ένα αριθμό βιολογικών παραμέτρων οι οποίες λιγότερο ή περισσότερο συνδέονται και αλληλοσυσχετίζονται. Για παράδειγμα, η βιοπαραγωγή εκφράζεται κατά πολλούς διαφορετικούς τρόπους και με τη βοήθεια διαφορετικών παραμέτρων, όπως είναι η χλωροφύλλη-α, ο όγκος των φυτοπλαγκτικών κυττάρων, καθώς και οι βιοτικοί δείκτες φυτοπλαγκτού και βένθους. Αυτό σημαίνει, ότι από μόνες τους οι μαθηματικές εκφράσεις (μοντέλα) και αναλύσεις είναι δύσκολο, αν όχι αδύνατο, να προσδιορίσουν την ανεξαρτησία των παραμέτρων ποιότητας νερού, αλλά και τις αλληλοσυσχετίσεις μεταξύ βιοτικού και αβιοτικού περιβάλλοντος (Hakanson & Wallin 1991).

Οι πλέον γνωστές παράμετροι (το σύμβολο σε παρένθεση) οι οποίες αποτελούν γνώμονα για το σχεδιασμό και την ορθολογική διαχείριση κάθε υδάτινου περιβάλλοντος και με τις οποίες εξασφαλίζεται η προστασία του περιβάλλοντος και προστατεύεται η βιωσιμότητα της εκμετάλλευσης, παραθέτονται στον πιο κάτω πίνακα.

Πίνακας 25. Παράμετροι σχεδιασμού και διαχείρισης υδάτινου περιβάλλοντος

ΠΑΡΑΜΕΤΡΟΙ ΣΧΕΔΙΑΣΜΟΥ ΚΑΙ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ		
Ευαισθησίας	Φόρτισης	Επίδρασης
<u>Παράμετροι μορφομετρικών μεγεθών</u>	<u>Συγκεντρώσεις στην υδάτινη επιφάνεια</u>	
-Μέγιστο βάθος (D_{max})	-Ολικού αζώτου (TN)	- Δίσκος Secchi (Secc)
Μήκος ακτής (l)	-Ανόργανου αζώτου (IN)	-χλωροφύλλη-α επιφάνειας (Chl-a)
-Αναλογία νήσων (Ins)	-Ολικού φωσφόρου (TP)	-Συγκέντρωση οξυγόνου στα βαθιά νερά (O_2B)
-Μήκος ακτογραμμής (L)	-Ανόργανου ολ. Φωσφόρου (IP)	-Κορεσμός οξυγόνου στα βαθιά νερά (O_2Sat)
-Συνολική έκταση (A)		-Ιζηματοποίηση

<p>-Υδάτινη έκταση (α) Τμήμα περιοχής (A_t) -Περιοχή πυθμένα (A_b) -Όγκος νερού (V)</p> <p><u>Παράμετροι μορφομετρικών τύπων</u></p> <p>-Μέσο βάθος ($D_m=V/A$) -Σχετικό βάθος ($D_r=D_{max} V_n/20 \times V_a$) -Μέσο πλάτος ακτής ($W=A/L$) -Μέση κλίση ($x_m$) -Ανωμαλίες ακτής ($F$) -Παράγοντας τύπου ($V_d=3D_m/D_{max}$)</p> <p><u>Ειδικές παράμετροι</u></p> <p>-Έκθεση ($E=100xAt/Ab$) -Απλή έκθεση (E_a) -Παράγοντας φίλτρανσης (F_f) -Εμβαδόν πυθμένα πάνω από τα 5 μέτρα βάθος (Ad_5) -Εμβαδόν πυθμένα πάνω από τα 10 μέτρα βάθος (Ad_{10})</p> <p><u>Παράμετροι μορφομετρικών και υδρολογικών λειτουργιών</u></p> <p>-Χρόνος ανανέωσης επιφανειακών νερών (T_y) -Αναλογία πυθμένα με συσσωρευμένο υλικό (BA) -Αναλογία πυθμένα με διαβρωμένα και μετακινούμενα ιζημάτα (BET)</p>	<p><u>Φόρτιση από γνωστές πηγές</u></p> <p>- Αζώτου (N_{tot}) - Φωσφόρου (P_{tot})</p> <p><u>Συνολική φόρτιση της περιοχής από την υδατοκαλλιέργεια</u></p> <p>- Άζωτο ($ANod$) - Φώσφορος ($APod$)</p>	<p>παγίδες ιζήματος σε 3 μέτρα βάθος ($SedY$) -Ιζηματοποίηση στις παγίδες ιζήματος σε 1 μέτρο πάνω από τον πυθμένα ($SedB$)</p>
--	---	--

Από: (Hakanson & Wallin 1991)

Όπως, η υδατοκαλλιέργεια μπορεί κυρίως από την απουσία σχεδιασμού και ορθολογικής διαχείρισης, να δημιουργήσει προβλήματα στο περιβάλλον, έτσι και η προσεκτική επιλογή της θέσης για ιχθυοτροφική δραστηριότητα μπορεί να ελαχιστοποιήσει τις επιπτώσεις στο οικοσύστημα, αλλά και να εκμηδενίσει τις αρνητικές αυτοτροφοδοτούμενες συνέπειες για τη βιωσιμότητα της δραστηριότητας. Έτσι, η ορθολογική διαχείριση απαιτεί:

- Προδιαγραφές για τη θέση της δραστηριότητας,
- Ελαχιστοποίηση των επιβαρυνμένων με θρεπτικά και άλλα συστατικά απορροών,
- Έλεγχος καταλληλότητας της παράκτιας περιοχής να δεχθεί τη δραστηριότητα (IOES 1988).

Όσον αφορά για τις προδιαγραφές για τη θέση επιλογής της εγκατάστασης θα πρέπει να ληφθούν υπόψη οι φυσικές συνθήκες που επικρατούν στην περιοχή. Αυτές οι συνθήκες είναι μεταξύ των άλλων, οι επικρατούντες άνεμοι με τα χαρακτηριστικά τους, οι υδρογραφικές συνθήκες, το βάθος της υδάτινης στήλης και ο τύπος του υποστρώματος. Για τις δραστηριότητες της ξηράς θα πρέπει εκτός των άλλων να συνεκτιμηθούν παράγοντες όπως είναι: η παροχή και η ποιότητα του διαθέσιμου νερού, η τοπογραφία της θέσης και οι υψομετρικές διαφορές, η διαθέσιμη περιοχή για χρήση, η διαπερατότητα του εδάφους, τα χαρακτηριστικά και οι δραστηριότητες της λεκάνης απορροής.

Ως προς τους παράγοντες ανανέωσης του νερού οι ιχθυοτροφικές δραστηριότητες απαιτούν πολύ καλή ανανέωση του νερού ώστε να απομακρύνονται οι μεταβολίτες των ψαριών μαζί με τις απώλειες της τροφής και να αποκαθίστανται τα επίπεδα του διαλυμένου οξυγόνου που είχαν καταναλωθεί, κυρίως από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς. Μικρή ανανέωση του νερού σημαίνει συσσώρευση των αποβλήτων, αρκετή κατανάλωση του οξυγόνου από αυτά και μικρή διαθεσιμότητα του οξυγόνου στους εκτρεφόμενους οργανισμούς. Έτσι σε αυτές τις περιοχές οι επιπτώσεις της υδατοκαλλιέργειας προς το περιβάλλον ίσως είναι σημαντικές. Εξάλλου, βαθιές παράκτιες περιοχές μπορεί να συσσωρεύουν απόβλητα από την εκεί ιχθυοτροφική δραστηριότητα, να αυξάνονται τα επίπεδα των θρεπτικών αλάτων και να ελαττώνεται δραματικά το διαλυμένο οξυγόνο. Σε τέτοιες περιοχές, ξαφνική ανάβλυση θρεπτικών μπορεί να αυξήσει την ανάπτυξη του φυτοπλαγκτού με δυσάρεστες επιπτώσεις στα εκτρεφόμενα είδη και το περιβάλλον.

Τα ρεύματα σε μια θαλάσσια περιοχή αποτελούν σπουδαίο παράγοντα για τις καλλιέργειες μυδιών και στρειδιών. Η ταχύτητα των ρευμάτων προσδιορίζει τον εφοδιασμό ή μη με τροφή της καλλιέργειας και τη συσσώρευση ή απομάκρυνση των αποβλήτων της. Η ταχύτητα των ρευμάτων επίσης είναι πιθανό να δημιουργήσει αυξημένη απώλεια τροφών, επιπτώσεις στη συμπεριφορά των ψαριών ,κ.ά. (Rosenthal et all. 1988).

Οι πλωτές ιχθυοτροφικές μονάδες απαιτούν βάθος επαρκές που να υπερβαίνει το τριπλάσιο του ύψους των κλωβών και ποτέ το βάθος της περιοχής δεν πρέπει να είναι μικρότερο των 10 μέτρων. Στις εκτροφές των μαλακίων, εφόσον πρόκειται για μόνιμες εγκαταστάσεις χρησιμοποιούνται αβαθή νερά που δεν υπερβαίνουν τα 10 μέτρα, στις επιπλέουσες εγκαταστάσεις το βάθος

είναι ανεξάρτητο, ενώ για τις εγκαταστάσεις στη στεριά αυτό εξαρτάται από τα εκτρεφόμενα είδη. Συνήθως, το βάθος και η μέση ταχύτητα του ρεύματος σε σχέση με το μέγεθος της εγκατάστασης, χαρακτηρίζονται ως σημαντικά κριτήρια στην επιλογή της κατάλληλης θέσης για ιχθυοτροφική εγκατάσταση (Weston 1986, 1990).

Ιδιαίτερη προσοχή δίνεται στο υπόστρωμα και μάλιστα εάν τα ιζήματα αποτελούνται από σωματίδια τα οποία μετακινούνται, οπότε η συσσώρευση των οργανικών αποβλήτων κάτω από την ιχθυοτροφική μονάδα ελαχιστοποιείται. Υπόστρωμα που αποτελείται από λεπτή άμμο και άργιλλο είναι κατάλληλο για εκτροφή μαλακίων, ενώ θα πρέπει να αποφεύγονται για τέτοιες καλλιέργειες λασπώδεις πυθμένες. Οι εγκαταστάσεις στη ξηρά θα πρέπει να αποφεύγουν τα πορώδη εδάφη. Επομένως, στα σπουδαία κριτήρια για τη θέση της επιλογής, εκτός από το βάθος και τη μέση ταχύτητα των ρευμάτων θα πρέπει να συνεκτιμηθεί ο τύπος και η δομή του υποστρώματος (Anon 1984, Lumb et al 1989, Wu et al 1994, Phillips et al. 1991).

Ως προς τις συνθήκες ποιότητας του νερού η θέση επιλογής θα πρέπει να συνεκτιμά το είδος των εκτρεφόμενων οργανισμών, τη θερμοκρασία, την αλατότητα, το οξυγόνο και το pH. Συνήθως, οι περιβαλλοντικές συνθήκες δεν θα πρέπει να έχουν μεγάλη διακύμανση, ενώ οι βέλτιστες συνθήκες επιδρούν στη συμπεριφορά, διατροφή, και ανάπτυξη των εκτρεφόμενων οργανισμών (Anon 1990).

Το νερό για οποιαδήποτε εκτροφή οργανισμών δεν θα πρέπει να περιέχει, τοξικούς ρυπαντές και παθογόνους οργανισμούς. Προσοχή θα πρέπει να δίνεται επίσης και στην παρουσία φυκών που μπορεί να δημιουργήσουν εκρηκτική ανάπτυξη (water bloom). Για τον έλεγχο της επικινδυνότητας μιας περιοχής στο να δημιουργηθούν τοξικές καταστάσεις από τη μαζική ανάπτυξη φυκών, θα πρέπει πριν την εγκατάσταση, να διεξαχθούν υδρογραφικές επισκοπήσεις στην περιοχή ως προς τον ρυθμό ανανέωσης των νερών και την παρουσία ή μη αναβλύσεων από τα βαθιά νερά προς την επιφάνεια. Επίσης, η εκτίμηση της κατάστασης των θρεπτικών στο νερό αλλά και στο ίζημα, συνήθως αποδεικνύει την ασθενή ή μη κυκλοφορία των νερών. Οποσδήποτε όμως, θα πρέπει να διεξαχθεί επισκόπηση και ως προς την πλαγκτική βιοκοινότητα και για τα είδη που ενδεχομένως δημιουργούν καταστάσεις μαζικής ανάπτυξης κάτω από ορισμένες συνθήκες, καθώς και για τις κύστεις ορισμένων τοξικών οργανισμών που βρίσκονται στα ιζήματα και αποτελούν συχνά δείκτες για ενδεχόμενη μαζική ανάπτυξη φυτοπλαγκτικών οργανισμών στην περιοχή. Σε τέτοιες περιπτώσεις, θα πρέπει να διακόπτεται η λειτουργία της καλλιέργειας οστράκων και να μεταφέρεται, εάν είναι δυνατό, η μονάδα μακρύτερα.

Οι ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις αποτελούν συνήθως περιοχές όπου προσελκύονται άλλοι οργανισμοί, κυρίως για τροφικούς λόγους, όπως είναι γλάροι, κορμοράνοι, δελφίνια, χελώνες, βίδρες, κ.ά. Συνήθως, πρόσθετα δίχτυα ή και άλλες κατασκευές (πλωτήρες, αεροταινίες, ηλεκτρονικά συστήματα συναγερμού) προστατεύουν τους εκτρεφόμενους οργανισμούς.

Ως προς τις ασθένειες, τα προβλήματα ελαχιστοποιούνται με την προσεκτική διαχείριση, την επιλογή των κατάλληλων γεννητόρων αλλά και ειδών, που είναι περισσότερο ανθεκτικά στις ασθένειες. Ειδικότερα, η υγιεινή κατάσταση των καλλιεργούμενων οστράκων θα πρέπει να ελέγχεται συστηματικά. Συνήθως οι

αναλύσεις αυτές περιλαμβάνουν κολοβακτήρια και κολοβακτηριοειδή.

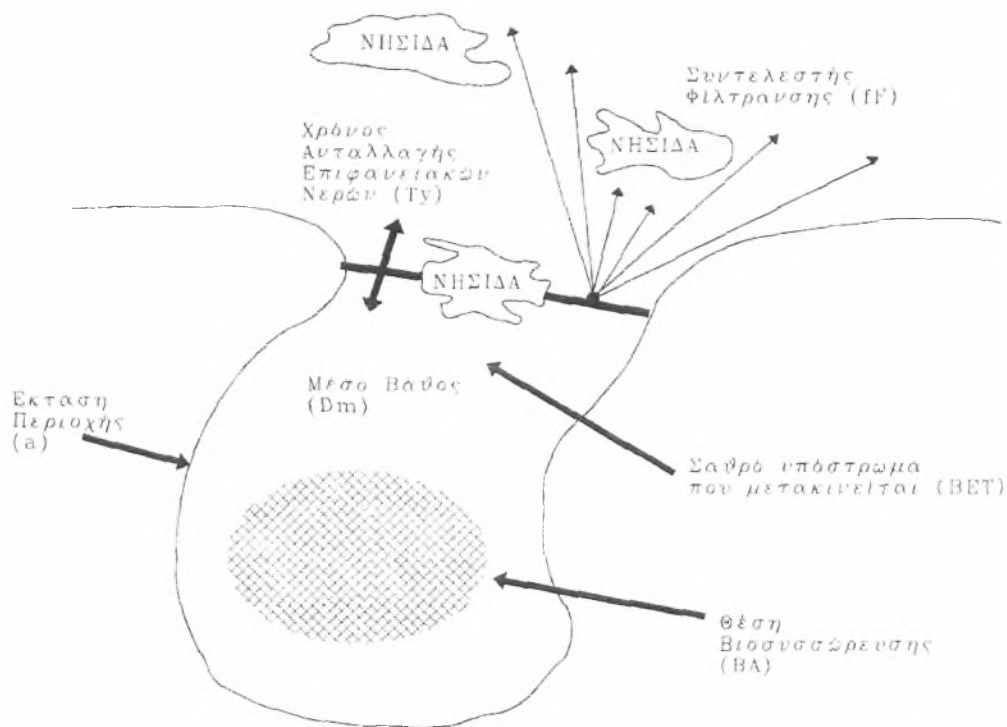
Αυτό που λέγεται βιορύπανση (biofouling) αποτελεί ενοχλητική έως και επικίνδυνη κατάσταση, γιατί συνήθως περιορίζει την ελεύθερη διακίνηση του νερού από το περιβάλλον προς το εσωτερικό των κλωβών και από τους κλωβούς προς το περιβάλλον. Συνήθως τα προβλήματα αυτά επιλύονται με ειδική μεθόδευση και πρακτική. Ορισμένα κριτήρια για την επιλογή της θέσης όπου πρόκειται να αναπτυχθεί μια ιχθυοτροφική μονάδα (Penell 1992) είναι και τα ακόλουθα:

- Επιλογή της θέσης όπου η διακύμανση της θερμοκρασίας του νερού θα πρέπει να πλησιάζει τη βέλτιστη θερμοκρασία για την ανάπτυξη των ειδών. Να αποφεύγονται περιοχές όπου παρατηρούνται μεγάλες και γρήγορες διακυμάνσεις της θερμοκρασίας, της αλατότητας και του οξυγόνου.
- Εκτρεφόμενα είδη που διατηρούνται σε περιοχές με λίγο χαμηλότερες από τις βέλτιστες θερμοκρασίες ανάπτυξης τους έχουν μικρότερες πιθανότητες ασθενειών ενώ βραχύχρονες μεταβολές στην αλατότητα δεν θα πρέπει να υπερβαίνουν τα 3‰.
- Η περιοχή δεν θα πρέπει να υπόκειται σε χαμηλή περιεκτικότητα διαλυμένου οξυγόνου. Το επίπεδο του δεν θα πρέπει να είναι κάτω από το 80% του κορεσμού και η συγκέντρωση του κατώτερη των 6.4 mg/l.
- Η επιλογή θέσης με επαρκή ρεύματα, και αρκετό βάθος βοηθά στον αυτοκαθαρισμό και ελαχιστοποιεί τα προβλήματα. Τα επιθυμητά ρεύματα είναι της τάξης των 30-50 cm/sec, ενώ θα πρέπει να γίνεται και έλεγχος για τα ρεύματα τα οποία προέρχονται από την περιοχή και επανακάμπτουν σε αυτή.
- Η συλλογή πληροφοριών για προηγούμενες καταστάσεις, ως προς τη μαζική ανάπτυξη φυτοπλαγκτονικών οργανισμών, βιορύπανση, ύπαρξη θηρευτών και άλλα βοηθούν στον καλύτερο σχεδιασμό.
- Η συνεκτίμηση, εκτός των βιοφυσικών και χημικών χαρακτηριστικών, των οικονομικών και κοινωνικών παραγόντων που επικρατούν στην ευρύτερη περιοχή.

2.3. Παράμετροι διαχείρισης

Για κάθε αναπτυξιακή δραστηριότητα που αφορά τη διαχείριση των υδάτινων πόρων μεταξύ των παραγόντων "κλειδιά" που θα πρέπει να ποσοτικοποιηθούν τα μεγέθη τους, είναι:

- η συγκέντρωση των ρυπαντών ή των θρεπτικών συστατικών,
- ο οικολογικός χαρακτήρας της περιοχής (περιοχές με γρήγορη ανανέωση των νερών διαφέρουν ως προς τα βιολογικά χαρακτηριστικά θρεπτικών, από εκείνες με αργή ανανέωση),
- ο ρυθμός ανανέωσης των βαθιών νερών που είναι μεγάλης σπουδαιότητας για την εκτίμηση της κατάστασης του οξυγόνου και την κατανάλωση του, ώστε να εξασφαλίζεται η προστασία του περιβάλλοντος.



Εικόνα 7. Περιγραφή των πλέον σημαντικών παραμέτρων ευαισθησίας στο μοντέλο φόρτισης θρεπτικών σε μια κλειστή περιοχή.

2.3.1 Δυναμική ιζημάτων και εκτίμησή της

Σε παράκτιες συνήθως περιοχές η γνώση του τύπου του ιζήματος στον πυθμένα είναι μεγάλης σημασίας γιατί μεταξύ των άλλων βοηθά στην εκτίμηση :

- της διαθεσιμότητας και κινητικής των θρεπτικών αλάτων από το ίζημα στο νερό. Έτσι μπορούν να συνδεθούν οι ισχύουσες δυναμικές συνθήκες του πυθμένα και η συνεισφορά των υλικών και θρεπτικών από το ίζημα στο νερό και αντίστροφα,
- της κατανάλωσης και διαθεσιμότητας του οξυγόνου για την αερόβια διάσπαση των οργανικών συστατικών του πυθμένα.

Εάν η πλωτή ιχθυομονάδα είναι τοποθετημένη πάνω από διαβρωμένο ή μετακινούμενο ίζημα, η πιθανότητες να καταναλώνεται το οξυγόνο από τα οργανικά υλικά που τυχόν συσσωρεύονται κάτω από τη μονάδα ελαχιστοποιούνται ενώ τα υλικά αυτά εξαπλώνονται και διασκορπίζονται μακρύτερα στο νερό και στο ίζημα. Ο διασκορπισμός των υλικών θα είναι μικρότερος, εάν η μονάδα είναι τοποθετημένη σε περιοχές που κυριαρχούν λεπτόκοκκα ιζήματα και όπου συνήθως υπάρχουν συνθήκες συσσώρευσης υλικού. Επομένως, κάθε πρόβλημα που προκύπτει ως προς το οξυγόνο των ιζημάτων, εξαρτάται από την κίνηση του νερού του πυθμένα. Αργή κίνηση του νερού σημαίνει συνήθως σχηματισμό υδρόθειου το οποίο έχει καταστρεπτικές συνέπειες για την υδατοκαλλιέργεια. Η ανώτερη συγκέντρωση ανεκτικότητας των ψαριών στο υδρόθειο βρίσκεται στα 0.002 mg/l, ενώ για τους ασπόνδυλους οργανισμούς συνοψίζεται στον παρακάτω πίνακα (Schaeperklaus 1979).

Πίνακας 26. Ανώτερη συγκέντρωση ανεκτικότητας ασπόνδυλων οργανισμών στο υδρόθειο

Είδος οργανισμού	Χρόνος επίδρασης (h)	Τιμή pH	Διαλυμένο οξυγόνο (mg/L)	Θερμοκρασία (°C)	LC ₅₀ H ₂ S, mg/L
Ephemera	96	7.4	1.9	5	0.316
Gammarus	96	7.5	5.9	15	0.059
Baetis	96	7.6	6.2	14.8	0.020
Hexagenia	96	7.7	2	15	0.111
Crangonyx	96	7.4	2	14.9	0.840
Asellus	96	7.5	2	15.2	1.07

Από: (Schaepferklaus 1979)

Η χαρτογράφισή του πυθμένα με ηχοβολιστικό είναι από τις πρώτες εργασίες, καθώς επίσης και η γνώση του τύπου του ιζήματος σ'αυτόν. Για το σκοπό αυτό χρειάζονται πολλά δείγματα ιζήματος για να προσδιοριστεί σε ολόκληρη την υπόψη περιοχή, η κοκκομετρία και η σύνθεση του σε οργανικό περιεχόμενο.

Τα δείγματα του νερού για την ανάλυση του οξυγόνου και των θρεπτικών αλάτων λαμβάνονται όσο το δυνατό πλησιέστερα προς το ίζημα, είτε με τη βοήθεια δύτη, είτε με ειδικό δειγματολήπτη νερού. Αμέσως μετά τη δειγματοληψία γίνονται επί τόπου οι σχετικές αναλύσεις για το διαλυμένο στο νερό οξυγόνο και την αμμωνία, ενώ οι αναλύσεις για τα νιτρικά, τα νιτρώδη, τα φωσφορικά και τον ολικό φώσφορο γίνονται στο εργαστήριο, όσο το δυνατό συντομότερα.

Με ειδική συσκευή τοποθετημένη πάνω στο ίζημα είναι δυνατό να προσαρμοστούν κατάλληλα ηλεκτρόδια για τη συνεχή μέτρηση των συγκεντρώσεων του οξυγόνου, της αμμωνίας, των νιτρικών και των φωσφορικών θρεπτικών αλάτων.

Αέρια που τυχόν διαφεύγουν από το ίζημα μπορούν να συλλεχθούν σε ανεστραμμένους ογκομετρικούς κυλίνδρους οι οποίοι τοποθετούνται πάνω από το ίζημα και ανασύρονται περιοδικά από δύτες οι οποίοι μετρούν τον όγκο του αερίου στο νερό. Εάν διατίθεται κατάλληλη μεθοδολογία και σχετικά όργανα μπορεί να επακολουθήσει προσδιορισμός αυτών των αερίων (Conides et al.1993).

Η ιζηματοποίηση σε μια περιοχή ελέγχεται με τις παγίδες συλλογής



ιζήματος (sediments traps) που μπορεί να είναι κατασκευασμένες από σωλήνες PVC διαμέτρου 5-8 εκ. και ύψος 20-40 εκ. Οι συσκευές αυτές τοποθετούνται κάτω από τις εγκαταστάσεις και 3-5 μέτρα πάνω από τον πυθμένα, ώστε να συλλέγουν το υλικό που προέρχεται από τις εγκαταστάσεις της εκτροφής. Ανάλογες παγίδες είναι δυνατόν να τοποθετηθούν και πάνω στο ίζημα του πυθμένα, ώστε να συλλέγουν υλικό που προέρχεται από τον πυθμένα και από τις εγκαταστάσεις, για να υπάρχει έτσι συγκριτική παράθεση.

Τα δείγματα ανασύρονται κάθε βδομάδα ή κάθε 2-3 βδομάδες ή αραιότερα και αυτό εξαρτάται από το μέγεθος της ιχθυοτροφικής μονάδας. Το υλικό από κάθε παγίδα καταψύχεται μέχρι να αναλυθεί στο εργαστήριο. Συνήθως δεν προστίθεται συντηρητικό στο δείγμα. Για τον υπολογισμό των ολικών σωματιδιακών υλικών (TMP=total particulate matter) το δείγμα φιλτράρεται μετά την απόψυξη του σε φίλτρα Gf/C και τα φίλτρα μαζί με το υλικό που συγκρατήθηκε πάνω τους, ξηραίνονται επί 20-24 ώρες σε 60°C και ζυγίζονται. Για τον υπολογισμό του σωματιδιακού οργανικού υλικού (POM=particulate matter) τα ξηραμένα δείγματα καίγονται σε φούρνο επί 3-5 ώρες στους 450-500 °C και ότι απομένει ζυγίζεται (Κουσουρή και συν. 1994).

Μεγάλο μέρος των αποβλήτων που προέρχεται από τις ιχθυοτροφικές εγκαταστάσεις, συσσωρεύεται στον πυθμένα και ιζηματοποιείται, είναι πολύ μαλακό και η κατά ύψος αύξηση του μπορεί να μετρηθεί με τη βοήθεια δύτες ο οποίος χρησιμοποιεί διαβαθμισμένες ράβδους τις οποίες τοποθετεί στον πυθμένα, κάτω και γύρω από την περιοχή των πλωτών εγκαταστάσεων. Η περιεκτικότητα σε νερό του ιζήματος μετρίεται με τη ξήρανση του δείγματος επί 24 ώρες στους 100 °C. Το οργανικό περιεχόμενο του ιζήματος μετρίεται με καύση του δείγματος επί 24 ώρες στους 450-500 °C σε ειδικό φούρνο, θα πρέπει να λαμβάνεται και δείγμα ιζήματος για την ποιοτική και την ποσοτική σύνθεση της πανίδας του βένθους. Ο τύπος του πυθμένα χαρακτηρίζεται από το περιεχόμενο του σε οργανικό υλικό και νερό. Επίσης, για τη μελέτη της δομής του πυθμένα μπορεί να χρησιμοποιηθεί ηχοβολιστική συσκευή.

Για την προσέγγιση του προβλήματος αναφέρεται ότι όταν ο πυθμένας είναι διαβρωμένος (BE) περιέχει συνήθως οργανικό περιεχόμενο λιγότερο από 4%, νερό από 0-50%, ενώ τα υλικά είναι χονδρόκοκκο δηλαδή μεγαλύτερα από το μέσο άργιλλο (silt), δηλαδή 0.06mm. Όταν ο πυθμένας αποτελείται από μετακινούμενο ίζημα (BT) περιέχει συνήθως λεπτόκοκκα υλικά, το οργανικό περιεχόμενο του είναι από 4-10 % και το νερό από 50-80%. Στον πυθμένα που το ίζημα είναι συσσωρευόμενο (BA), περιέχει συνήθως λεπτόκοκκα υλικά, το οργανικό περιεχόμενο είναι πάνω από 10% και το νερό από 75-90%. Συνήθως, τα διαβρωμένα μετακινούμενα ιζήματα (BET) και οι πυθμένες με συσσωρευόμενο ίζημα συνδέονται με τη σχέση: $BET=100-BA$.

Η δειγματοληψία για τους οργανισμούς που ζουν στο βένθος πρέπει να γίνεται τακτικά, επειδή το βένθος είναι ο πλέον αδιάψευστος δείκτης για την ποιότητα του ιζήματος, καθώς αποτελεί τροφή για μια ποικιλία ψαριών και παίζει σπουδαίο ρόλο στην κυκλοφορία των θρεπτικών αλάτων από το ίζημα στο νερό και από το νερό στο ίζημα. Ως δειγματοληπτική συσκευή για τη συλλογή του βένθους μπορεί να χρησιμοποιηθεί ο δειγματολήπτης Ekman-Brize ή τροποποιημένη μορφή του.

Η λάσπη που συλλέγεται κοσκινίζεται σε κόσκινο με οπές διαμέτρου 0.5 mm και τα δείγματα της πανίδας συλλέγονται και διατηρούνται σε διάλυμα 70%

αιθανόλης ή 4% φορμαλίνης μέχρι να ταυτοποιηθούν.

Οι συνθήκες δυναμικής του πυθμένα συνήθως παρουσιάζονται με δύο βασικά μορφομετρικά μοντέλα: α) για περιοχές με έκταση που κυμαίνεται από 0,9-14.2 km² και επικοινωνούν άμεσα με την ανοικτή θάλασσα ή λίμνη και β) για αυτές που περιβάλλονται από νησίδες. Και τα δύο μοντέλα δεν έχουν ισχύ σε περιοχές που επηρεάζονται από παλίρροιες και σε ποταμόκολλπους, όπου η ιζηματογένεση κυριαρχείται από τη δράση του ποταμού.

3. ΘΕΩΡΗΤΙΚΗ ΚΑΙ ΠΡΑΓΜΑΤΙΚΗ ΧΩΡΗΤΙΚΟΤΗΤΑ ΓΙΑ ΑΞΙΟΠΟΙΗΣΗ ΜΙΑΣ ΠΕΡΙΟΧΗΣ

3.1 Ελεγχος της υπάρχουσας χωρητικότητας μιας περιοχής και χωρητικότητα για αξιοποίηση

Για κάθε είδους αξιοποίηση, σε οποιαδήποτε περιοχή, θα πρέπει να συνεκτιμηθούν οι επιπτώσεις της αξιοποίησης αυτής προς το περιβάλλον και παράλληλα να προσδιοριστούν και τα ποσοτικά της μεγέθη. Η πλέον κατάλληλη μεθοδολογία κάθε αξιοποίησης βασίζεται, σε προβλέψεις οικολογικών και οικονομικοκοινωνικών παραμέτρων που λαμβάνουν υπόψη τους τα σημερινά τοπικά δεδομένα. Θα πρέπει επίσης να συνεκτιμηθούν με την ίδια σπουδαιότητα, οι επιδράσεις της αξιοποίησης στο γειτονικό υδάτινο περιβάλλον, στις λειτουργίες και στις χρήσεις του υδάτινου πόρου από άλλες δραστηριότητες, αλλά ακόμη και στην υγεία των ανθρώπων που ζουν στην περιοχή. Για να αντιληφθεί κανείς τις συνθήκες που επικρατούν σε μια παράκτια περιοχή ή σε μια λίμνη ή σε ένα ποτάμι, εκτός από τις επιτόπου μετρήσεις και προσδιορισμούς, είναι εξίσου σημαντικό να μελετηθούν, οι πηγές ρύπανσης που δέχεται ο αποδέκτης και τα ρυπαντικά φορτία, η παράκτια περιοχή και όλες οι δραστηριότητες της λεκάνης απορροής, οι οποίες αμέσως ή εμμέσως είναι δυνατό να επηρεάζουν τον αποδέκτη και τα άλλα χαρακτηριστικά της ευρύτερης περιοχής.

Όταν είναι αναγκαίο να μελετηθεί η υπάρχουσα χωρητικότητα μιας περιοχής για αξιοποίηση θα πρέπει να αποσαφηνιστεί ποιος είναι ο παράγοντας που ελέγχει τη βιο-παραγωγή της. Συνήθως, σε υδάτινες περιοχές εύκρατων λιμνών ο φώσφορος είναι ο περιοριστικός παράγοντας, ενώ για τις παράκτιες περιοχές που δεν δέχονται σημαντικές ποσότητες γλυκών νερών το άζωτο ελέγχει, στη μεγαλύτερη πλειονότητα των περιπτώσεων, την βιοπαραγωγή. Για ένα απλό σχήμα που χρησιμοποιείται για να εκτιμηθούν οι επιπτώσεις στην τροφική κατάσταση ενός υδάτινου χώρου από την αξιοποίηση του λαμβάνεται υπόψη η γνώση των πιο κάτω συνιστωσών.

Η χωρητικότητα μιας περιοχής για εντατική εκτροφή ή καλλιέργεια σε κλωβούς ή ιχθυομάνδρες, είναι ανάλογη, της φόρτισης των θρεπτικών αλάτων που προέρχονται από την αξιοποίηση, του μεγέθους της περιοχής, της συχνότητας με την οποία ανανεώνονται τα νερά της, της ικανότητας του συστήματος να απορροφά το επιπλέον φορτίο των θρεπτικών αλάτων (κατακράτηση του φορτίου στο ίζημα, αποικοδόμηση του φορτίου με οξειδωτικές μικροβιακές διεργασίες, μεταβολισμός του φορτίου από τους φυτικούς οργανισμούς) κ.ά. Έτσι, η διαφορά (ΔΡ) μεταξύ της συγκέντρωσης για παράδειγμα του ολικού φωσφόρου πριν την εκτροφή (Ρ1) και εκείνης της

συγκέντρωσης των επιθυμητών/αποδεκτών ορίων (P2) που καθορίζονται, ώστε να μη διαταραχθεί η ισορροπία του οικοσυστήματος μετά την εγκαθίδρυση και τη λειτουργία της μονάδας, δίνεται από τις ακόλουθες εξισώσεις:

$$\Delta P = P2 - P1, \Delta P = L1(1 - R1)/Z\rho, \text{ ή } L1 = \Delta P \times Z\rho / (1 - R1)$$

όπου, L1=φόρτιση φωσφόρου εξαιτίας της αξιοποίησης, ΔP=διαφορά της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου πριν από την αξιοποίηση, Z=μέσο βάθος της περιοχής, ρ=συχνότητα ανανέωσης των νερών στην περιοχή και R1=συντελεστής κατακράτησης του ολικού φωσφόρου στο ίζημα που προέρχεται από την εκτροφή. Είναι γνωστό επίσης (Collins 1983, Merican 1983), ότι η φόρτιση ενός συστήματος με φώσφορο που προέρχεται από ιχθυοτροφική αξιοποίηση, ο τύπος και η διαλυτότητα του φωσφόρου στο υδάτινο περιβάλλον, εξαρτώνται από πολλούς παράγοντες, όπως είναι το περιεχόμενο της τροφής σε φώσφορο, η χημική σύσταση της τροφής, το μέγεθος της τροφής, η θερμοκρασία και το βάθος του νερού, η παρουσία ή απουσία παμφάγων ειδών, κ.ά. Ο συντελεστής κατακράτησης του φωσφόρου στο ίζημα, όταν προέρχεται από τη μονάδα εκτροφής είναι τουλάχιστον μεγαλύτερος απ'ότι αυτός που προέρχεται από φυσικές αιτίες ή ανθρωπογενείς δραστηριότητες στη λεκάνη απορροής η οποία επηρεάζει τον υδάτινο όγκο που βρίσκεται η υδατοκαλλιέργεια.

4. ΕΠΙΒΑΡΥΝΣΗ ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΟΣ

Με την εξέλιξη των υδατοκαλλιεργειών αναγνωρίζεται και από διεθνείς οργανισμούς ότι υπάρχει επιτακτική η ανάγκη να αναδυθούν οι αμφίδρομες σχέσεις που συνδέουν το περιβάλλον με την υδατοκαλλιέργεια. Αυτές οι σχέσεις μπορούν να περιγραφούν με μαθηματικές εκφράσεις και μάλιστα με τα μοντέλα πρόγνωσης, τα οποία αποτελούν εργαλεία διαχείρισης και βοηθούν στο να περιοριστούν οι μεταβολές που ενδεχομένως θα συμβούν στο περιβάλλον από τις ιχθυοτροφικές δραστηριότητες. Οπωσδήποτε όμως τα σημερινά μοντέλα περιέχουν πολλές υποθέσεις και επομένως δεν ισχύουν σε όλες τις περιπτώσεις. Θα πρέπει να τονιστεί ότι τα μοντέλα προσφέρουν κάποια βοήθεια για την εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων, αλλά δεν παρέχουν οριστική επίλυση των καταστάσεων και των τυχόν επιπτώσεων, γιατί όπως προείπαμε κάθε περιοχή χαρακτηρίζεται από τις δικές της ιδιαιτερότητες και συνθήκες (Rosenthal et al 1988).

Υπάρχουν σήμερα εμπειρικές σχέσεις που αναφέρονται και που συνδέουν το βάθος, την έκθεση μιας περιοχής με την ανοικτή θάλασσα και την πιθανότητα συσσώρευσης των οργανικών αποβλήτων από μια ιχθυοτροφική μονάδα. Επίσης, είναι δυνατόν με γεωμορφολογικά και υδρογραφικά χαρακτηριστικά μιας παράκτιας περιοχής να ταυτοποιηθούν περιοχές όπου τα ιζήματα συσσωρεύονται ή μετακινούνται. Δηλαδή, αυτά τα μοντέλα βοηθούν στο να ταυτοποιηθούν οι επιπτώσεις, αλλά η ποσοτικοποίηση των μεγεθών απαιτεί ειδικά μοντέλα για κάθε περιοχή. Επομένως, απαιτείται συλλογή δεδομένων βάσης για τους παράγοντες "κλειδιά" της περιοχής, αλλά και δεδομένα ως προς τη λειτουργικότητα, το μέγεθος και τα εκτρεφόμενα ακόμη είδη (Gowen et al. 1990).

Σημαντικοί παράγοντες αλληλοεξάρτησης του περιβάλλοντος με την

Ιχθυοτροφική μονάδα αποτελούν τα απόβλητα της μονάδας, οι απώλειες της τροφής και γενικότερα η φόρτιση της περιοχής από τη λειτουργικότητα της μονάδας. Μια γενική κατάσταση προσφέρεται από τις ακόλουθες μαθηματικές σχέσεις (Iwama 1991):

$$TF=PD \times CR, TU=TF \times UW, TE=TF-TU, TFW=F \times TE$$

όπου, TF=συνολική προσφερόμενη τροφή, TU=συνολική απώλεια τροφής, TE=συνολική τροφή που καταναλώνεται, TFW=συνολικά απόβλητα, PD=παραγωγή (διαφορά βιομάζας μεταξύ δύο χρονικών διαστημάτων), CR=μετατρεψιμότητα τροφής (βάρος τροφής που προσφέρεται/ αποκτώμενο βάρος από τους εκτρεφόμενους οργανισμούς), UW= % απώλειες τροφής/100, F= % απόβλητα/100.

Σημαντικό είναι να εκτιμηθεί επίσης η περιοχή του πυθμένα που επηρεάζεται από την ιχθυοτροφική δραστηριότητα, καθώς και ο ρυθμός της ιζηματοποίησης που συμβαίνει στην περιοχή. Ουσιαστικά, η περιοχή που τυχόν θα επηρεαστεί από τη δραστηριότητα εξαρτάται, από την έκταση της επιφάνειας της ιχθυοτροφικής μονάδας, την ταχύτητα (v) με την οποία καθιζάνουν στον πυθμένα οι τροφές και τα απόβλητα, η ταχύτητα (V) των επικρατούντων ρευμάτων της περιοχής και το βάθος (d) του νερού κάτω από τους κλωβούς. Επομένως, η απόσταση διασποράς για κάθε ένα από τα συστατικά (τροφή, απόβλητα) προσδιορίζεται ξεχωριστά από τη σχέση (Hagino 1977):

$$D=dV/v,$$

γιατί η ταχύτητα ιζηματοποίησης για την τροφή εκτιμάται σε 0.21 m/sec και για τα απόβλητα σε 0.04 m/sec. Επειδή συνήθως κατά τη διάρκεια μιας ημέρας συμβαίνουν διαφοροποιήσεις ως προς τη διεύθυνση και την ταχύτητα των ρευμάτων, θα πρέπει στην υπόψη περιοχή και σε όλη την υδάτινη στήλη του νερού να αποκτηθούν, για μεγάλα χρονικά διαστήματα, γνώσεις σχετικά με τα ρεύματα (Gowen et al. 1989)

4.1. Εκτίμηση φόρτισης σε θρεπτικά συστατικά

Ας υποθέσουμε ότι η διάρκεια παραμονής του νερού στην περιοχή είναι $T=9.1$ έτη, το μέσο βάθος της, $z=29.08$ μέτρα, το υδραυλικό φορτίο ή η φόρτιση του νερού, $q=3.2$ m ανά έτος και η μέση ετήσια συγκέντρωση του θρεπτικού στην υπόψη περιοχή πριν από την ιχθυοτροφική εκμετάλλευση $N=0.0168$ g/lm³, τότε το R από τη σχέση Kirchner και Dillon (1975) υπολογίζεται σε 0.74 και από τη σχέση Vollenweider σε 0.90 (Κουσουρής 1993). Δηλαδή το 74% έως το 90% του εισερχομένου στην περιοχή θρεπτικού υλικού κατακρατείται στο ίζημα. Σημειώνεται ότι με $q<10$ ή σχέση του Vollenweider υποεκτιμά το R. Για την υπόψη περιοχή εκτιμάται ότι η μέση τιμή των δύο πιο πάνω ποσοστών που είναι 82%, εκφράζει καλύτερα το ποσοστό του ετήσιου φορτίου του θρεπτικού υλικού που καθιζάνει και κατακρατείται στο ίζημα. Έτσι, η αρχική εξίσωση των Dillon & Rigler γίνεται :

$$L=ZN/(1-R)T$$

Σύμφωνα με το Sawyer (1966) για να αυξηθούν τα φυτικά κύτταρα σε κάποιο υδάτινο περιβάλλον θα πρέπει οι κρίσιμες συγκεντρώσεις του αζώτου να ξεπερνούν τα 0.3mg/l και του φωσφόρου τα 0.01 mg/l. Έτσι, ο Vollenweider (1976) χρησιμοποιώντας αυτές τις συγκεντρώσεις παρουσίασε τα κρίσιμα φορτία για μεν το άζωτο να είναι τα 5-10g/m² και για δε το φώσφορο τα 0.2-0.5 g/m² ανά έτος.

4.2 Επιπτώσεις από τα θρεπτικά συστατικά

Η ευαισθησία μιας παράκτιας περιοχής στη φόρτιση των θρεπτικών, θεωρείται ως ένα σύμπλοκο φαινόμενο αρκετών παραμέτρων, όπως είναι για παράδειγμα η μορφομετρία της περιοχής με την έκταση, τον όγκο και το μέσο βάθος, ο χρόνος ανάμιξης των επιφανειακών νερών με αυτά του πυθμένα και οι δυναμικές συνθήκες που επικρατούν στον πυθμένα. Όλες αυτές οι παράμετροι επηρεάζουν, το διασκορπισμό, την ιζηματοποίηση και την επανακυκλοφορία των θρεπτικών συστατικών στην παράκτια περιοχή.

Για τη διαπίστωση των επιπτώσεων που θα έχει μια θαλάσσια περιοχή στις παραμέτρους ευαισθησίας της από μια μονάδα υδατοκαλλιέργειας σε κλωβούς και ιδιαίτερα από τα θρεπτικά συστατικά, θα πρέπει να προηγηθούν σχετικές αναλύσεις, μετρήσεις και προσδιορισμοί. Η περιβαλλοντική επίδραση προσδιορίζεται κυρίως από άμεσες μετρήσεις σε κάθε περιοχή κατά τη διάρκεια της βιοπαραγωγικής περιόδου.

Οι παράμετροι αυτές θα πρέπει να είναι απλοί στη μέτρηση και να δίνουν πληροφορίες για το βαθμό του ευτροφισμού στα νερά. Οι πλέον σπουδαίες παράμετροι είναι το βάθος της περιοχής, η διαφάνεια του νερού (δίσκος του Secchi), οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α στα επιφανειακά νερά, οι συγκεντρώσεις του οξυγόνου στα κατώτερα στρώματα νερού και η ολική ιζηματοποίηση που μετρείται με τα αιωρούμενα υλικά που συλλέγονται με τις παγίδες ιζήματος.

Ουσιαστικά, οι δειγματοληψίες θα πρέπει να καλύπτουν για εκτεταμένη περίοδο ολόκληρη την παράκτια περιοχή, ώστε να αποκτηθούν όσο το

δυνατό περισσότερο αντιπροσωπευτικές μέσες τιμές για την ερευνοούμενη περιοχή. Μάλιστα, η περίοδος των δειγματοληψιών θα πρέπει να καλύπτει δύο τουλάχιστο βιοπαραγωγικές περιόδους.

Οι παράμετροι της φόρτισης είναι άμεσες και έμμεσες. Οι άμεσες παράμετροι περιγράφουν την πραγματική φόρτιση των θρεπτικών στην παράκτια περιοχή που προέρχεται ή θα προκύψει από την ιχθυοτροφική μονάδα, ενώ οι έμμεσες προκύπτουν από τη συγκέντρωση των θρεπτικών κατά τις δειγματοληψίες.

Η φόρτιση των θρεπτικών που προέρχονται από τη μονάδα, υπολογίζονται από τα δεδομένα της παραγωγής των ψαριών, από την κατανάλωση της τροφής, από το περιεχόμενο σε άζωτο και φώσφορο της τροφής και του εκτρεφόμενου οργανισμού.

Αυτά τα δεδομένα, καθώς και άλλα που προέρχονται από πιθανές πηγές προσφοράς θρεπτικών από τη στεριά, μπορούν εύκολα να συλλεχθούν. Είναι δυνατόν επίσης να εκτιμηθούν τα φορτία των θρεπτικών συστατικών που οι βροχοπτώσεις φέρνουν απ'ευθείας στην περιοχή, καθώς και το ποσοστό του αζώτου που μπορεί να χρησιμοποιηθεί από τα αζωτοδεσμευτικά φύκη.

Η φόρτιση των θρεπτικών από μια ιχθυοτροφική μονάδα, διακρίνεται στα διαλυμένα θρεπτικά που προέρχονται από τις απεκκρίσεις των ψαριών και τα σωματιδιακά θρεπτικά που προέρχονται από τα υπολείμματα της τροφής και τα περιττώματα.

Ένα μέρος από τα ποσά του αζώτου και του φωσφόρου που χορηγούνται με την τροφή στα ψάρια χρησιμοποιείται για την ανάπτυξη τους και άλλο μέρος απεκκρίνεται από αυτά ως διαλυμένος φώσφορος και άζωτο το οποίο παίρνει πάντοτε τη μορφή της αμμωνίας και της ουρίας.

Επιπλέον, μερικά από τα θρεπτικά της τροφής βυθίζονται στον πυθμένα ως σύμπλοκες ενώσεις του αζώτου και του φωσφόρου. Κατά τη διάρκεια αυτής της καθίζησης, αλλά και κατά την ιζηματοποίηση των θρεπτικών στην υδάτινη μάζα, τμήμα του σωματιδιακού κλάσματος επανακυκλοφορείται στη διαλυμένη μορφή του, ενώ το μεγαλύτερο μέρος του σωματιδιακού κλάσματος ενσωματώνεται στο επιφανειακό ίζημα.

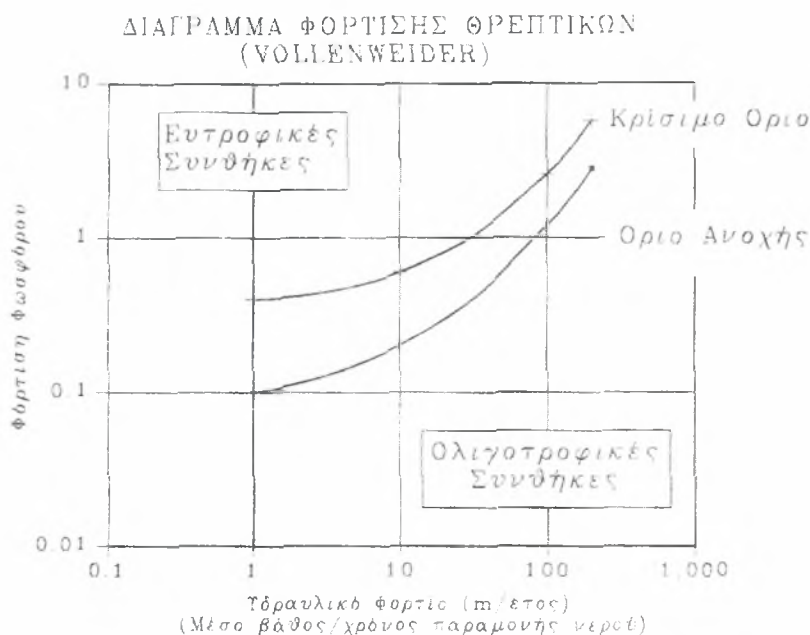
Η απελευθέρωση των διαλυμένων θρεπτικών από το ίζημα εξαρτάται από τις επικρατούσες περιβαλλοντικές συνθήκες. Έτσι, σε συνθήκες ανεπάρκειας του οξυγόνου στα στρώματα που βρίσκονται κοντά στον πυθμένα, προωθείται η απελευθέρωση των θρεπτικών από το ίζημα.

Επειδή, τα φορτία του αζώτου και του φωσφόρου που προέρχονται από μια υδατοκαλλιέργεια εξαρτώνται από το συντελεστή μετατρεψιμότητας των εκτρεφόμενων ψαριών και από το περιεχόμενο των θρεπτικών συστατικών της τροφής, η συνολική φόρτιση στο περιβάλλον ποικίλει ανάλογα με τη μονάδα. Η φόρτιση των θρεπτικών στο περιβάλλον είναι ουσιαστικά η διαφορά μεταξύ της φόρτισης του συστήματος από την τροφή και εκείνης της ποσότητας που χρησιμοποιείται από τα ψάρια για την ανάπτυξη τους. Η σχετική σχέση αποδίδεται με την εξίσωση:

$$L = P \times (FC \times C_{\text{τροφής}} - C_{\text{οργανισμού}})$$

όπου, L=φόρτιση αζώτου και φωσφόρου (kg ολικού αζώτου και ολικού φωσφόρου ανά έτος), P=παραγωγή ψαριών (Kg νωπού βάρους ανά έτος), FC=συντελεστής μετατρεψιμότητας (kg νωπού βάρους τροφής ανά kg παραγόμενων ψαριών), $C_{\text{τροφής}}$ = συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου στην τροφή (% νωπό βάρος), $C_{\text{οργανισμού}}$ = συγκέντρωση αζώτου και φωσφόρου στη σάρκα του ψαριού (% νωπό βάρος).

Έχει αποδειχθεί ότι το άζωτο που περιέχεται στη σάρκα του ψαριού ποικίλει ανάλογα με το μέγεθος και την ηλικία, παρόλο που η διακύμανση αυτή είναι μικρή ενώ ο περιεχόμενος φώσφορος παραμένει σταθερός (Persson 1988).



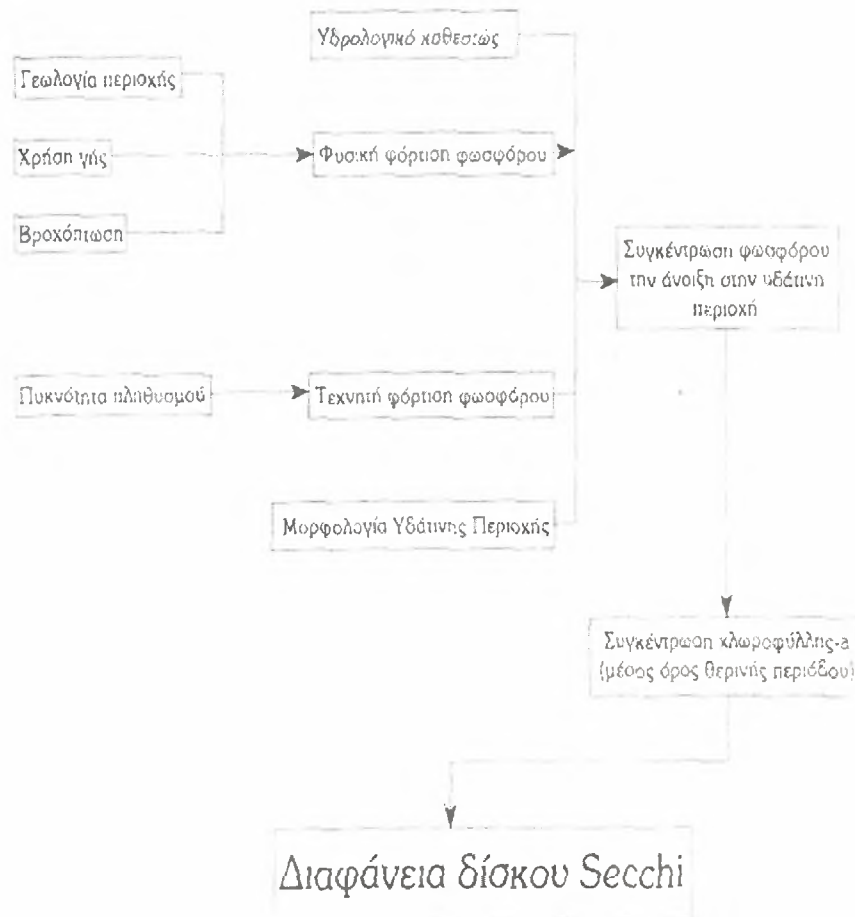
Εικόνα 8. Διάγραμμα φόρτισης θρεπτικών συστατικών σε λίμνες (από Vollenweider 1976).

Οι συντελεστές μετατρεψιμότητας των εκτρεφόμενων οργανισμών, καθώς και η διαφορετική περιεκτικότητα της κάθε τροφής σε άζωτο και φώσφορο παρουσιάζονται στα ακόλουθα σχήματα με την προϋπόθεση ότι τα συνολικά ποσά του αζώτου και του φωσφόρου είναι διαθέσιμα για τα εκτρεφόμενα ψάρια.

4.3. Μοντέλα και διαγράμματα φόρτισης

Η σχέση ανάμεσα στον εφοδιασμό μιας παράκτιας περιοχής με θρεπτικά συστατικά, της συγκέντρωσης των θρεπτικών στο υδάτινο περιβάλλον και της επίδρασης του ευτροφισμού, εξαρτάται από μια μεγάλη ομάδα παραμέτρων φόρτισης, ευαισθησίας και οικολογίας.

Τα χρησιμοποιούμενα μοντέλα φόρτισης προέρχονται από τις παραμέτρους επίδρασης, όπως είναι το βάθος της διαφάνειας του δίσκου του Secchi (Secc), οι συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης-α (Chl-a), η ιζηματοποίηση τρία μέτρα κάτω από την επιφάνεια του νερού (SedS) και η συγκέντρωση του οξυγόνου στα κατώτερα στρώματα (O₂B). Με τη βοήθεια της στατιστικής και μάλιστα της πολλαπλής εξήγησης των πιο πάνω παραμέτρων χρησιμοποιείται η εξίσωση εκείνη που έχει τον υψηλότερο βαθμό εξήγησης (τιμή r²). Συνήθως, η τιμή της διαφάνειας του δίσκου του Secchi αποτελεί τον πλέον σπουδαίο παράγοντα (Wallin & Hakanson 1991), γιατί:



Εικόνα 9. Σχηματική παράσταση του μοντέλου φυσικής και εξωγενούς φόρτισης φωσφόρου σε μια περιοχή και η επίδραση των δραστηριοτήτων στη διαφάνεια του νερού

- αποτελεί απλή και ανέξοδη μέθοδο,
- είναι τυπική παράμετρος για όλα τα νερά,
- είναι συλλεκτική παράμετρος, γιατί εκτός της διαφάνειας εκφράζει, τη πλαγκτική βιομάζα και τη σχέση ιζηματοποίηση προς επαναιώρηση και επανακυκλοφορία των θρεπτικών σε παράκτιες περιοχές, είναι πληροφοριακή παράμετρος για την τροφική κατάσταση της περιοχής.

4.4. Εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων από μονάδα υδατοκαλλιέργειας.

Το μοντέλο που παρουσιάστηκε πιο πάνω μπορεί να χρησιμοποιηθεί για το σχεδιασμό και τη διαχείριση των παράκτιων νερών. Η εκτίμηση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων από την απόρριψη των θρεπτικών αλάτων, που προέρχονται από τη μονάδα υδατοκαλλιέργειας ή και από άλλες πηγές θρεπτικών συστατικών στις παράκτιες περιοχές, θα πρέπει να ακολουθήσει τις πιο κάτω φάσεις:

Ενέργεια 1:

Προσδιορίζονται με άμεσο τρόπο ή και με επιτόπου μετρήσεις, οι παράμετροι ευαισθησίας της περιοχής, ο χρόνος ανάμιξης των επιφανειακών νερών, το μέσο βάθος, η έκταση της υπό εξέταση υδάτινης

επιφάνειας και η αναλογία του πυθμένα όπου το ίζημα συσσωρεύεται.

Ενέργεια 2:

Ορίζονται τα όρια για τις αρνητικές επιπτώσεις στο περιβάλλον. Για παράδειγμα το βάθος των 3 μέτρων (θαλασσινά νερά) για τη διαφάνεια του δίσκου του Secchi προσδιορίζεται, ως το όριο των αρνητικών επιπτώσεων στο περιβάλλον, από την αρμόδια υπηρεσία περιβάλλοντος ή τους τοπικούς φορείς, οπότε η μέγιστη επιτρεπόμενη φόρτιση θρεπτικών από τη μονάδα της υδατοκαλλιέργειας μπορεί να υπολογιστεί χρησιμοποιώντας το μοντέλο, ως προς το βάθος της διαφάνειας του δίσκου του Secchi που περιγράφηκε προηγουμένως. Επειδή η φόρτιση του αζώτου που υπολογίστηκε εκφράστηκε ανά τετραγωνικό χιλιόμετρο, η ολική φόρτιση της περιοχής λαμβάνεται πολλαπλασιάζοντας την με το εμβαδόν της επιφάνειας του νερού που εξετάζεται.

Ενέργεια 3:

Η μέγιστη επιτρεπόμενη φόρτιση των θρεπτικών συστατικών που υπολογίστηκε στη Ενέργεια 2, μπορεί να μετασχηματιστεί σε παραγωγή ψαριών με τη χρήση της εξίσωσης φόρτισης για υδατοκαλλιέργειες, δηλαδή τη σχέση $L = P \times (FC \times C_{\text{τροφής}} - C_{\text{οργανισμού}})$. Η μέγιστη επιτρεπόμενη παραγωγή ψαριών μπορεί να υπολογιστεί, εάν γνωρίζουμε το συντελεστή μετατροψιμότητας του ιχθυοπληθυσμού της μονάδας και το περιεχόμενο της τροφής και της σάρκας του ψαριού σε άζωτο.

Στον πιο κάτω πίνακα παρουσιάζονται οι παράμετροι ευαισθησίας, οι υπολογισμοί της φόρτισης και της παραγωγής των ψαριών σε δύο διαφορετικές παράκτιες περιοχές, με την προϋπόθεση ότι το βάθος της διαφάνειας του δίσκου του Secchi δεν θα είναι μικρότερο από τα 3 μέτρα και με γνώμονα το μοντέλο του δίσκου του Secchi (Wallin & Hakanson 1991)

Πίνακας 27. Παράμετροι ευαισθησίας, υπολογισμοί φόρτισης και παραγωγής ψαριών σε δύο παράκτιες περιοχές

Ενέργεια 1: Παράμετροι ευαισθησίας	Περιοχή 1	Περιοχή 2
-Έκταση υδάτινης επιφάνειας (A, Km ²)	2	8
-Μέσο βάθος (Dm,m)	6,4	9
-Αναλογία πυθμένα με συσσωρευμένο ίζημα (BA,%)	10	17
-Χρόνος ανάμειξης επιφανειακών νερών (T _y ,ημέρες)	1,5	3,5

Ενέργεια 2 : Υπολογισμός φόρτισης	Περιοχή 1	Περιοχή 2
-Μέγιστη φόρτιση θρεπτικών		
(kg ολικού αζώτου/Km ² x έτος)	3283	1686
(kg ολικού αζώτου/έτος)	6566	13488
Ενέργεια 3: Παραγωγή ψαριών	Περιοχή 1	Περιοχή 2
-Μέγιστη παραγωγή ψαριών		
(kg ψαριών/έτος)	80683	165700

Από: (Wallin & Hakanson 1991)

4.5. Μοντέλο φόρτισης θρεπτικών από πλωτές ιχθυοτροφικές μονάδες

Για να προσδιοριστεί η δυναμική μιας φυσικής ή τεχνητής λίμνης ώστε να δεχθεί εντατικές ιχθυοτροφικές μονάδες θα πρέπει να διερευνηθούν κατά φάσεις τα πιο κάτω:

Ενέργεια 1:

Προσδιορισμός της παραγωγικότητας της υδάτινης περιοχής πριν την αξιοποίηση που εκτιμάται από τη συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου και ιδιαίτερα κατά τη διάρκεια της ανοιξιάτικης ανάμιξης των νερών της περιοχής.

Ενέργεια 2:

Η φέρουσα χωρητικότητα για ανάπτυξη μιας περιοχής με εντατική εκτροφή ψαριών σε κλωβούς, είναι η διαφορά μεταξύ της παραγωγικότητας του νερού πριν την αξιοποίηση και του τελικού επιθυμητού επιπέδου που θα πρέπει να φτάσει η παραγωγικότητα της περιοχής. Με άλλα λόγια, θα πρέπει η παραγωγικότητα να μετατραπεί σε βιομάζα φυκών η οποία μετρείται από τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης-α (μέση τιμή και μέγιστη συγκέντρωση κατά τη διάρκεια ενός έτους).

Η επιθυμητή ποιότητα νερού μιας λίμνης και η μέγιστη βιομάζα φυκών της περιοχής προσδιορίζεται με πολλά κριτήρια και εξαρτώνται κυρίως

από τις χρήσεις που εξυπηρετεί η υδάτινη περιοχή. Το σημαντικό όμως είναι, εάν η υπόψη περιοχή προσφέρεται για λειτουργία πολλαπλών χρήσεων ή όχι. Στην πρώτη περίπτωση τα όρια θα πρέπει να τοποθετηθούν πολύ προσεκτικά. Άλλα θα είναι τα όρια, αν το νερό καλύπτει τις ανάγκες για πόσιμη χρήση και άλλα αν πρόκειται για αλιεία.

Η ετήσια χονδρική πρωτογενής παραγωγή συνδέεται με τη συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου και τη χλωροφύλλη-α με τις σχέσεις:

$$\Sigma PP = 31,1[P]^{0,54} \text{ ή } \Sigma PP = 56,6[chl-a]^{0,61}$$

Όπου ΣPP = Ετήσια χονδρική πρωτογενής παραγωγή

Ενέργεια 3:

Η χωρητικότητα μιας υδάτινης περιοχής για εντατική εκτροφή ψαριών σε κλωβούς είναι η διαφορά $\Delta[P]$, μεταξύ της συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου πριν την αξιοποίηση $[P]_1$ και της επιθυμητής - αποδεκτής συγκέντρωσης του ολικού φωσφόρου μετά τη λειτουργία της μονάδας $[P]_f$:

$$\Delta[P] = [P]_f - [P]_1$$

Το Δ[P] είναι ανάλογο με τη φόρτιση του φωσφόρου που προέρχεται από τους κλωβούς, (Lf) , το μέγεθος της λίμνης (A), το ρυθμό ανανέωσης των νερών της (ρ) και την ικανότητα του νερού να αντιπαρέρχεται αυτή τη φόρτιση. Επομένως, ισχύει η σχέση:

$$\Delta[P]=Lf(1-R_f)/z\rho \text{ ή } Lf=\Delta[P]z\rho/1-R_f$$

όπου R_f είναι το ποσοστό του Lf που συγκρατείται στο ίζημα, z είναι το μέσο βάθος της λίμνης και ρ ο ρυθμός ανανέωσης των νερών της λίμνης.

Το μέσο βάθος βρίσκεται αν διαιρέσουμε τον όγκο με την έκταση της λίμνης, ενώ ο ρυθμός ανανέωσης των νερών της υπολογίζεται αν διαιρέσουμε το συνολικό όγκο του νερού που εκρέει κάθε έτος από τη λίμνη με τον όγκο της λίμνης. Ο συντελεστής κατακράτησης (R) του θρεπτικού από το ίζημα της λίμνης έχει προσδιοριστεί πειραματικά μετρώντας τη μέση ετήσια εισροή ([R]₁) και εκροή ([R]₀) των συγκεντρώσεων του φωσφόρου από τη λίμνη (R=1-[R]₀/[R]₁). Το R υπολογίζεται εξάλλου από τη σχέση των Kirchner & Dillon (1975):

$$R=0.426e^{(-0.271Q/A)} + 0.574e^{(0.00949Q/A)}$$

όπου Q είναι η ετήσια υδραυλική φόρτιση της περιοχής σε κυβικά μέτρα, και A είναι το εμβαδόν της περιοχής.

Η συγκέντρωση του ολικού φωσφόρου που προέρχεται από τα ψάρια (Lf) είναι κυρίως σωματιδιακού τύπου, ενώ η συνεισφορά των περιττωμάτων και των απεκκρίσεων τους στο διαλυμένο φώσφορο εξαρτάται από πολλούς παράγοντες, όπως είναι το περιεχόμενο της τροφής, η καθημερινή διατροφή, η μορφή και η φύση της τροφής, η θερμοκρασία, το βάθος του νερού κάτω από τους κλωβούς, η παρουσία ή απουσία άγριων ψαριών γύρω από τη μονάδα κ.ά.

Ενέργεια 4:

Αφού η επιτρεπόμενη φόρτιση του ολικού φωσφόρου έχει υπολογιστεί, τότε η παραγωγή ψαριών στα κλουβιά μπορεί να εκτιμηθεί αν διαιρέσουμε τη συγκέντρωση του φωσφόρου που προέρχεται από τη μονάδα προς τη μέση τιμή του ολικού φωσφόρου των αποβλήτων ανά τόνο παραγωμένου ψαριού, σύμφωνα με τα παρακάτω.

Αν σε ένα τόνο τροφής περιέχονται 15 kg ολικού φωσφόρου (περιεκτικότητα 1.5%), τότε ανάλογα με τον υπολογιζόμενο συντελεστή μετατρεψιμότητας θα έχουμε και την αντίστοιχη ποσότητα του φωσφόρου στην παρεχόμενη τροφή σύμφωνα με τον πιο κάτω πίνακα,

Πίνακας 28. Υπολογισμός φωσφόρου στην παρεχόμενη τροφή

Μετατρεψιμότητα τροφής προς σωματικό βάρος	Περιεχόμενο φωσφόρου παρεχόμενης τροφής
1:1	15kg
1,5:1	22.5kg
2:1	30kg
2,5:1	37.5kg

Από: Kirchner & Dillon (1975)

Το περιεχόμενο του φωσφόρου στη σάρκα κυμαίνεται γενικά από 0.3 έως 0.8% του υγρού βάρους των παραγόμενων ψαριών (Beveridge 1984, Conides et al. 1993) και επομένως η τελική απελευθέρωση φωσφόρου στο περιβάλλον θα έχει ως εξής:

Πίνακας 29. Υπολογισμός απελευθέρωσης φωσφόρου στο περιβάλλον

Μετατρεψιμότητα τροφής προς σωματικό βάρος	Μέσος αποβαλλόμενος φώσφορος στο περιβάλλον
1:1	9,5kg
1,5:1	17kg
2:1	24.5kg
2,5:1	32kg

Από: (Beveridge 1984, Conides et al. 1993)

4.6. Εκτίμηση για τις ποσότητες των αποβλήτων από υδατοκαλλιέργειες

Τα απόβλητα υλικά μιας μονάδας υδατοκαλλιέργειας προκύπτουν από, τα υπολείματα των τροφών, τα περιττώματα και τα υγρά απεκκρίματα των ψαριών, ως εξής:

Πίνακας 30. Υπολογισμός ποσότητας αποβλήτων

Συστατικά	Αναλογία αποβλήτων %		
	Τροφής	Περιττωμάτων	Απεκκρίσεων
Πρωτεΐνες	55	3,5	0,07
Υδατάνθρακες	22,5	4,5	-
Λίπη	10	1,5	-
Διαλυμένα στερεά	12	12	-
Αμμωνία	-	-	2,3

Από: (Κονίδης 1992)

Υπολογίζοντας ότι οι απώλειες τροφής με σωστή χορήγηση ανέρχονται σε 5% της ημερήσιας μερίδας, η ποσότητα περιττωμάτων σε 10% της ημερήσιας διατροφής (Κονίδης 1992) και οι συνολικές απεκκρίσεις περίπου σε 3.5 mg/kg βάρους, η τελική ποσότητα του αποβλήτου στα συστατικά αυτά εκφρασμένο σε σχέση με την ημερήσια ποσότητα τροφής σε γραμμάρια (f) θα είναι:

Πίνακας 31. Τελική ποσότητα αποβλήτων σε σχέση με την ημερήσια ποσότητα τροφής σε γραμμάρια (f)

Ποσότητες αποβλήτων (gr)				
Συστατικά	Τροφή	Περιττώματα	Απεκκρίσεις	Σύνολο
Πρωτεΐνες	0,05x0.55xf	0.1x0.035xf	0.245	0.031xf+0.245
Υδατάνθρακες	0.05x2.25xf	0.1x0.015xf	0	0.177xf
Λίπη	0.05x0.1xf	0.1x0.045xf	0	0.0095xf
Διαλυμένα στερεά	0.05x0.12xf	0.12x0.1xf	0	0.018xf
ΣΥΝΟΛΟ: 0.1755xf+0.245				

Από: (Κονίδης 1992)

Το άζωτο είναι μεγάλης σημασίας ρυπαντής για το θαλασσινό νερό όπως και όλες οι μορφές του (αμμωνία, αμμωνιακά, νιτρικά και νιτρώδη άλατα). Αντίστοιχα, το διαλυμένο οξυγόνο είναι σημαντικός παράγοντας τόσο για τους εκτρεφόμενους οργανισμούς (αναπνοή), όσο και για τη συμμετοχή του στην ολοκλήρωση των φυσικών διεργασιών οξειδωσης και διάσπασης των ρυπαντών, γιατί επάγεται με αυτή, η αυτοοξειδωση της αμμωνίας και η μετατροπή της σε αδρανή νιτρικά και νιτρώδη άλατα σύμφωνα με το σχήμα (Meade 1974, Κονίδης 1992):



5. ΟΙΚΟΜΕΤΡΙΚΗ ΑΝΑΛΥΣΗ

Η οικομετρική ανάλυση αναφέρεται σε μετρήσεις και ερμηνεία των οικολογικών δεδομένων, τόσο με τις πληροφορίες των δειγματοληψιών, προσδιορισμών και αναλύσεων, όσο και με στατιστική επεξεργασία των δεδομένων από τη συγκεκριμένη περιοχή έρευνας. Με την οικομετρική ανάλυση επιδιώκεται να αποκτηθούν τα διαγράμματα της φόρτισης των θρεπτικών συστατικών .

Η παρουσία ή απουσία ορισμένων φυτικών ή ζωικών οργανισμών, καθορίζει τους δείκτες της τροφικής κατάστασης των νερών, ενώ η εκτίμηση της ποιότητας του νερού βασίζεται στους βιολογικούς δείκτες ρύπανσης που άρχισε η εφαρμογή τους πριν από το τέλος του περασμένου αιώνα στη Γερμανία. Από τότε έχουν αναπτυχθεί περισσότερες από 50 μέθοδοι. Το 1908 επινοήθηκε ο πρώτος βιοτικός δείκτης, το σαπροβιοτικό σύστημα των Kolkowitz & Marsson (1909). Αυτός βασιζόταν κυρίως στην παρουσία μικροοργανισμών που ανήκαν στο πλαγκτό και στις κοινωνίες του περίφυτου. Η ιδέα της χρησιμοποίησης των μακροασπονδύλων, ως βιοδείκτες, πρωτοεμφανίστηκε στις Ηνωμένες Πολιτείες. Οι μέθοδοι βαθμιαία εξελίχθηκαν από ποιοτικές σε ποσοτικές και δημιουργήθηκαν πολλοί πίνακες σαπροβιοτικών, βιοτικών και άλλων δεικτών. Κατά τα μέσα του 1970 πολλοί απέρριψαν τους σαπροβιοτικούς και άλλους δείκτες και άρχισαν να στρέφονται στο βιοτικό δείκτη και στα "συστήματα αποτελεσμάτων"(score systems).

Η χρήση των μακροασπονδύλων, ως βιοδείκτες, έχει πλέον επικρατήσει γιατί:

- οι κοινωνίες τους είναι πολύ ετερογενείς με διαφόρους αντιπροσώπους στα είδη,
- η απόκριση τους σε διαφορετικούς βαθμούς και τύπους ρύπανσης ποίκιλλες,
- συλλέγονται σχετικά εύκολα,
- η απόκριση τους στην οργανική ρύπανση είναι γενικά κατανοητή και
- οι εδραίες συνήθειες τους κάνουν τα μακροασπόνδυλα τοπικούς αντιπροσώπους, ενώ η διάρκεια της ζωής τους είναι σχετικά μακρά.

Επομένως, τα μακροασπόνδυλα συγκροτούν τις παραμέτρους εκείνες με τους οποίες μπορεί να πιστοποιηθεί η ποιότητα του νερού.

6. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ-ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

6.1 Γενικά

Οι απαιτήσεις και τα συμπεράσματα στις διάφορες χώρες ποικίλλουν σημαντικά ακόμη και σε τοπικό επίπεδο. Αυτό όμως που είναι γενικά αποδεκτό είναι ότι, οι υδατοκαλλιέργειες και κυρίως οι εκμεταλλεύσεις της ξηράς, δεν επιβαρύνουν τον υδάτινο αποδέκτη με ρύπους σε σημαντικό βαθμό όπως άλλες δραστηριότητες (π.χ. εργοστάσια, διυλιστήρια). Απουσιάζουν επίσης από τις διαδικασίες εγκρίσεων εγκατάστασης και λειτουργίας μονάδων σημαντικοί κανονισμοί, και η βάση της διαδικασίας έγκειται στη συλλογή μεγάλου συνήθως, αριθμού εγκρίσεων από συναρμόδιες υπηρεσίες. Ωστόσο, το βαθύτερο ενδιαφέρον όλων των κρατών είναι οι αλληλεπιδράσεις της υδατοκαλλιέργειας με άλλες χρήσεις των χώρων ξηράς ή θάλασσας, οι επιδράσεις στην ασφάλεια της ναυσιπλοΐας και η αισθητική του τοπίου (Woodward 1989). Ανάλογα με τη χώρα, υπάρχουν και ορισμένες βασικές προϋποθέσεις που πρέπει να πληρεί μια υδατοκαλλιέργεια. Για παράδειγμα στις ΗΠΑ οι προϋποθέσεις αυτές είναι ότι:

- η συνολική παραγωγή να μην υπερβαίνει τους 100 τόνους/km²,

- τα ρεύματα της επιλεγμένης περιοχής να ξεπερνούν τα 5 εκατοστά/560 κατά μέσο όρο και
- οι εγκαταστάσεις θα πρέπει να έχουν βάθος 12m για κάθε 10 τόνους ετήσιας παραγωγής, αναλόγα των ρευμάτων της περιοχής (δυνατότερο ρεύμα συνεπάγεται μικρότερο απαιτούμενο βάθος για την έκδοση της άδειας λειτουργίας).

Αντίστοιχα, στις Σκανδιναβικές χώρες, όπου διαπιστώθηκαν τα περισσότερα προβλήματα άναρχης κατασκευής και λειτουργίας ιχθυοτροφείων, κυρίως από τις χερσαίες μονάδες εκτροφής σολομού-πέστροφας, προτάθηκαν κανονισμοί που αφορούν τη χρήση του νερού, τη μη παρεμπόδιση των άγριων ψαριών από τα φράγματα τροφοδοσίας των μονάδων και η αποχέτευση των μονάδων μέσω καναλιών με συγκεκριμένο σχεδιασμό για την κατακράτηση των στερεών συστατικών. Στον ανατολικό Καναδά, έχει καθοριστεί το όριο στην παραγωγή των 75-100 τόνων εμπορεύσιμων ψαριών ετησίως ανά μονάδα. Αντίστοιχα στη Φιλανδία το ετήσιο όριο δεν ξεπερνά τους 30-50 τόνους ανά μονάδα και στην Ιαπωνία (ορισμένες περιοχές μόνο) έχει οριστεί το ετήσιο όριο των 40 τόνων ανά 10 στρέμματα. Στη Νορβηγία, δεν έχουν ακόμα οριστεί τα όρια παραγωγής, αλλά τονίζεται ότι ο όγκος των ιχθυοκλωβών της μονάδας δεν πρέπει να υπερβαίνει τα 5000 m³. Τέλος, ακόμη και σε κράτη ή περιοχές που δεν ισχύουν κανονισμοί, οι τοπικές αρχές πιέζονται να καθιερώσουν κανονισμούς για τις νέες άδειες ή ακόμη να διακόψουν την χορήγηση νέων αδειών (Σκωτία).

Στη χώρα μας οι κανόνες σχεδιασμού των μονάδων δεν έχουν πλήρως θεσμοθετηθεί αν και ζητείται η αναλυτική τους περιγραφή κατά τη φάση έγκρισης των σχεδίων υδατοκαλλιέργειας. Πιο συγκεκριμένα, στις χερσαίες μονάδες πρέπει να υπάρχει βιολογικό φίλτρο στην έξοδο της απορροής, ενώ υπάρχει περιορισμός στη χρήση νερού, κυρίως γλυκού από γεωτρήσεις, με βάση όμως περιφερειακά και τοπικά κριτήρια δηλαδή ανάλογα με την κατάσταση (ποσότητα, εποχιακή διακύμανση και τοπική χρήση για άλλες εφαρμογές) του υδάτινου όγκου που αντλείται. Αντίθετα, στις εγκαταστάσεις κλωβών οι κανόνες καθορίζουν ότι η θαλάσσια έκταση που παραχωρείται δεν θα πρέπει να ξεπερνά τα 10 στρέμματα (20 στρέμματα στην παραμεθόριο) και η διάρκεια μίσθωσης δεν θα ξεπερνά τα 10 χρόνια αν και υπάρχει η δυνατότητα επανεξέτασης του θέματος και ανανέωσης των συμβολαίων. Επιπλέον, η πλωτή εγκατάσταση πρέπει να καταλαμβάνει σχεδόν το μισό του νοικιασμένου θαλάσσιου χώρου (5 ή 10 στρέμματα αντίστοιχα) ώστε να υπάρχει η δυνατότητα μετακίνησης των κλωβών στον άλλο μισό χώρο, όταν ο πυθμένας αλλοιωθεί. Η πυκνότητα εκτροφής δεν θα πρέπει να ξεπερνά τα 12 kg./m³ σε όλες τις φάσεις παραγωγής. Τα αγκυροβόλια της μονάδας μπορούν να είναι εκτός της μισθωμένης περιοχής μόνον κατόπιν σχετικής Νομαρχιακής απόφασης. Τα νεκρά ψάρια (από ασθένειες κλπ.) πρέπει να καίγονται ή να απορρίπτονται σε τοπικές χωματερές και να μην απορρίπτονται στο νερό. Τέλος, πρέπει να τηρούνται σχολαστικά όλες οι εργασίες ρουτίνας που σχετίζονται με την καθαριότητα της μονάδος και του χώρου εγκατάστασης για τη διατήρηση υψηλής αισθητικής του τοπίου (ΠΑΣΕΓΕΣ,2008).

6.2 Σύστημα περιβαλλοντικής διαχείρισης και ελέγχου

Υπάρχει διεθνώς η τάση για τη θέσπιση προδιαγραφών στις συνθήκες της παραγωγής καθώς και μεγάλο ενδιαφέρον για οικολογικά προϊόντα, παράλληλα με την αύξηση πίεσης από τις αρχές. Η πρόταση αυτή θα λέγαμε πως αποτελεί επιτακτική ανάγκη για τη σύγχρονη υδατοκαλλιέργεια (Redclift, M. and Sage, C., 1994).

Μία επιχείρηση πρέπει να θεσπίσει συγκεκριμένη περιβαλλοντική πολιτική και να διεξάγει μία εκτεταμένη εκτίμηση της περιβαλλοντικής της κατάστασης. Η εκτίμηση αυτή πρέπει να γίνεται υποχρεωτικά για την επίδραση ορισμένων θεμάτων, αλλά ο υδατοκαλλιεργητής πρέπει να προσδιορίσει και τα προβλήματα που εμφανίζονται στη δική του μονάδα (Burke, T. and Hill, J., 1990).

Ένα σύστημα περιβαλλοντικής διαχείρισης βοηθά την εταιρεία να αποκτήσει επίγνωση των περιβαλλοντικών πτυχών της, προσδιορισμό των διαδικασιών για βελτίωση και την εφαρμογή μέτρων. Τα συστήματα περιβαλλοντικής διαχείρισης εφαρμόζονται σε όλες τις δραστηριότητες μιας επιχείρησης και όχι μόνο στη διαδικασία που οδηγεί στη παραγωγή προϊόντος. Σήμερα υπάρχουν δύο επίσημα συστήματα πιστοποίησης: το Σύστημα Περιβαλλοντικής Διαχείρισης κι Ελέγχου (EMAS) της Ε.Ε. και το ISO 14001, τα οποία είναι ένα εργαλείο για όσους θέλουν να χειριστούν την περιβαλλοντική πρακτική, και δίνουν αξιοπιστία σε αυτούς που θέλουν να προβάλουν τη πρακτική που εφαρμόζουν στην αγορά (Hildebrandt, E., 1992).

Πολλά στάδια των Συστημάτων Περιβαλλοντικής Διαχείρισης είναι βασικά στοιχεία κάθε συστήματος διαχείρισης και είναι κοινά στη διαχείριση κι άλλων τομέων όπως η ποιότητα, η υγεία και η ασφάλεια. Είναι γεγονός ότι ούτε το EMAS ούτε το ISO 14001 θεσπίζουν απαιτήσεις για επίδοση, αλλά ζητούν η επιχείρηση να συμμορφώνεται με την νομοθεσία, να έχει περιβαλλοντική πολιτική και να αποβλέπει στη διαρκή βελτίωση της επίδοσης της, κάτι που επιτρέπει στις υδατοκαλλιέργειες να προχωρήσουν με βάση τις δυνατότητες τους, ενώ το ευέλικτο πλαίσιο τους παρέχει τη δυνατότητα στα συστήματα αυτά να ενσωματωθούν στο σύστημα ποιότητας που εφαρμόζει ο φορέας, δημιουργώντας ένα ενιαίο σύστημα Ασφάλειας, Υγείας και Προστασίας Περιβάλλοντος ή στην ενσωμάτωσή τους σε συστήματα Διοίκησης Ολικής Ποιότητας (Total Quality Management) (Burke, T. and Hill, J., 1990).

6.3 Πλεονεκτήματα από την εφαρμογή

Οι εταιρείες χρειάζονται την υποστήριξη ομάδων των οποίων οι απαιτήσεις πρέπει να ικανοποιηθούν (πελάτες, μέτοχοι, συνεργάτες, υπάλληλοι, η κοινωνία στο σύνολό της) προκειμένου να επιβιώσουν. Τα περιβαλλοντικά κριτήρια δημιουργούνται με βάση τις απαιτήσεις τους και ένα επίσημο Σύστημα Περιβαλλοντικής Διαχείρισης μπορεί να αποτελέσει πλεονέκτημα, σε επίπεδο διεθνούς συναγωνισμού, ενώ υπάρχει άμεσο οικονομικό όφελος από την εφαρμογή ενός τέτοιου συστήματος, μέσα από τη μείωση του κόστους και την καλύτερη εικόνα της επιχείρησης. Ένα εγκεκριμένο σύστημα περιβαλλοντικής διαχείρισης μπορεί να ωφελήσει τις επιχειρησιακές επαφές αφού οι πελάτες έχουν συχνά απαιτήσεις περιβαλλοντικού χαρακτήρα από τους προμηθευτές τους. Οι τράπεζες

αλλά και πολλές ασφαλιστικές εταιρείες λαμβάνουν επίσης υπόψη τους την περιβαλλοντική πολιτική μιας εταιρείας όταν εξετάζουν τα οικονομικά ρίσκα. Ένα πιστοποιητικό ενισχύει το κύρος της εταιρείας και δημιουργεί κλίμα εμπιστοσύνης στους πελάτες της (Mikesell, R.F., 1992).

6.3.1 Σύστημα Περιβαλλοντικής Διαχείρισης και Ελέγχου (EMAS)

Η Ευρωπαϊκή Ένωση υιοθέτησε τον Κανονισμό 1836/93 (29/6/93) που επιτρέπει την εθελοντική συμμετοχή επιχειρήσεων βιομηχανικού τομέα, σε ένα κοινοτικό Σύστημα Περιβαλλοντικής Διαχείρισης και Ελέγχου (EMAS). Σκοπός του κανονισμού είναι να λειτουργήσει ως κίνητρο για να εισαγάγουν οι εταιρείες την περιβαλλοντική διαχείριση ή να βελτιώσουν την περιβαλλοντική τους πρακτική. Πλεονέκτημά του είναι η εγγραφή της εταιρείας σε επίσημη λίστα της Ε.Ε. των εταιρειών με περιβαλλοντική πρακτική (Hildebrandt, E., 1992).

Σκοπός του EMAS είναι η αξιολόγηση και αναβάθμιση της περιβαλλοντικής απόδοσης και η ενημέρωση του κοινού και χωρίζεται σε τρεις ενέργειες:

1. Το Περιβαλλοντικό Πρόγραμμα (Environmental Policy) που είναι η περιγραφή των δραστηριοτήτων της εταιρείας για την εξασφάλιση της προστασίας του περιβάλλοντος σε ένα χώρο και η περιγραφή των μέτρων για την επίτευξη αυτών των σκοπών.

2. Ο Περιβαλλοντικός Έλεγχος (Environmental Audit) είναι η συστηματική περιοδική αξιολόγηση της εταιρείας, του συστήματος διαχείρισης της και των μεθόδων της για την προστασία του περιβάλλοντος, με σκοπό τον έλεγχο των μεθόδων που μπορεί να έχουν επιπτώσεις στο περιβάλλον και την τήρηση των περιβαλλοντικών πολιτικών της.

3. Η Περιβαλλοντική Δήλωση (Environmental Statement) είναι η απεικόνιση της περιβαλλοντικής πρακτικής της εταιρείας και της προόδου που διεξάγεται. Η δήλωση αυτή είναι δημόσια και πρέπει πρώτα να επικυρωθεί από διαπιστευμένους Επιθεωρητές Περιβάλλοντος (Department of the Environment, 1995).

Το EMAS «επίσημα» καλύπτει τον βιομηχανικό και τον κατασκευαστικό τομέα, αλλά τα Κράτη Μέλη μπορούν να προσθέτουν πειραματικά πεδία για την εφαρμογή του (Department of the Environment, 1995). Μέχρι σήμερα μόνο η Νορβηγία έχει συμπεριλάβει τα ιχθυοτροφεία, τους ιχθυογενετικούς σταθμούς και την αλιεία στις δραστηριότητες που μπορούν να εφαρμόζουν το EMAS και τρεις μονάδες εκτροφής σολομού και μία μονάδα μεταποίησης σολομού από ιχθυοτροφεία έχουν πιστοποιηθεί σύμφωνα με αυτό (Μάιος 1999). Οι Νορβηγικές πιστοποιήσεις είναι και οι μοναδικές μέχρι τώρα, δίνοντας σημαντικό προβάδισμα στα ιχθυοτροφεία αυτής της χώρας μέσα στην Ευρωπαϊκή Ένωση (Department of the Environment, 1995).

6.3.2. Πρότυπο ISO 14001

Η Ευρωπαϊκή Επιτροπή Τυποποίησης (CEN) ενέκρινε στις 21-8-1996 το Πρότυπο ISO 14001 που μπορεί να εφαρμοστεί σε όλα τα είδη και μεγέθη εταιρειών εξομαλύνοντας γεωγραφικές, πολιτιστικές και κοινωνικές διαφορές. Η επιτυχία του συστήματος αυτού εξαρτάται από την αφοσίωση

του προσωπικού όλων των βαθμίδων και λειτουργιών και ειδικά της ανώτατης διοίκησης. Ένα σύστημα σαν αυτό, παρέχει τη δυνατότητα στην εταιρεία να καθορίσει τις διαδικασίες που απαιτούνται για εφαρμογή περιβαλλοντικής πολιτικής και των αντικειμενικών σκοπών της, να επιτύχει συμμόρφωση προς αυτούς και κυρίως να επιδεικνύει άμεσα αυτή τη συμμόρφωση στους τρίτους (FAO,2000).

Συνοψίζοντας καταλήγει κανείς στο συμπέρασμα ότι όλες αυτές οι πρακτικές σε καμία περίπτωση δεν είναι ουτοπικές αλλά αντίθετα μπορούν να συμβάλλουν ουσιαστικά στην προστασία του περιβάλλοντος και ταυτόχρονα στο τομέα των υδατοκαλλιεργειών. Προσφέρουν, με άλλα λόγια, όχι μόνο καλύτερη απόδοση αλλά και καλύτερη ποιότητα προϊόντων, πράγμα που αποτελεί βασική συνιστώσα για την ευρύτερη βελτίωση της ποιότητας ζωής του ανθρώπου.

6.3.3. Συμπεράσματα

Συμπερασματικά λοιπόν, θα λέγαμε πως, για τη βιώσιμη ανάπτυξη του ευρωπαϊκού κλάδου της υδατοκαλλιέργειας χωρίς αυτό να σημαίνει την ταυτόχρονη υποβάθμιση του περιβάλλοντος θα πρέπει να στηριχθούμε πάνω στους εξής στρατηγικούς άξονες:

- Άμβλυση της επίπτωσης των αποβλήτων.
- Διαχείριση της ζήτησης άγριων ζώων για σκοπούς εκτροφής.
- Ανάπτυξη μέσων για την αντιμετώπιση της επίπτωσης των διαφευγόντων ψαριών, των ξένων ειδών και των γενετικά τροποποιημένων οργανισμών.
- Ολοκληρωμένη πρόληψη και έλεγχος της ρύπανσης.
- Ειδικά κριτήρια και κατευθυντήριες γραμμές για Αξιολογήσεις Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων για την υδατοκαλλιέργεια.
- Αναγνώριση και ενίσχυση της θετικής επίπτωσης της εκτατικής καλλιέργειας και της ανανέωσης των αποθεμάτων.
- Εξεύρεση λύσεων για το πρόβλημα της θήρευσης από προστατευόμενα άγρια είδη.

Τέλος, θα πρέπει να ενισχυθεί η έρευνα στον τομέα της υδατοκαλλιέργειας. Οι ανάγκες της κοινοτικής έρευνας και ανάπτυξης της υδατοκαλλιέργειας οι οποίες έχουν σαφή σχέση με θέματα της κοινής αλιευτικής πολιτικής θα πρέπει να αντιμετωπισθούν με κοινοτικά συστήματα χρηματοδότησης των ερευνών. Η έρευνα που έχει σχέση με την ανάπτυξη του κλάδου, να αντιμετωπισθεί κυρίως από τον ίδιο τον κλάδο, με τη στήριξη εθνικών προγραμμάτων και από γενικές κοινοτικές πρωτοβουλίες, όπως είναι η χρηματοδότηση ερευνών στον τομέα των ΜΜΕ, παρά το γεγονός ότι προβλέπεται πως, στο μέλλον, οι ανάγκες αυτές θα στηρίζονται επίσης από εθνικά προγράμματα ΧΜΠΑ.

ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

Abalos, T., 1983. The aquaculture engineering design hatchery for *Penaeus monodon* (F) in the Filipines. MSc Thesis, Institute of Aquaculture, Stirling University, 126p.

Ackefors, H., & Enell, M., 1990. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *AMBIO*, 19: 28-35

Ackefors, H. & Sodergren A., 1985. Swedish experience of impact of aquaculture on the environment. ICES/CM. E:40/Sess. W: 1-7.

Alabaster, J.S., 1982. Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents, Silkeborg, Denmark 26-28 May 1981. EIFAC Tech.Pap., 41:166 p.

Alabaster, J.S. & Lloyd, R., 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths for FAO, London, 279 p.

Alderman, D.J., & Michel, C., 1991. Chemotherapy in aquaculture today. In: Problems of chemotherapy in aquaculture: from theory to reality, O.I.E. Working Papers, 3-19

Alderman, D.J., Polglase, J.L., Frayling, M. & Hogger, J., 1984. The first recorded outbreak of crayfish plague in England. *J. Fish Dis.*, 7, 401-405

Αλέξη, Μ., Φουντουλάκη Ε., Σπανέλη Ι., Παπουτσή Ε. & Γαλένου Ε., 1993. Επίδραση διαιτητικών λαδίων στην ανάπτυξη και σύσταση νεαρών ατόμων τσιπούρας. Πρακτικά Δ' Συμπ. Ωκεαν. και Αλιείας, 440-443

Alikunhi, K.H., 1957. Fish culture in India. *Farm Bull.*, 20: 144p.

Allen, K.R., 1949. The New Zealand grayling, a vanishing species. *Tuatara*, 2, 22-27

Alzieu, C., 1989. Water – the medium of culture. In: *Aquaculture*, (Ed. G. Gilbert), Ellis Horwood Ltd., 2nd edition, vol. 1., 37-62

Alzieu, C. & Heral, M., 1984. Ecotoxicological effects of organotin compounds on oyster culture. *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*, 2: 187-195

Alzieu, C., & Portman, J.E., 1984. The effect of tributyl on the culture of *Crassostrea gigas* and other species. *Proc. Annual Shellfish Conf.* 15: 1-15

Anon., 1984. The causes, dynamics and effects of exceptional blooms

and related events. ICES C.M./1984/E:42, 5P.

Anon., 1980. Turun vesi-ya ymparistopiirin merialueen kalankasvatustoimintaa koskeva vesiensujelusuunnitelma. I 1990. Vesihallituksen monistesarja, 15-22

Arakawa, K.Y., Kusuki, Y., & Kamigaki, M., 1971. Studies on biodeposition in oyster beds.

1. Economic density for oyster culture, *Venue*, 30(3): 113-128 (in Japanese)

Ardizzone, G.D., Cataudella, S., & Rossi, R., 1988. Management of coastal lagoon fisheries and aquaculture in Italy, *FAO Fish. Tech. Pap.*, 293: 103 p.

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., & Furse, M.T., 1983. The performance of a new water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.*, 17, 333-347.

Aschan, M.M., & Skullerud, A.M., 1990. Effects of changes in sewage pollution on soft-bottom macrofauna communities in the inner Oslofjord, Norway. *Sarsia*, 75, 83-190

Asmus, R.M., & Asmus, H., 1991. Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, 148(2), 215-232

Aston, R.J., 1981. The availability and quality of power station cooling water for aquaculture. In: *Aquaculture in heated effluents and recirculation systems*, (Ed. C. Tiews), vol. I, *Schriften der Bundesforschungsanstalt fur fischerei*, Hamburg, 39-58

Austin, B., 1985. Antibiotic pollution from fish farms: effects on aquatic microflora. *Microbiol. Sci.*, 2(4): 113-117

Ayres, P.A., 1978. Shellfish purifications in installations using ultraviolet light. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research, Laboratory Leaflet 43: 22 p.

Baggermann, B., 1960a. Factors in the diadromous migration of fish. *Symp. Zool. Soc. London*, 1: 33-60

Baggermann, B., 1960b. Salinity preference, thyroid activity and the seaward migration of four species of Pacific salmon. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 17: 296-322

Baluyut, E., 1983. A review of inland water capture fisheries in Southeast Asia with special reference to fish stocking, *FAO Fish Rep.*, 288: 13-57

Barnabe, G., 1980. Expose synoptique des donnees biologiques sur le loup ou bar, *Dicentrarchus labrax* (Linne 1758). *Synopsis FAO Peches*, 70 p.

Βασιλικιώτης, Γ.Σ., 1981. Χημεία Περιβάλλοντος, Αριστ. Πανεπ. Θεσς/νίκης

Bergheim, A., Siversten, A. & Selmer-Olsen, A.R., 1982. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. I. Investigations 1978-79. *Aquaculture* 28(3-4): 347-361

Bergheim, A., Hustveit, H., Krittelsen, A., & Selmer-Olsen, A.R., 1984. Estimated pollution loadings from Norwegian fish farms. II. Investigations 1980-1981. *Aquaculture*, 36: 157-168

Bergheim, A. & Selmer-Olsen, A.R., 1978. River pollution from a large trout farm in Norway. *Aquaculture*, 14: 267-270

Beveridge, M.C.M. 1984. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 225: 131 p.

Beveridge, M. & Muir, J.F., 1982. Cage fish culture and Loch Lomond. Stirling, Institute of Aquaculture, 68 p.

Beveridge, M.C.M., Beveridge, M., & Muir, J.F., 1982. Cage fish culture and Loch Lomond *Aquaculture*, Stirling University, 68 p.

Bical, C., 1979. Contribution a l' etude de l' activite respiratoire du bar juvenile *Dicentrarchus labrax* (L.) : influence de la temperature, de la salinite et de la teneur en oxygene du milieu. These 3eme cycle, Universite Pierre et Marie Curie, Paris, 122 p.

Bird, C.J. & Wright, J.L.C., 1989. The shellfish toxin domoic acid. *World Aquaculture*, 20(1): 40-41

Βλυσσίδης, Α 1985. Ρύπανση από υγρά απόβλητα βιομηχανίας. ΕΜΠ, 170 σελ.

Blogoslawski, W.J., & Steward, M.E., 1978. Paralytic shellfish poison in *Spisula solidissima* anatomical location and ozone detoxification. *Marine Biology*, 45: 261-264

Bodoy, A., Garnier, J., Razet, E., & Geairon, P., 1990. Mass mortalities of oysters (*Crassostrea gigas*) during spring 1988 in the bay of Marennes-Oleron, related to environmental conditions. *ICES Counc. Meet.*, ICES, 23 p.

Bohl, M., 1982. Zucht und produktion von suesswasserfischen. DLG-Verlad, Frankfurt am Main.

Boyd, C.E., 1981. Water quality in warmwater fish ponds. *Agricultural Experiment Station Auburn University*, 359 P.

Boyd, C.E., 1985. Chemical budget for channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114: 291-298

Braaten, B., Ervik, A., & Bofe, E., 1983. Pollution problems on Norwegian fish farms *Aquaculture Ireland*, 16: 6-10

Brett, J.R., 1979. Environmental factors and growth. In: *Fish Physiology* (Eds. W.S. Hoar and D.J. Randall), Ac. Press: New York, vol. III: 599-675

Brett, J.R., & Groves, T.D.D., 1979. Physiological energetics, In: *Fish Physiology* (Eds. W.S. Hoar and D.J. Randall), Ac. Press: New York, vol. VIII: 458-685

Brown, J.H., 1989. Antibiotics: their use and abuse in aquaculture. *World Aquaculture* 20(2): 34-43

Brown, J.H., Gowen, R.J., & McLusky, D.S., 1987. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 109(1): 39-51

Brunies, A., 1971. Taint of mineral oils in mussels. *Archiv. Fur Lebensmittel*, 22: 63-64

Burke, T. and Hill, J., 1990. *Ethics, Environment and the Company: A Guide to Effective Action*. Institute of Business Ethics, UK.

Butz, I., & Vens-Cappell, B., 1982. Organic load from the metabolic products of rainbow trout fed with dry food. In: *Report of the EIFAC Workshop on fish farm effluent* (Ed. J.S. Alabaster). EIFAC Tech. Pap., 41, 73-82

Cadwallader, P.L., 1978. Some causes of the decline in range and abundance of native fish in the Murray-Darling river system. *Proc. Royal Soc. Victoria*, 90: 211-224

Caldwell, R.S., 1975. Hydrogen sulfide effects on selected larval and adult marine invertebrates. *Water Resource Res. Inst.*, 31: 27 p.

Camargo, J.A., & Garcia de Jalon, D., 1990. The downstream impacts of the Burgomillodo reservoir, Spain. *Regulated Rivers: Res. & Mangmt*, 5, 305-317

Cardwell, R.D., & Sheldeon, A.W., 1986. AS risk assessment concerning the fate and effects of tributylins in the aquatic environment. *Oceans '86 Conf. Rec., Organotin Symposium*, vol.4: 1117-1129

Chandler, J.R., 1970. A biological approach to water quality managements, *J. Water Poll. Control.*, 69(4): 415-422

Chen, P.H. & Hsu, S.T., 1986. PCB poisoning from toxic rice-bran oil in Taiwan. In: *PCB and the environment*, (Ed. Waid J.S.), vol. III, CRC Press, boca Raton: Florida, 22-37

Christofiliogiannis, P., 1993. The veterinary approach to sea bass and sea

bream. In: *Aquaculture for veterinarians: fish husbandry and medicine* (Ed. L. Brown), Pergamon Press: Oxford, 370-394

Collins, R., 1971. Cage culture of catfish in reservoir lake. *Proc. Annual Conf. Southeast Assoc. Game Fish Comm.*, 24, 489-496.

Collins, I., 1983. A study on the environmental impact of particulate matter derived from a salmonid cage culture system on Loch Fad, Isle of Bute, Scotland. BSc Thesis, University of Stirling, 92 p.

Conides, A., Anastasopoulou, K., & Fotis, G., 1993. Application of standard procedure for forecasting the maximum possible environmental impact of sea bream cage culture in Greece. *Envir. Educ. Inform.* 12(1): 49-58

Crawford, R.E., & Allen, G.H., 1977. Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. *Trans.Am. Fish.Soc.*, 106, 105-109

Dahl, E. & Ynestad, M., 1985. Diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in Norway in the autumn 1984 related to the occurrence of *Dinophysis* spp. In: *Toxic Dinoflagellates* (Ed. D.M. Anderson, A.W. White & D.G. Daden), Elsevier Co: New York, 495-500

Dahlback, B., & Gunnarsson, L.A.H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.*, 63(3): 269-275

Daily, J.P., & Economon, P., 1983. Selection of water supplies. In: *A guide to integrated fish health management in the Great Lakes basin* (Ed. P. Fred & E. Meyer), Great Lakes Fish.Comm., Spec. Publ., 83-92

Davenport, J., & Vahl, O., 1979. Responses of the fish *Blennius pholis* to fluctuating salinities. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.*, 1: 101-107

Department of the Environment, 1995. EC Eco-Management and Audit Scheme: A Participants Guide. HMSO, UK.

Deufel, J., 1976. Ueber die wirkung freier kohlenstaure auf fische und die ursache de gasblasekrankheit. In: *Fisch und umwelt*, H.2, Suppl., 145-151

Διαδουκτιακός χώρος: Παρουσίαση ΠΑΣΕΓΕΣ σε έκθεση των Βρυξελλών, 2008, Δυναμική εμφάνιση των ελληνικών ιχθυοκαλλιεργειών, (www.paseges.gr)

Dillon, P.J., 1975. The phosphorus budget of Cameron lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. *Limnol. Ocean.*, 20, 28-39

Dillon, P.J., & Rigler, R.H., 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31: 1771-1778

Downing, K.M., & Merkens, J.C., 1955. The influence of dissolved oxygen

concentrations on the toxicity of un-ionized ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) *Ann. Appl. Biol.*, 43: 243-246

Doyle J. et al., 1984. The impact of blooms on mariculture in Ireland. ICES Special meeting on the causes, dynamics and effects of exceptional marine blooms and related events. Copenhagen, Oct. 1984

Dugdale, R.C., 1967. Nutrient limitation in the sea: dynamics, identification and significance. *Limnol. Ocean.*, 12: 685-695

Dutrieux, E., 1984. Elements pour une planification ecologique du milieu lagunaire mediterranean. Application l'aquaculture, CEMAGREF, Section amaneagements littoraux et aquaculture, Montpellier, 152 p.

Edwards, O.J., 1978. Salmon and trout farming in Norway. Fishing News Books Ltd: Oxford, 195 p.

Edwards, A. & Edelsten, D.J., 1976. Marine fish cages – the physical environment. *Proc. Royal Soc. Edinburgh*, 75: 207-221

Egidius, E., & Moster, B., 1987. Effects of NEGUVON and NUVAN treatment on crab (*Cancer pagurus*, *Cancer maenas*), lobster (*Homarus gammarus*) and blue mussel (*Mytilus edulis*). *Aquaculture* 60: 165-168

EIFAC, 1973. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on ammonia and inland fisheries operations. EIFAC Tech. Pap., 51, 79 p.

Eklund, J., 1986 a. Rainbow trout farming polluting the Archipelagic Sea. *Can. Transl. Fish. Aquat.Sci.*, no. 5251, 8 p.

Eklund, J., 1986b. Fish farms polluting the Archipelagic Sea. *Can. Transl. Fish. Aquat. Sci.*, no. 5269, 9 p. Enell, M., 1987. Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorus and nitrogen loadings. ICES Council meeting, 13 p.

Enell, M., & Lof, J., 1983. Environmental impact of aquaculture – sedimentation and nutrient loading from fish cage culture, *Vatten*, 39(4): 364-375

Enell, M., Lof, J., & Bjorklund, T.C., 1984. Fiskkasseodling med rening. Teknisk beskrivning och reningseffekt. Institute of limnology, Lund University, Sweden, LUNBDS/Nbll-3069: 1-34

Everett, G.V., 1973. The rainbow trout *Salmogairdneri*(Rich.) fishery in Lake Titicaca. *J. Fish Biol.*, 5: 429-440

FAO, 1987. Identification sheets. fishing area 37: Mediterranean and Black Seas.

FAO, 2000. Identification sheets. ISO 14001. fishing area 58:

FFI, 1994. Farming heads for quarter of world aquatic harvest. Vol. 21(12): 10-22

Febry, R., & Lutz, P., 1987. Energy partitioning in fish: activity related cost of osmoregulation in a euryhaline cichlid. *J. exp. Biol.*, 128: 63-85

Figueras, A.J., 1989. Mussel culture in Spain and France. *World Aquaculture*, 20(4): 8-17

Fish, G.R., 1966. An artificially maintained trout population in the Northland lke. *New Zealand J. Sci.*, 9: 200-210

Fleituch, T.M., 1992. Evaluation of the water quality of future tributaries to the planned Dobczyce reservoir (Poland) using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 27 103-116

Folke, C., & Kautsky, N., 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. *AMBIO*, 18(4), 234-243

Forster, J.R.M., Harman J.P., & Smart G.A., 1977. Water economy – its effect on trout farm production. *Fish Farming Intl.*, 4(1), 10-13

Forster R.P., & Goldstein, L., 1969. Formation of excretory products. In: *Fish Physiology* (Eds W.S. Hoar and D.J. Randall), Acad.Press:London, vol.I, 189-207

Foy, R.H., & Rossal R., 1991a. Loadings of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 96, 17-30

Foy, R.H., & Rossal, R., 1991b. Fractionation of nitrogen and phosphorus from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture*, 96. 31-42

Fromm, P.O., & Gillette J.R., 1968. Effect of ambient ammonia on blood ammonia and excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 26, 887-896

Φώτης, Γ., 1993. Μαθήματα περιβαλλοντικών νοσημάτων των ιχθύων. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκη, Θεσσαλονίκη, 66 σελ.

Φώτης, Γ., Κουσουρήs Θ. & Παπαχρήστου Ε., 1984. Λίμνη Βεγορίτιδα. Υφιστάμενη κατάσταση και προτάσεις για αξιοποίηση. Πρακτικά 1^{ου} Παν. Συμπ. Ωκεαν. Αλιείας Αθήνα, 541-548

Φώτης, Γ., και συν. 1986. Λίμνη Βεγορίτιδα (προβλήματα και προτάσεις για βελτίωση). Μελέτη, Υπ. Μακεδονίας-Θεσσαλονίκης, Συμβ. Προστασίας, Θεσς/νίκη

Gowen, R.J., Lewis J., & Bullock, A.M., 1982. A flagellate bloom and associated mortalities of farmed salmon and trout in Upper Loch Fyne, S.A.M.S., *Int. rep.*, 71, 15 p.

Gowen, R.J., Bradbury N.B., & Brown, J.R., 1985. The ecological impact of salmon farming in Scottish coastal waters: a preliminary appraisal. *Comm. Meet. int. Coun. Explor. Sea, C.M.-ICEAS/F:35, Ref E + C, Sess.W.* 13 p.

Gowen, R.J., Bradbury N.B., & Brown J.R., 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. In: Aquaculture, A biotechnology in progress (Eds N. de Pauw, E.Jaspers, H.Ackefors & N.Wilkins), EAS, Sp. Publ. vol.2, Bredene, Belgium, 1071-1080

Gowen, R.J., Rosenthal H., Makinen T., & Ezzi I., 1990. Environmental impact of aquaculture activities. In: Aquaculture Europe '89-Business Joins Science (Eds N. ds Paw & R. Billard), EAS, Sp.Publ. No 12, Belgium, 257-283

Gowen, R.J., & Bradbury, N.B., 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. In: Oceanography and Marine Bioloty: An annual review (Ed. M. Barnes). Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 25: 563-575

Grant, J., Enright C.T. & Grosword A., 1990. Resuspension and growth of *Ostrea edulis*: a field experiment. Mar.Biol., 104(1), 51-59

Gray, J.S., & Mirza, F.B., 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. Mar.Pol.Bull., 10, 142-146

Gray, J.S., & Pearson, T.H., 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced changes in benthic communities. I. Compariative methodology Mar.Ecol.-Prog.Ser., 9, 111-119

Hagino, S., 1977. Physical properties of the pollutants. In: Shallow sea aquaculture and sell pollution. Fis.Ser. Koseisha Koseikaku, 21, 234 p.

Hakanson, L., & Wallin, M., 1991. Use of ecometric analysis to establish load diagrams for nutrients in coastal areas. Hydrobiologia, 176/177, 481-490

Hakanson, L., Erwin A., Makinen, T. & Moller, B., 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 103 p.

Hall, C.B., 1949. Ponds and fish culture. Faber & Faber: London, 224 p.

Hall, P.O.J., & Holby, O.L.H., 1986. Environmental impact of marine fish cage culture. ICES CM/F, 46

Henderson, J.P., & Bromage, N., 1988. A cost effective strategy for effluent. Fish Farmer, 10(3): 42

Higler, L.W.G., & Verdonschot, P.F.M., 1989. Macroinvertebrates in the Dammerik ditches (The Netherlands): the role of environmental structure, Hydrobiol. Bull., 23(2), 143-150

Hildebrandt, E., 1992. Industrial relations and the Environment in the E.C. European Foundation for the Improvement of living and working conditions.

Hilsenhoff, W.L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. US Dept of Nat. Res., Tech. Bull. 100, 12 p.

Hilsenhoff, W.L., 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. The Great Lakes Entomol., 20(1), 3 1-39

Holby, O., & Hall, P.O.J., 1991. Chemical fluxes and mass balance in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. Mar.Ecol. Prog. Ser., 70, 263-272

Holliday, F.G.T., 1971. Salinity-Animals-Fishes. In: Fish Physiology (Eds W.S. Hoar & D.J. Randall), Academic Press: New York, vol. I., 293-311

Houde, E.D., 1972. Some recent advances and unsolved problems in the culture of marine fish larvae. Proc. World Maric. Soc., 3: 83-112

Howgate, P. & Hume, A., 1986. Product quality and quality control. In: Realism in Aquaculture: Achievements, Constraints, Perspectives (Eds M. Bilio, H. Rosenthal & C.J. Sindermann), EAS, Bredene, Belgium, 565-576

Hungspreungs, M. et al., 1989. The present status of the aquatic environment of Thailand. Mar. Poll. Bull., 20: 327-332

ICES, 1988. Report of the working group of environmental impacts of mariculture. ICES C.M., 1988/F: 32

ICES, 1989. Report of the working group of environmental impacts of mariculture. Mar. Envir. Quality Comm., ICES C.M., 1 989/F

Imhoff, K., & Imhoff, K., 1985. Taschenbuch der stadtentwaesserung. 26th edition, Verlag R. Oldenbourg Munchen-Wien, 542 p.

Inone, H., 1972. On water exchange in a net cage stocked with the fish himachi. Bull. Jap. Soc. Fish., 38: 167-176

Ito, S., & Imai, T., 1955. Ecology of oyster bed on the decline productivity due to repeated cultures. Tokyo J. Agric. Res., 4: 251-268

Ivasik, V.M., Kulakovskaya, O.P., & Vorona, N.I., 1969. Parasite exchange of herbivorous fish species and carps in ponds of the western Ukraine. Hydrobiol. J., 5(5): 68-71

Iwama, G.K., 1991. Interactions between aquaculture and the environment. Crit. Rev. In. Envir. Contr., 21(2), 177-216

Ιωακειμίδης, Σ., 1992. Επενδύσεις στην υδατοκαλλιέργεια. Αλ. Νέα, Νοέμβριος 1992, 33-45

Ιωσηφίδου, Γ. & Ψωμάς, Σ., 1994. Προσέγγιση στο πρόβλημα των

καταλοίπων των κτηνιατρικών φαρμάκων στους ιχθείς των εκτροφών. 1^ο Διεθνές Συμπ. Θαλάσς. Καλλ, Αθήνα.

Jackson, P.D., 1981. Trout introduced into south-eastern Australia. Their interaction with native fishes. *Victoria Naturalist*, 98: 18-24

Jhingran, V.G., & Natarajan, A.V., 1979. Improvement of fishery resources in inland waters through stocking. In: *Advances in Aquaculture* (Ed. T.V.R. Pillay & W.A. Dill) Fishing News Books: Oxford, 532-541

Johnstone, R., McIntosh, D.J. & Wright, R.S., 1983. Elimination of orally administered 17 [alpha]-methyltestosterone by *Oreochromis mossambicus* (Tilapia) and *Salmo gairdneri* (Rainbow trout) juveniles. *Aquaculture*, 36, 249-257

Jones, R., 1982. Ecosystems, food chains and fish yields. In: *Theory and management of tropical fisheries* (Eds D. Pauly and G.I. Murphy). ICLARM Conf. Proc., 9, 195-240

Jones, R.A., & Lee, G.F., 1982. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication-related water quality. *Water Res.*, 16, 503-515

Jones, K.J., et al., 1982. A red tide of *Gyrodinium aureolum* in sea lochs of the Firth of Clyde and associated mortality of pond reared salmon. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.*, 62: 771-782

Juers, K., Bittorf, T., Voekler, T. & Wacke, R., 1984. Biochemical influence of environmental salinity of starvation of the tilapia *Oreochromis mossambicus*. *Aquaculture*, 40(2): 171-182

Kabata, Z., 1985. *Parasites and diseases of fish culture in the tropics*. Taylor & Francis: London, 318 p.

Καμαριανός, Α., Κιλικίδης Σ., Καραμανλής Ξ., Φώτης Γ., & Κουσουρήs Θ., 1989. Προοπτικές διαχείρισης των τεχνητών λιμνών Κερκίνης και Πολυφύτου με σκοπό την βελτίωση της ιχθυοπαραγωγής τους. Πρακτικά Συν. Προστασίας Περιβαλλ. Και Γεωργ. Παραγωγής. ΓΕΩΤΕΕ Θεσσαλονίκη, 545-556

Kamarianos, A., Karamanlis X., Delis S, Kilikidis S., Koussouris T. & Fotis G., 1992. Ecological studies on the Kerkikni reservoir. *GeoJournal*, 28.1, 73-80

Καπίρης, Κ., 1991 Περιβαλλοντικές επιπτώσεις από την ίδρυση και λειτουργία μονάδων θαλάσσιων ιχθυοκαλλιεργειών. Αλ. Νέα, Ιανουάριος 1991, 79-90.

Kazakov, R.V., & Khalyapina, L.M., 1981. Oxygen consumption of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*L.) males and females in fish culture. *Aquaculture*, 25, 289-292

Kelley, D.F., 1988. The importance of estuaries for sea bass *Dicentrarchus labrax* (L.). *J. Fish Biol.*, 33 (Suppl. A): 25-33

Ketola, G.H., 1982. Effects of phosphorus in trout diets on water pollution. *Salmonid*, July-August 1982: 12-15
Kils, U., 1979. Oxygen regime and artificial aeration of net-cages in mariculture. *Meeresforschung/Rep. Mar. Res.*, 27, 236-243

Kirchner, W.B., & Dillon, J.P., 1975. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *WaterResour.Res.*, 11(1), 182-183

Κιλικίδης, Σ., 1990. Σημειώσεις οικολογίας: Δομή, λειτουργία και ρύπανση των οικοσυστημάτων. *Αριστ. Παν/μιο Θεσσαλονίκης*, σελ. 200

Κιλικίδης, Σ., Φώτης, Γ., Κουσουρήs Θ., Καμαριανός Α., Καραμανλής Σ. & Ουζούνης Κ., 1984. Οικολογική έρευνα στις λίμνες της Βόρειας Ελλάδας (*Αγ. Βασίλειος, Δοιράνη, Βιστωνίδα) - Προϋποθέσεις για την εγκατάσταση σταθμού αναπαραγωγής ιχθυδίων. *Επιστ. Επετηρίδα Αριστοτέλιου Παν/μίου Θεσ/νίκης, Κτηνιατρική Σχολή, Τομ. 22*, 271-439

Kilikidis, S., Kamarianos A., Karamanlis X., Delis S., Koussouris T. & Fotis G., 1992. Water quality and trophic status evaluation of the Polyfytio reservoir, N. Greece. *Toxicol. Envir. Chem.*, 36, 169-179

Kolkowitz, R., & Marsson, M., 1909. Ecology of animal saprobia. *Int. Rev. Hydrobiol. & Hydrogeog.*, 2, 126-153

Κονίδης, Α., 1992. Επίδραση της αλατότητας στην ανάπτυξη των ιχθυδίων της τσιπούρας *Sparus aurata*, καλλιεργούμενων υπό ελεγχόμενες συνθήκες. *Διδακτορική Διατριβή, Παν/μιο Αθηνών*, 135 σελ.

Κουσουρήs, Θ. 1993. Συμβολή στην μελέτη της επίδρασης των γεωργοκτηνοτροφικών και άλλων δραστηριοτήτων στην τροφική κατάσταση της λίμνης Τριχωνίδας και των δυνατοτήτων ιχθυοτροφικής της αξιοποίησης. *Διδακτορική Διατριβή, Σχολή Γεωτεχνικών Επιστημών, Α.Π.Θ. Θεσσαλονίκη*, 125 σ.

Κουσουρήs, Θ.Σ. & Αθανασάκης, Α.Μ., 1994. Περιβάλλον – Οικολογία – Εκπαίδευση, Εκδ. Σαββάλα, Αθήνα, 191 σελ.

Κουσουρήs, Θ., και συνεργάτες, 1992. Μελέτη περιβαλλοντικής αναβάθμισης λίμνης Κουμουνδούρου. *Τεχν. Εκθεση, ΕΚΘΕ, Ινστ. Εσ. Υδάτων*, 52 σ.

Κουσουρήs, Θ., Φώτης, Γ., Διαπούλης, Α., Μπερταχάς, Η., Γκριτζαλης, Κ., 1994. Επιπτώσεις των ιχθυοτροφείων της "ΕΥΡΥΤΑΝΙΑΣ ΑΕ" στο υδάτινο περιβάλλον της τεχνητής Κρεμαστά, στην τεχνική έκθεση "Περιβαλλοντικές μετρήσεις στο υδάτινο και τον ταμειυτήρα Κρεμαστά", Ε.Κ.Θ.Ε., Ινστ. Υδάτων, σελ. 210.

Koussouris, Th., Bertahas, I., & Diapoulis, A., 1991. Evaluation of the background trophic status of the Greek lakes. *Proc. 6th International*

Symposium on Environmental Pollution and its impact on life in the Mediterranean region, MESAEP, Como, Italy, 77

Koussouris, Th., Bertahas, I., Diapoulis, a., 1992. Background trophic state of Greek lakes. *Fresenius Env. Bull.*, 1, 96-101

Koussouris, Th., Diapoulis, A., Bertahas, I., Nikolaidis, N., & Pakos, V., 1993. Disinfection effectiveness of chlorine to control zebra mussels in a water supply system in Greece. 1st SETAC World Cong. Ecotox. *Envir. Chem. Lisbon, Portugal*, 288

Krom, M.D., Porter, C., & Gordin, H., 1985a. Nutrient budget of a marine fish pond in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 51(1), 65-80

Krom, M.D., Porter C., & Gording, H., 1985b. Description of the water quality conditions in a semi-intensively cultured marine fish pond in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 51(1), 141-157

Krom, M.D., & Neori, A., 1989. A total nutrient budget for an experimental intensive fish pond with circularly moving seawater. *Aquaculture*, 83: 345-358

Lang, C., l'Eplattenier, G. & Raymond, O., 1989. Water quality in rivers of western Switzerland: application of an adaptable index based on benthic macroinvertebrates. *Aquatic Sci.*, 51(3), 224-234

Larsson, A.M., 1984. Hydrological and chemical observations in a coastal area with mussel farming. W. Sweden. University of Gothenberg, Dept. of Oceanography Report 46: 29 p.

Leatherland, J.F., 1970a. Seasonal variation in the structure and ultra structure of the pituitary in the marine form (*Trachurus*) of the three spined stickleback, *Gasterosteus aculatus* L.I. Rostral pars distalis. *Z. Zellforsch, mikrosk. Ant.*, 104: 301-317

Leatherland, J.F., 1970b. Seasonal variation in the structure and ultrastructure of the pituitary in the marine form (*Trachurus*) of the three spined stickleback, *Gasterosteus aculatus* L. II. Proximal pars distalis and neuro-intermediate lobe. *Z. Zellforsch. Mikrosk. Anat.*, 104: 318-336

Lee, G.F., & Jones, R.A., 1991. Effects of eutrophication on fisheries. *Rev. in Aquat. Sci.*, 5(3-4), 287-305

Lee, G.F., Jones, R.A., & Rast, W., 1980. Availability of phosphorus to phytoplankton and its implications for phosphorus management strategies. In: *Phosphorus managements for lakes*, Ann Arbor Press:Ann Arbor, 259 p.

Lee, J.S., Tangen K., Dahl, E., Hovgaard, P., & Yasumoto, T., Diarrhetic shellfish toxins in Norwegian mussels. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 54: 1953-1957

Lefferstra, H., & Kryvi, H., 1988. Report on suspended solids from fish farms in Norway. In: National contributions on suspended solids from land-based fish farms (Ed. M. Pursiainen). EIFAC Working Party on Fish Farm Effluent, 1st Season, The Haugue

Leppakoski, E., 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments. *Acta academiae Aboensis, Ser, B*, 35(2), 1-90

Liao, P.B., 1970. Salmonid hatchery wastewater treatment. *Water Sewage Works*, 117(2): 439-443

Liao, P.B., & Mayo, R.D., 1972. Salmonid hatchery re-use systems. *Aquaculture*, 1, 317-355

Liao, P.B., & Mayo, R.D., 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3: 61-85 AlovlaS, E., 1994.

Λιόντας, Ε., 1994. Ιχθυοτροφές και περιβάλλον. *Αλ. Νέα* Φεβρουάριος 1994, 54-63

Lovell, R.T., 1979. Flavour problems in fish culture. In: advances in aquaculture (Ed. T.V.R. Pillay & W.A. Dill). Fishing News Books: Oxford, 186-190

Lloyd, M., & Ghelardi, R.J., 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *J. Anim. Ecol.*, 33, 217-225

Lumb, C.M., Fowler, S.L., McManus, J. & Elliott, M., 1989. Assessing the benthic impact of fish farming. In: Developments in estuarine and coastal study techniques. Nat. Conserv. Council. Olsen & Olsen: Fredensborg, 75-78

Lunestad, B.T., 1992. Fate and effects of antibacterial agents in aquatic environments. In: Chemotherapy in aquaculture: from theory to reality, (Eds C. Michel & D.J. Alderman), 152-161

Machiels, M.A.M., & Henken, A.M., 1987. A dynamic simulation model for growth of the African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell 1822). II. Effect of feed composition on growth and energy metabolism, *Aquaculture*, 60: 33-53

Maguire, R.J., 1986. Review of the occurrence, persistence and degradation of the tributyltin in freshwater ecosystems in Canada. In: Oceans '86 Conference Record, Washington, 1252-1255

Makinen, T., Lindgren, S. & Eskelinen, P., 1988. Sieving as an effluent treatment for aquaculture. *Aquacult. Engineering*, 7: 367:377

Mann, R., 1979. Exotic species in aquaculture. MIT Press: Cambridge, 106-122

Marcel, J., 1989. Fish culture in ponds. In: Aquaculture, (Ed. G. Gilbert), Ellis Horwood Ltd: 593-627

Margalef, D.R., 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, 3, 36-71

Markell, E.,K., Voge, M., & John, D.T., 1986. Medical Parasitology, W.B. Saunders Co.: Philadelphia, 383 p.

Markmann, P.N., 1982. Biological effects of effluents from Danish fish farms. In: Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluent (Ed. J.S., Alabaster), EIFAC Tech. Pap. 41: 99-102

Mattson, J., & Linden, O., 1983. Benthic microfauna succession under mussels, *Mytilus edulis*, cultured on hanging long lines. *Sarsia*, 68: 97-102

McDowell, R.M., 1968. Interaction of the native and alien faunas of New Zealand and the problem of fish introductions. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 97:1-11

McNeil, W.J., 1979. Review of transplantation and artificial recruitment of anadromous species. In: *Advances in Aquaculture*, (Ed. T.V.R., Pillay & W.A. Dill), Fishing News Books: Oxford, 547-554

Meade, T.L., 1974. Salmonid culture in closed systems. *Proc. World Maric. Soc.*, 115-122

Merican, Z.O., 1983. A study of solid waste production from freshwater fish cage culture MSc Thesis, University of Stirling, 61 p.

Meyers, T.R., 1984. Marine bivalve mollusks as reservoirs of viral pathogens: significance to marine and anadromous finfish aquaculture. *Mar. Fish. Rev.*, 46(3): 14-17

Mikesell, R.F., 1992. Economic development and the environment. A comparison of sustainable development with conventional development economics. 2nd Edition. Mansell Publishing Ltd, New York, 1993.

Milne, P.H., 1970. Fish farming: a guide to the design and construction of net enclosures. *Mar. Res. Dep. Agric. Fish. Scotland*, 1, 31 p.

Moller, B., 1987. Undledning av organisk stof, kvaelstoff of fosfor fra dansk havbrug 1985. *Dansk Akvakultur Inst.*, 18

Mortensen, B.F., 1977. Er rensning af aflob fra dambrug realistic. *Ferskvandsfiskeribladet*, 75(1): 2-6

Μπακάλης, Ν., 1982. Συστήματα καθαρισμού αποβλήτων. Πρακτικά Συνεδρίου "Ρύπανση & Προστασία Περιβάλλοντος", Ένωση Ελλήνων Χημικών, Αθήνα 1982, 110-143

Muir, J.F., 1982. Economic aspects of waste treatment in fish culture. In: Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents, (Ed. J.S.,

Alabaster) Denmark May 1981, EIFAC Tech, Pap., 41: 123-135

Munro, A.L.S., 1986. Transfers and introductions: do the dangers justify greater public control? In: *Realism in Aquaculture: Achievements, Constraints, Perspectives* (Ed. M.Billio, H. Rosenthal & C.,J., Sindermann). EAS, Bredene, Belgium, 375-394

Murphy, J.P., & Lipper, R.I., 1970. BOD production of channel catfish. *Prog. Fish Cult.*, 32(4): 195-198

Nauen, C.C., 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products, FAO/UN

Nengas, J. Alexis, M., Davies S., & Petichakis E., 1994. An investigation to determine digestibility coefficients of various raw material in diets for the gilthead bream, *Sparus auratus* L. *Aquaculture and Fish. Mngmt.*,

Neori, A., & Krom, M.D., 1991. Nitrogen and phosphorus budgets in an intensive marine fish pond: the importance of microplankton. In: *Nutritional strategies and aquaculture waste* (Eds. C.B. Cowey & C.Y.Cho), *Fish Nutr. Res. Lab., Univ. Guelph:Ontario*, 223-230

Niemi, M., & Taipalinen, I., 1980. Faecal indicator bacteria at fish farms. *Hydrobiologia*, 86: 171-175

Νταουλός, Χ. Και συν., 1993. Λιμνολογική, ιχθυολογική και αλιευτική διερεύνηση της λίμνης Τριχωνίδας. *Τεχν. Εκθ. ΕΚΘΕ*, σελ. 177

OECD, 1982. *Eutrophication of waters: monitoring assessment and control*, OECD, Paris. 155 p.

Ottman, F., & Sornin, J.M., 1985. Observations on sediment accumulations as a result of mollusk culture systems in France. In: *Proceedings of the International Symposium on Utilization of Coastal Ecosystems: Planning, Pollution and Productivity*, (Eds. N.L. Chao & w. Kirby-Smith), 21-27 Nov 1982, Rio Grande, Brazil, Vol. I: 329-337

Παπαναστασίου, Δ. 1988. Απόβλητα προϊόντα μεταβολισμού των θαλασσιών ψαριών και των ανθρώπων: Συγκριτικά στοιχεία. *Αλ. Νέα*, 90:41-62

Παπουτσόγλου, Σ.Ε., 1981. Το υδάτινο περιβάλλον και οι οργανισμοί του. Εκδ. Καραμπερόπουλος, Αθήνα, 350 σελ.

Παπουτσόγλου, Σ.Ε., 1985. Εισαγωγή στις υδατοκαλλιέργειες. Τόμος Α., Εκδ. Καραμπερόπουλος, Αθήνα, 595 σελ.

Parks, R.W., Scarsbrook, E., & Boyd, C.E., 1975. Phytoplankton and water quality in a fertilized fish pond. *Auburn University, Agriculture Experimental Stations Circ.*, 224: 16 p.

Paul, J.D., & Davies, I.M., 1986. Effects of copper and tin-based antifouling compounds on the growth of scallops (*Pecten maximum*) and oysters (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture* 54: 191-203

Pearson, T. & Rosenberg R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16, 229-311

Penczak, T., Galicka, W., Molinski, M. Kusto, E., & Zalewski, M., 1982. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri* J. *Appl. Lchthyol*, 19: 371-393

Penn, G.H., 1954. Introductions of American crayfishes into foreign lands. *Ecology* 35: 296

Penell, W., 1992. Site selection handbook. British Columbia Salmon Farming Manual. Min. Agric. Food, 16

Persson, J., 1988. Relationship between feed, productivity and pollution in the farming of large rainbow trout (*Salmo gairdner*), SNV, Stockholm, Rep.no 3534, 48 p.

Persson, J. & Hakanson, L., 1991. An operative system for coastal water planning. *Nord*, 22, 25-38

Petit, J., 1989. Water supply treatment and recycling in aquaculture. In: *Aquaculture*, (Ed. G. Gilbert), Ellis Horwood Ltd., 2nd edition, vol. II, 63-196

Pfeffer, E., 1990. Eintrag von belastung des wassers durch die fischfütterung. *Deutch. Tierartz. Wschr.*, 97, 273-275

Phillips, M.J., 1985. The environmental impact of cage culture on Scottish freshwater lochs. Stirling University, Institute of Aquaculture, 106 p.

Phillips, M., & Beveridge, M.C.M., 1986. Cages and the effects on water condition. *Fish Farmer*, 9(3): 17-19

Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M., & Ross, L.G., 1985. The environmental impact of salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. *J. Fish Biol.* 27, suppl. A, 123-137

Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M., & Clark, R.M., 1991. Impact of aquaculture on water resources. In: *Aquaculture Water Quality*, (Eds D.E. Brune & J.R. Tommasso), *Adv. World Aquac. WAS*, vol.3.

Photis, G., Koussouris T., Kilikidis S. & Kamarianos A., 1985. The exploitation of zooplankton from lake Vistonis, Greece in the culture of carp fry. *J. Env. Biol.*, 6(2), 115-127

Pielou, E.C., 1966. Species diversity on the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* 10, 370-383

Pillay, T.V.R., 1990. Aquaculture: Principles and Practices. Fishing News Books: Oxford, 575 p.

Pillay, T.V.R., 1992. Aquaculture and the environment. Fishing News Books: Oxford, 189 p.

Pilesjö, P., Persson, J. & Hakanson, L., 1991. Digital sjukortsinformation för beräkning av kustmoirfometriska parametrar och ytvattnets utbyttestid. SNV Stockholm, Rep. no. 3916, 76 p.

Πνευματικάτος, Γ., 1982. Ιχθυοτροφία και ιχθυοπαθολογία. Αριστοτέλειο Παν/μιο Θεσ/νίκης, Τμήμα Κτηνιατρικής

Porter, C.B., Krom, M.D., Robbins, M.G., Brickell, L., & Davidson, A., 1987. Ammonia excretion and total nitrogen budget for gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture*, 66, 287-297

Poxton, M.G., & Allouse, S.B., 1982. Water quality criteria for marine fisheries. *Aquaculture Engineering*, 1, 153-191

Price, J.K., 1991. Applied math for waste water plant operators. Technomic Publ. Co.:Lancaster, 502 p.

Quayle, D., 1965. Animal detoxification. Proc. Joint Sanitation Seminar on North Pacific Clams, Sep 24-25 1965

Querellou, J. Faure, A., & Faure, c., 1982. Pollution loads from rainbow trout farms in Brittany, France. In: Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents, (Ed. J.S.Alabaster), EIFAC Tech. Pap., 41: 87-97
Rasmussen, F., 1988. Therapeutics used in fish production: pharmacokinetics, residues and withdrawal periods. EIFAC/XV/88/Inf 13, FAO, 22 p.

Redclift, M. and Sage, C., 1994. Strategies for sustainable development. Local Agendas for the South. John Wiley and Sons Ltd, 1994.

Reichenbach-Klinke, H.H., 1980. Krankheiten und schaedigungen der fische., Gustave Fischer Verlag, Stuttgart. Roberts, R.J., & Schlotfeldt, H.J., 1985. Grundlagen der fischpathologie. Verlag Paul Parey, 425 p.

Rosenberg, R., 1986. Eutrophication in marine waters surrounding Sweden. SNV Stockholm, PM 1808, 140 p.

Rosenberg, R., & Loo, L.O., 1983. Energy flow in a *Mytilus edulis* culture in Western Sweded. *Aquaculture*, 35, 15-161

Rosenthal, H., Weston, D., Gowen, R., & Black, E., 1988. Report of the ad hoc study group on the "environmental impact of mariculture". ICES Coop. Res. Rep., 154: 83 p.

Russo, R.C., & Thurston, R.V., 1977. The acute toxicity of nitrite to fishes. In: Recent advances in fish toxicity. (Ed. R.A. Tubb), EPA Ecol. Res. Ser, EPA-600/3-77-085, 118-131.

Rygg, B., 1985. Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. Mar. Pool. Bull., 16, 469-474

Rychly, J., 1980. Nitrogen balance in trout. II. Nitrogen excretion and retention after feeding diets with varying levels of protein and carbohydrate. Aquaculture 16(1), 39-46

Samuelson, O.B., 1989. Degradation of oxytetracycline in seawater at two difference temperatures and light intensities and the persistence of oxytetracycline in the sediment from a fish farm. Aquaculture, 83: 7-16

Sanders, H.L., 1968. Marine benthic diversity: a comperative study. Am. Nat., 102, 243-282

Sandifer, P.A., 1986. Some recent advances in the culture of crustaceans. In: Realsim in Aquaculture: Achievements, PConstraints, Perspectives (Eds M. Bilio, H. Rosethal & C.J. Sindermann), EAS, Bredene, Belgium, 143-171

Sawyer, C.N., 1966. Basic concepts of eutrophication. J. Wat.Pollut.Cont. Fed., 38, 737-744

Schaeperklaus, W., 1979. Fischkrankheiten. Acad. Press : Berlin

Schaeperklaus, W., 1990. Fischkrankheiten. Ac. Press: Berlin

Schindler, D.W., 1981. Estuaries and Nutrients (Eds B.J. Neilson & L.E. Cronin). The Humana Press Inc: Clifton, 71-82

Schlotfeldt, H.-J., 1985. Grundlagen der fischpathologie. Verlag Paul Parey: Berlin

Seamann, M.N.L., 1985. Ecophysiological investigations on the oyster, *Crassostrea gigas*, in Flensburg fjord. Veroeff, Ints. Kuest.-Binn., Hamburg, no.89, 71 p.

Shannon, C.E., & Weaver, W., 1963. The mathematical theory of communication . Univ. Illinois Press: Urbana, 117 p.

Shepherd, J., & Bromage, N., 1988. Intensive fish farming. BSP Professional Books: Oxford

Shimizu, Y., & Yoshioka, M., 1981. Transformation of paralytic shellfish toxins as demonstrated in scallop homogenates. Science, 212: 547-549

Short, J.W., & Thrower, F.P., 1986a. Tri-n-butyltin caused mortality of Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* on transfer to TBT-treated

marine net pen. In: Ocean '86 Conference Record, Organotin Symposium, vol.4: 1202-1205

Short, J.W., & Thrower, F.P., 1986b. Accumulation of butylins in muscle tissue of Chinook salmon reared in sea pens treated with tri-n-butyltin. In: Oceans '86 Conference Record, Organotin Symposium, vol. 4: 1177-1181

Shumway, S.E., 1990. A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *J. world Aquac. Soc.*, 21(2): 65-104

Shumway, D.L., & Palensky, J.R., 1973. Impairment of the flavour of fish by water pollutants. US Government Rep., PB-221-480, EPA-R3-73-010. EPA, Washington.

Shumway, S.E., Sherman-Caswell, S., & Hurst, J.W., 1988. Paralytic shellfish poisoning in Maine: monitoring a monster. *J. Shellfish Res.*, 7: 643-652

Silvert, W., 1992. Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters *Aquaculture*, 107, 67-79

Sindermann, C.J., 1986. Strategies for reducing risks from introductions of aquatic organisms: a marine perspective. *Fisheries*, 11 (2): 10-15

Sladeczek, V., 1973. System of water quality from biological point of view. *Arch. Hydrobiol.*, 7: 218 p.

Solbe, J.F. de L.G., 1982. Effluent control and the UK fish farmer. English Fish Farmer Conference, Hampshire, 73-85

Sonzogni, W.C., 1982. Bioavailability of phosphorous inputs to lakes. *J. Envir. Qal.*, 11, 555-562

Stahl, G., 1983. Differences in the amount and distribution of genetic variation between natural populations and hatchery stocks of Atlantic salmon. *Aquaculture*, 33, 23-32

Stang, P.M. & Seligman, P.F., 1986. Distribution and fate of butyltin compounds in the sediment of San Diego Bay California. In: Oceans '86 Conference Record, Washington, 1256-1261

Στεφανής, Ι., 1993. Παρούσα κατάσταση και προοπτικές των θαλασσοκαλλιεργειών στην Μεσόγειο. *Αλ. Νέα*, Δεκέμβριος 1993, 41-47

Stefenack, M., et al., 1991. Reservoir of quinolone residues in fish. *Food Addit. Cont.*, 8(6), 777-780

Stewart, K.I., 1984. A study on the environmental impact of fish cage culture on an enclosed sea lough. M.Sc. Thesis, Univ. Stirling, 45 p.

Sullivan, J.J., Simon, M.G., & Iwoaka, W.T., 1983. Comparison of HPLC and mouse bioassay methods for determining PSP toxins in shellfish. *J.*

Food Sci., 48: 1312-1314

Sumari, O., 1982. A report on fish farm effluents in Finland. In: Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluent (Ed. J.S. Alabaster). EIFAC Tech. Pap., 41:21-27

Tacon, A.G.J., & De Silva, S.S., 1983. Mineral composition of some commercial fish feeds available in Europe *Aquaculture*, 31, 11-20

Takeuchi, M., & Nakazoe, J., 1981. Effects of dietary phosphorus on lipid content and its composition in carp. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 47, 347-352

Tanabe, S., et al., 1989. Isomer-specific determination and toxic evaluation of potentially hazardous coplanar PCBs, dibenzofurans and dioxins in the tissues of "Yusho" PCB poisoning victim and in the casual oil. *Toxicol. Envir. Chem.*, 24: 215-231

Tangen, G., 1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in North European waters, accompanied by mortality in marine organisms. *Sarsia*, 63(2): 123-133

Thain, J.E., 1986. Toxicity of TBT to bivalves: effects on reproduction, growth and survival. In: *Oceans '86 Conference Record*, Washington, 1256-1261

Thorgaard, G.H. & Allen, S.K. jr., 1988. Environmental impacts of inbred, hybrid and polyploid aquatic species. *J. Shellfish Res.*, 7(3): 556

Thorpe, J.E., Talbot, C., Miles, M.s., Rawlings, C., & Keay, D.S., 1990. Food consumption hours by Atlantic salmon (*Salmo salar*) in sea cage. *Aquaculture*, 90, 41-47

Tiews, K., 1981. *Aquaculture in heated effluents and recirculation systems*, vol. I., Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, 59-61

Tucholski, S., Kok., J. & Wojno, T., 1980a. Studies on removal of wastes produced during cage rearing of rainbow trout (*Salmo gairdner*) in lakes. 1. Chemical composition of wastes. *Rocz. Nauk. Roln.* 82: 3-15

Tucholski, S., Wieclawski, R., & Wojno, T., 1980b. Studies on removal of wastes produced during cage rearing of rainbow trout (*Salmo gairdnerii*) in lakes. 2. Chemical composition of water and bottom sediments. *Rocz. Nauk. Roln.*, 82: 17-20

Villwock, N., 1963. Die gattung *Orestias* (Pisces, Microcyprini) und die frage der intralakustrichen speziation in Titicascengebeit. *Verh. dt. Zool. Ges. Wien, Zool. Anz. Suppl.*, 26, 610-624

Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorous as factors in eutrophications Report to OECD, Paris,

DAS/CSI/68.

Vollenweider, R.A., 1975. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37: 53-84

Vollenweider, R.A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 37, 455-472

Walker, C.R., 1961. Toxicological effects of herbicides on the fish environment. Parts 1 & 2. *Water & Sewage Works*, 3. Wallin, M., & Hakanson, L., 1991. Nutrient loading models for estimating the environmental effects of marine fish farms. *Nord*, 22, 39-55

Wallin, M., Hakanson, L., & Persson, J., 1990. Eutrofiering av kustvatten. Belastningsmodeller for narsalter. Uppsala Universitet, Naturgeogr. Inst., 213 p.

Ware, G.W., 1991. *Foundamentals of pesticides*. 3rd edition, Thomson Publ., 307 p.

Warren-Hansen, I. 1982. Methods of treatment of waste water from trout farming. In: *Report of the EIFAC Workshop in Fish Farm Effluent, Denmark May 1981*. EIFAC Tech. Pap., 40: 19-22

Warren-Hansen, I., 1989. Production and control of wastes in freshwater fish farming *Aquaculture Ireland*, 40, 19-22

Wee, K.L., 1979. Ventilation of floating cages. MSc Thesis, University of Stirling, 38 p.

Welcome, R.L., 1984. International transfers on inland fish species. In: *Distribution, Biology and Management of exotic fishes* (Eds. W.R. Courtenay jr. & J.R. Stauffer jr). The John Hopkins Univ. Press: Baltimore, 22-40

Westers, H., 1990. Water quality in aquaculture. Report Mich. Dept. on Nat. Res., Fish Div., Michigan, U.S.A.

Weston, D.P., 1986. The environmental effects of floating mariculture in Puget Sound. Special Report, Washington Dept. Fisheries and Ecology, Seattle, USA

Weston, D.P., 1990. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 61, 233-244

Willoughby, H., Larsen, H.N., & Bowen, J.T., 1972. The pollutional effects of fish hatcheries. *Am. Fishes & US Trout News*, 17(3): 6-21

Wilson, E.O., 1965. The challenge from related species. In: *The genetics of colonizing species* (Eds H.G. Baker & G.E. Sleblins). Academic Press: London, 588 p.

ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ
ΒΙΒΛΙΟΘΗΚΗ

Τηλ.: ~~7476061~~
2441066080



ΠΑΝΕΠΙΣΤΗΜΙΟ
ΘΕΣΣΑΛΙΑΣ



004000092372