Π.1. Αξιολόγηση των υπαρχόντων εργαλείων εκτίμησης της οικολογικής παροχής

ECOFLOW-11ΣΥΝ_8_917

04 Μαρτίου 2013 - 31 Οκτωβρίου 2015

το έργο συγχρηματοδοτείται από το **Ευρωπαϊκό Ταμείο Περιφερειακής Ανάπτυξης (ΕΤΠΑ)** της **Ευρωπαϊκής Ένωσης (Ε.Ε.)** στο πλαίσιο του Επιχειρησιακού Προγράμματος «ΣΥΝΕΡΓΑΣΙΑ 2011»

Πακέτο εργασίας 1	Βιβλιογραφική Έρευνα και εκτίμηση για το βέλτιστο υπάρχον εργαλείο εκτίμησης της οικολογι-κής παροχής
Task:	Τεχνική Έκθεση

ΕΥΡΩΠΑΪΚΗ ΕΝΩΣΗ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΤΑΜΕΙΟ ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ

(Ε.Π. Ανταγωνιστικότητα και Επιχειρηματικότητα (ΕΠΑΝ ΙΙ), ΠΕΠ Μακεδονίας – Θράκης, ΠΕΠ Κρήτης και Νήσων Αιγαίου, ΠΕΠ Θεσσαλίας – Στερεάς Ελλάδας – Ηπείρου, ΠΕΠ Αττικής)

ECOFLOW-11ΣΥΝ_8_917

Τίτλος Παραδοτέου: Αξιολόγηση των υπαρχόντων εργαλείων εκτίμησης της οικολογικής παροχής

Υπεύθυνος Φορέας: ΕΛΚΕΘΕ

Πακέτο Εργασίας 1

Κατάθεση έως: 30/09/2013……..

Κατατέθηκε στις: 30/10/2014…….

Φύση παραδοτέου: Τεχνική έκθεση

Περίληψη:

Στο παρόν κείμενο αναλύεται με βάση την υφιστάμενη κατάσταση η πραγματικότητα σχετικά με την οικολογική παροχή στην Ελλάδα και διεθνώς. Ο στόχος της επικείμενης ερευνητικής προσπάθειας είναι να αναπτυχθεί μια μεθοδολογία κατάλληλα προσαρμοσμένη στις ελληνικές συνθήκες για την εκτίμηση και εφαρμογή της οικολογικής παροχής σε ποτάμια που έχουν φράγματα ή έντονες απολήψεις νερού, η οποία να λαμβάνει υπόψη τη διατήρηση της υγείας και την ακεραιότητα των υδατικών οικοσυστημάτων.

Συγκεκριμένα αναλύεται η βιβλιογραφία και συγκεντρώνονται ορισμοί που απαντώνται διεθνώς καθώς και το νομικό πλαίσιο που υπάρχει σε χώρες οι οποίες υποστηρίζουν τις εν λόγω πρακτικές. Επιπλέον γίνεται σύντομη αναφορά στην Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο σχετικά με την ποιοτική κατάσταση των υδάτων. Παράλληλα αναλύονται τα συστήματα ταξινόμησης και οι βασικές μεθοδολογίες με βάση τις οποίες γίνεται προσπάθεια εκτίμησης της οικολογικής παροχής παραθέτοντας τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα τους.

Στη συνέχεια καταγράφονται οι πλέον σύγχρονες τάσεις και η κατεύθυνση που δύναται να ακολουθήσει η Ελλάδα μέσα από προτεινόμενες μεθόδους που έχουν εφαρμοστεί με επιτυχία σε άλλες χώρες και είναι εφικτό μέσα από την προσαρμογή τους στα ελληνικά δεδομένα να οδηγήσουν σε όσο το δυνατόν πληρέστερα αποτελέσματα.

Στο επόμενο στάδιο λαμβάνοντας υπόψη την βιβλιογραφική ανασκόπηση, αναφέρονται τα βήματα που πρέπει να ακολουθηθούν ώστε να διαμορφωθεί η δομή της μεθοδολογίας που θα εφαρμοστεί με βάση τα ελληνικά δεδομένα. Ορίζονται τα επιθυμητά χαρακτηριστικά και μπαίνουν οι βάσεις για την εφαρμογή μίας μεθόδου η οποία στηρίζεται στις αρχές της προσομοίωσης ενδιαιτημάτων. Στα πλαίσια αυτά γίνεται επεξήγηση της διαδικασίας υπολογισμού των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτήματος για συγκεκριμένα είδη της ελληνικής ιχθυοπανίδας καθώς και η ενσωμάτωση αυτών σε μαθηματικά μοντέλα προσομοίωσης, τα οποία με τη σειρά τους θα οδηγήσουν σε ένα σύστημα λήψης αποφάσεων το οποίο θα απευθύνεται σε διαχειριστές νερού και σε αρμόδιες αρχές (των Διευθύνσεων Υδάτων των Περιφερειών) προσφέροντάς τους ένα εργαλείο για θα βελτιώσουν τις επιδόσεις τους στις διαδικασίες λήψης αποφάσεων για την διαχείριση των υδάτων.

Abstract:

WP1 covers the theoretical part of river/stream flow setting, aiming to develop the general principles and objectives of an ecologically acceptable flow regime assessment system. There is an extensive international literature describing flow assessment methodologies and applications. A review will be undertaken for the purpose of clarifying concepts and outlining the range of possible methods. Basic elements, data requirements and research needs of commonly used methods or methods developed for specific applications will be presented, including a discussion of their advantages and disadvantages. This review will address knowledge gaps in present scientific understanding of how impaired flow affects the structure and function of riverine ecosystems and will also provide a platform for the development of the technical information necessary to establish ecologically acceptable flows.

Science is only one factor that affects decisions regarding flows. The policy side of flows considers environmental, social, economic, aesthetic and other factors when deciding on appropriate flow levels. The recently introduced WFD introduces the principle of integrated watershed management and requires that member states shall establish monitoring and ecological quality classification systems for the purpose of systematically assessing the ecological status of surface waters, and for determining the level of human impact on them. River flow prescriptions may have major consequences for the implementation of the WFD's environmental objectives and may also relate to other policy issues, for example, wetland conservation (Habitat Directive, 92/43/EC). It is therefore important to specify and interpret the principles of instream flow assessment methodologies from a WFD perspective and to identify compatible methodologies.

Conceptual development and understanding gained during this WP will support all following WPs with concepts and guidelines, and will fuel WPs 2 and 3.

Σύνοψη πληροφοριών Αρχείου

Αριθμός Παραδοτέου:	1
Τίτλος Παραδοτέου:	Βιβλιογραφική Έρευνα και εκτίμηση για το βέλτιστο υπάρχον εργαλείο εκτίμησης της οικολογικής παροχής
Συγγραφέας:	Παπαδάκη Χ., Δημητρίου Η., Ντοανίδης Λ., Ζόγκαρης Σ., Ευελπίδου Ν., Francisco Martínez Capel., Rafael Mas Munoz
Αριθμός Πακέτου Εργασίας:	1
Συντονιστής ΠΕ:	Δημητρίου Η.
Εταίροι που συμμετέχουν στο ΠΕ:	Δ. Αργυρόπουλος & Συνεργάτες ΟΕ, ΕΚΠΑ – Εθνικό και Καποδιστριακό Πανεπιστήμιο Αθηνών
Ομάδα στόχος:	Διοικητικούς Φορείς, Διαχειριστές λήψεως αποφάσεων, μελετητές, επενδυτές, πανεπιστήμια, ερευνητικούς φορείς, σπουδαστές, ιδιώτες
Λέξεις κλειδιά:	Οικολογική παροχή, Μέθοδοι Υπολογισμού της Οικολογικής παροχής, Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος, Ελληνικές συνθήκες

Πίνακας Περιεχομένων

1. Εισαγωγή 10

2. Περιγραφή της οικολογικής παροχής 11

2.1 Τι είναι οικολογική παροχή και ποιές ανάγκες εξυπηρετεί 11

2.2 Ορισμοί της οικολογικής παροχής 13

3. Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για το νερό (2000/60/ΕΚ- Water Framework Directive in Europe) 22

3.1 Περιγραφή 22

3.2 Προβλέψεις της Οδηγίας-Πλαίσιο για τα διαχειριστικά σχέδια λεκανών 26

4. Οικολογική κατάσταση του νερού 28

4.1 Οικολογική κατάσταση και Ευρωπαϊκή Οδηγία 2000/60/ΕΚ 28

4.2 Προσδιορισμοί της οικολογικής κατάστασης με βάση την ιχθυοπανίδα σύμφωνα με την Οδηγία-Πλαίσιο 32

5. Νομοθεσία για την οικολογική παροχή στην Ελλάδα και διεθνώς 34

5.1 Παγκόσμιο επίπεδο 34

5.2 Επίπεδο Ελλάδας 36

6. Κύριες πρακτικές εκτίμησης της οικολογικής παροχής κατά τον σχεδιασμό των έργων υδρομάστευσης - προβλήματα και προκλήσεις 39

6.1 Έργα που σχετίζονται με υδατικούς πόρους και ζητήματα γύρω από αυτά 39

6.2 Μέθοδοι υπολογισμού της οικολογικής ροής - Συστήματα Ταξινόμησης 40

6.3 Υδρολογικές μεθοδολογίες (hydrological methodologies) 42

6.4 Υδραυλικές Μεθοδολογίες (hydraulic rating methodologies) 46

6.5 Μεθοδολογίες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (habitat simulation or rating methodologies) 50

6.6 Ολιστικές μεθοδολογίες (holistic methodologies) 57

7. Σύγχρονες μέθοδοι και μοντέλα εκτίμησης της οικολογικής παροχής - προτερήματα και μειονεκτήματα 62

7.1 Επιλογή της βέλτιστης μεθόδου 62

7.2 Σύγχρονες τάσεις 64

7.3 Δράση-πλαίσιο ELOHA 65

7.4 Συσχέτιση και αξιολόγηση σύγχρονων μεθόδων-Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα 67

7.5 Η σύγχρονη τάση για τις ελληνικές συνθήκες 69

7.6 Παράδειγμα συνδυασμού μεθοδολογιών με σκοπό την βελτίωση των αποτελεσμάτων 71

8. Προτεινόμενες μέθοδοι για βελτιστοποίηση και προσαρμογή στα Ελληνικά δεδομένα (Κριτήρια αξιολόγησης και αποτελέσματα αυτής) 74

8.1 Επιθυμητά χαρακτηριστικά 74
8.2 Προτεινόμενη μεθοδολογία 74
8.3 Προσαρμογή της μεθόδου στις Ελληνικές συνθήκες 76
8.3.1 Τυπολογία με βάση τα χαρακτηριστικά της Ευρωπαϊκής Οδηγίας 76
8.3.2 Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας προσαρμοσμένες στις ελληνικές συνθήκες 77
9. Βιβλιογραφία 87
9.1 Διεθνής Έντυπη Βιβλιογραφία 88
9.2 Ελληνική Έντυπη Βιβλιογραφία 98
9.3 Πηγές στο διαδίκτυο 99
1. Ευρετήριο Όρων 100
2. Παραρτήματα 101
2.1 Παράρτημα Α 101
2.1.1 Διαμήκης ζώνωση των βιοτικών τύπων και των αβιοτικών τους χαρακτηριστικών (Ζόγκαρης, 2009). 101
2.2 Παράρτημα Β 102
2.2.1 Πρωτόκολλα πεδίου 102

Ευρετήριο Πινάκων

Πίνακας 1.1. Τρεις βασικοί τύποι ροών, επίδραση και σημαντικότητα που έχουν για το ποτάμιο οικοσύστημα (Davis & Hirji, 2003) 16
Πίνακας 1.2. Παραδείγματα από στοιχεία ποταμών και πως μπορούν αυτά να προστατευτούν μέσα από τις περιβαλλοντικές ροές (Davis & Hirji 2003) 17
Πίνακας 5.1. Χαρακτηριστικά των κανονιστικών και Διαδραστικών μεθοδολογιών Brown & King (2003) 41
Πίνακας 5.2. Υδρολογικές μέθοδοι και αντίστοιχες περιοχές στο εξωτερικό, όπου χρησιμοποιούνται ευρέως 42
Πίνακας 5.3. Όρια τιμών υδραυλικών παραμέτρων που εφαρμόζονται στη μέθοδο R2-Cross (USGS) 50
Πίνακας 5.4. Κατηγορίες και αντιπροσωπευτικές μέθοδοι αυτών, που χρησιμοποιούνται ανά τον κόσμο για τον υπολογισμό της οικολογικής παροχής σε ποτάμια (Lanna e Bennetti, 2002) 61

Πίνακας 6.1. Πλεονεκτήματα και μειονέκτημα των μεθόδων από τις τέσσερις βασικότερες κατηγορίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής (Acreman κ.ά. 2004) 67
Πίνακας 6.2. Βασικά χαρακτηριστικά των μεθόδων σύμφωνα με το σύστημα ταξινόμησης της Tharme 2003, (Τροποποιημένο από King *et al*., 1999).....68
Πίνακας 7.1. Τύποι μεσοενδιαιτήματος.....79
Πίνακας 7.2. Είδη ψαριών και τάξεις μεγέθους για την εκτίμηση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τις ελληνικές συνθήκες.....80

Ευρετήριο Σχημάτων

Σχήμα 1.1 Οι βασικοί παράγοντες που επηρεάζουν την υγεία ενός συστήματος Maddock (1999). 12
Σχήμα 1.2 Η οικολογική ακεραιότητα ενός ποταμού εξαρτάται από δυναμικά χαρακτηριστικά με κυρίαρχο το καθεστώς ροής (τροποποιημένο από Poff *et al*., 1997). 14
Σχήμα 1.3 Κλιματική αλλαγή και πέντε μεγάλες κατηγορίες που ευθύνονται για την υποβάθμιση των υδάτινων **Error! Bookmark not defined.**
Σχήμα 4.1 Μεθοδολογίες εκτίμησης οικολογικής παροχής για κάθε κατηγορία μεθοδολογίας και σχετικά ποσοστά εφαρμογής σε σχέση με το σύνολο παγκοσμίως (Tharme 2003). 35
Σχήμα 4.2 Μεθοδολογίες εκτίμησης οικολογικής παροχής 10 χωρών (Tharme, 2003). 36
Σχήμα 5.1 Παράδειγμα από τις καμπύλες καταλληλότητας των παραμέτρων μικροενδιαιτήματος (βάθος, ταχύτητα και υπόστρωμα). 55
Σχήμα 5.2 Καμπύλη συσχέτισης της παροχής και της Σταθμισμένης Κατάλληλης Έκτασης WUA για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής με την μεθοδολογία IFIM. 56
Σχήμα 6.1 Διάγραμμα ροής του πλαισίου εργασίας ELOHA. 66
Σχήμα 7.1 Τύποι μεσοενδιαιτημάτων ποταμού 80

Ευρετήριο Εικόνων

Εικόνα 1.1 Ενδεικτικά παραδείγματα από στάδια του υδρολογικού καθεστώτος των ποταμών. Στάδιο a χωρίς ροή, στάδιο b χαμηλή ροή, στάδιο c κανονική ροή και στάδιο d αυξημένη ροή χωρίς πλημμυρικά επεισόδια (πηγή: http://www.youtube.com/watch?v=BLeA1l0IH3w).....15
Εικόνα 5.1 Γραφική παράσταση βρεχόμενης περιμέτρου και παροχής για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής με την μέθοδο της Βρεχόμενης Περιμέτρου (Wetted Perimeter).....48

Εικόνα 5.2 Χωρική διακριτοποίηση τμήματος ποταμού σε κελία για την εφαρμογή της μεθοδολογίας IFIM 54
Εικόνα 6.1 Σύγκριση των μεθόδων που υπάρχουν για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών και η ανταπόκρισή τους στο βιολογικό επίπεδο 69
Εικόνα 7.1 *Salmo fariodes*, Δυτική Βαλκανική Πέστροφα (Ιονική πέστροφα), τάξη μεγέθους **1:** < 12 cm, **2:** 21cm +, ... 81
Εικόνα 7.2 Barbus peloponnesius, Πελοποννησιακή Μπριάνα, τάξη μεγέθους **1:** < 5cm, **2 :** 6cm+ 81
Εικόνα 7.3 Telestes pleurobipunctatus, Λιάρα, τάξη μεγέθους < 5cm, ... 81
Εικόνα 7.4 Squalius peloponensis, Ποταμοκέφαλος Πελοποννήσου, τάξη μεγέθους 1: < 7 cm, 2 : 8-15cm, 3 : 16+ 82
Εικόνα 7.5 Διαφορετικοί τύποι αναγνωριστικών (markers) 82
Εικόνα 7.6 Καμπύλη που δείχνει τη σχέση μεταξύ της παροχής και του μικροενδιαιτήματος για το υπό μελέτη είδος. Οι μονάδες του μικροενδιαιτήματος εκφράζονται ως έκταση ανά μονάδα μήκους του ρεύματος. 83
Εικόνα 7.7 Τμήμα του ποταμού διαμοιρασμένο με κελιά χαρακτηριστικά του βάθους, της ταχύτητας και της κάλυψης όπως προέκυψε από μοντέλα PHABSIM. 86
Εικόνα 7.8 Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area) για όλο το μήκος του ποταμού, για μια τιμή παροχής. 86

1. Εισαγωγή

Το πρώτο παραδοτέο καλύπτει το θεωρητικό μέρος για την οικολογική παροχή του ποταμού, με στόχο την ανάπτυξη γενικών αρχών και στόχων μιας αποδεκτής προσέγγισης για την εκτίμηση της ελάχιστης οικολογικής παροχής.

Πραγματοποιείται ανάλυση της διεθνούς βιβλιογραφίας και περιγράφονται μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής και εφαρμογές τους. Γίνεται βιβλιογραφική ανασκόπηση με σκοπό την αποσαφήνιση των εννοιών και την περιγραφή των υφιστάμενων μεθόδων. Επιπλέον, παρουσιάζονται τα βασικά στοιχεία που είναι απαραίτητα για την εφαρμογή των σχετικών μεθοδολογιών, οι απαιτήσεις και οι δυνατότητες εφαρμογής αυτών που χρησιμοποιούνται συνήθως επίπεδο διεθνές, καθώς και τα πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα της κάθε μιας από αυτές. Αυτή η ανασκόπηση αναδεικνύει τα κενά γνώσης στη σημερινή κατανόηση του τρόπου με τον οποίο η μείωση της παροχής επηρεάζει τη δομή και τη λειτουργία των ποτάμιων οικοσυστημάτων.

Επιπλέον, τίθενται συγκεκριμένα κριτήρια για την αξιολόγηση της βέλτιστης μεθοδολογίας που θα μπορούσε να τύχει περαιτέρω επεξεργασίας στα επόμενα πακέτα εργασίας.

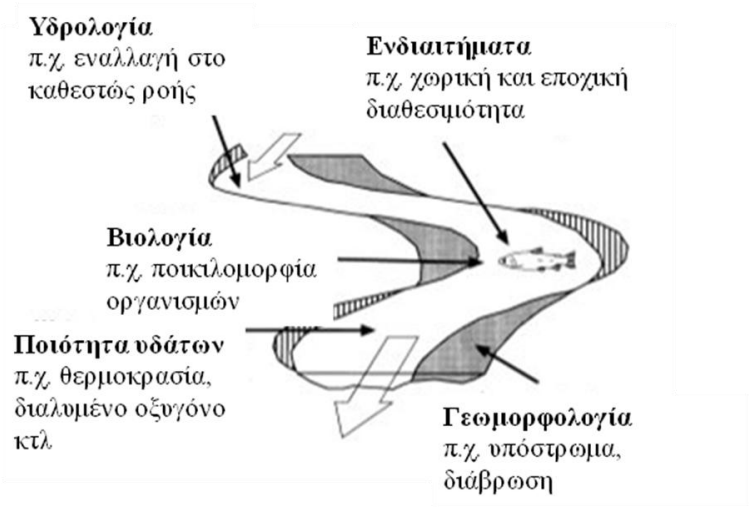
2. Περιγραφή της οικολογικής παροχής

2.1 Τι είναι οικολογική παροχή και ποιές ανάγκες εξυπηρετεί

Κάθε ποτάμιο οικοσύστημα έχει άμεση αλληλεπίδραση με την λεκάνη απορροής στην οποία βρίσκεται. Ποιοτικά και ποσοτικά χαρακτηριστικά που αφορούν την έκταση ολόκληρης της λεκάνης αντανακλώνται μέσα στα νερά των ποταμών, επηρεάζοντας την συνολική λειτουργία των υδάτινων οικοσυστημάτων και επομένως και την κατάσταση του περιβάλλοντος μιας περιοχής.

Τα ποτάμια από πάρα πολύ παλιά ακόμα, αποτελούσαν πόλο έλξης για την ανάπτυξη ανθρωπογενών δραστηριοτήτων. Ο ρόλος τους στις ανθρώπινες κοινωνίες είναι καθοριστικός καθώς παρέχουν πάρα πολλές υπηρεσίες όπως υδροδότηση, άρδευση, ενέργεια, αναψυχή, κτλ. Εξαιτίας όλων αυτών των σημαντικών υπηρεσιών ο άνθρωπος πολύ συχνά έγινε αιτία αλλοίωσης της φυσιολογικής μορφής των ποταμών παρεμβαίνοντας στη φυσική τους λειτουργία, στην προσπάθεια του να εκμεταλλευτεί (συχνά υπέρ του δέοντος) τους υδατικούς πόρους προς όφελός του.

Μέσα από αυτές τις παρεμβάσεις το υδατικό καθεστώς των ποταμών αλλάζει με αποτέλεσμα πολύ συχνά και ανάλογα με το μέγεθος της παρέμβασης, να επηρεάζεται η βιωτή των ποταμών και των γειτονικών τους οικοσυστημάτων. Ειδικότερα όταν αυτές οι παρεμβάσεις γίνονται αυθαίρετα, χωρίς να λαμβάνονται υπόψη οι ανάγκες των οικοσυστημάτων σε νερό, οι συνέπειες είναι καταστροφικές και σε μεγάλο βαθμό χωρίς δυνατότητα επαναφοράς των οικοσυστημάτων στην αρχική τους κατάσταση. Η σωρεία των στρεβλώσεων της ‘φυσικής ροής’ των ποταμών έχει φθάσει σε μη ανεκτά επίπεδα και οι επιπτώσεις αυτών των πρακτικών έχουν ως κύριο αποδέκτη τον άνθρωπο και την ευημερία του (σχήμα 1.1).



Σχήμα 2.1 Οι βασικοί παράγοντες που επηρεάζουν την υγεία ενός συστήματος Maddock (1999)

Σε ολόκληρο τον κόσμο τα σχέδια διαχείρισης των υδατικών αποθεμάτων έχουν προκαλέσει αλλοιώσεις και μεταβολές στο φυσικό υδατικό καθεστώς (e.g. Asia: Chen & Wu, 1987; Africa: Petitjean & Davies, 1988; Bruwer & Ashton, 1989; Davies O'Keeffe & Snaddon, 1993; Mexico: Contreras & Lozano, 1994; Europe: Dynesius & Nilsson, 1994; Dudgeon, 1995; Australia: Walker, Sheldon & Puckridge, 1995; Postel, 1995; Abramovitz, 1995) με αποτέλεσμα να παρατηρούνται επιπτώσεις στη βιωτή των οικοσυστημάτων, οι οποίες έχουν επαρκώς τεκμηριωθεί σε επιστημονικά κείμενα.

Τα τελευταία χρόνια παρατηρείται μια μεταστροφή των επενδυτικών κινήσεων, των σχετικών με τους φυσικούς πόρους, προς την διατήρηση των οικοσυστημάτων (***ecosystem conservation***) που τους παρέχουν. Η αλλαγή αυτή συνεπάγεται την οικονομική εκμετάλλευση των παρεχόμενων φυσικών πόρων με την παράλληλη προστασία και διατήρηση των οικοσυστημάτων που τους φιλοξενούν ή και δημιουργούν. Η προηγούμενα αποκτηθείσα εμπειρία από την σκληρή εκμετάλλευση των φυσικών πόρων με τις σφοδρές επιπτώσεις στην ποιότητα ζωής του ανθρώπου, αποτέλεσε την αφορμή για την ωρίμανση μιας νέας αντίληψης, σύμφωνα με την οποία τα οικοσυστήματα αποδίδουν πόρους, όσο περισσότερο διασφαλίζεται η διατήρηση και η φυσική λειτουργία τους.

Η συγκεκριμένη οικολογική προσέγγιση στη διαχείριση των φυσικών πόρων (Pirot, Meynell & Elder, 2000; Smith & Maltby, 2003) υφίσταται και στα οικοσυστήματα γλυκού νερού. Τα οικοσυστήματα γλυκού νερού παρέχουν οικονομική ασφάλεια: αλιεία, φάρμακα, ξυλεία, υδροηλεκτρική ενέργεια, κοινωνική ασφάλεια: προστασία από τις φυσικές καταστροφές

όπως οι πλημμύρες και ηθική ασφάλεια υποστηρίζοντας τα δικαιώματα του ανθρώπου και των άλλων ζωντανών οργανισμών στο νερό (Acreman, 2001). Η συνεισφορά τους στην ανθρώπινη ευημερία είναι τόσο μεγάλη, ώστε αποτέλεσε αφορμή για τη σύλληψη και ανάπτυξη του όρου της οικολογικής παροχής (***environmental flow***).

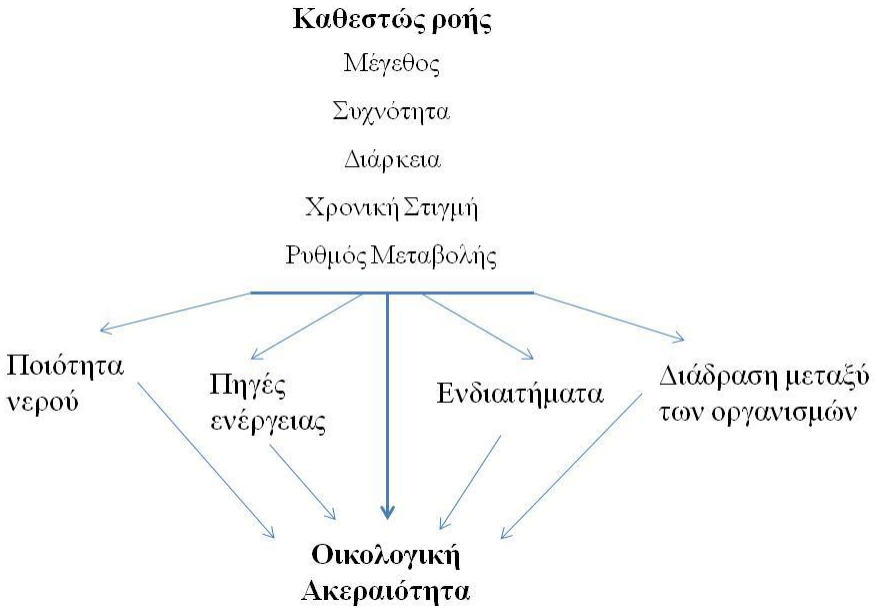
2.2 Ορισμοί της οικολογικής παροχής

Η οικολογική παροχή είναι ένας κοινά αποδεκτός επιστημονικός όρος που αφορά στην ποσότητα, στην περίοδο, στη διάρκεια, στη συχνότητα και στην ποιότητα της ροής του νερού, η οποία απαιτείται για την διατήρηση των οικοσυστημάτων γλυκού νερού, των δελταϊκών και παράκτιων οικοσυστημάτων, όπως επίσης και για την διατήρηση της ανθρώπινης ευημερίας, η οποία εξαρτάται από αυτά (Acreman & Ferguson, 2010, Brisbane Declaration). Πρόκειται για τη ροή που διατηρεί το οικοσύστημα σε μια κατάσταση 'υγιή' (Norris & Thoms, 1999), η οποία καθίσταται χαμηλότερης ποιοτικής αξίας από την αρχική του μορφή (φυσική ή αδιατάρακτη ροή / ***pristine condition***) (IUCN, 2003) εφόσον η αρχική κατάσταση ενός οικοσυστήματος θεωρείται αδιατάρακτη και προϋποθέτει την μη παρουσία επεμβάσεων οποιασδήποτε φύσης σε αυτό.

Κάποιοι ακόμα όροι που απαντώνται στη διεθνή βιβλιογραφία είναι η Περιβαλλοντικά Απαιτούμενη Ροή (Environmental Flow Requirement), και το Οικολογικά Αποδεκτό Καθεστώς Ροής (Ecologically Acceptable Flow Regime) (King *et al.*, 1999). Στην Ελλάδα χρησιμοποιείται πιο συστηματικά ο όρος Οικολογική Παροχή, ο οποίος αποδίδει την ποιότητα και την ποσότητα ροής που πρέπει να διατηρείται σε έναν ποταμό προκειμένου να μην επηρεάζονται συγκεκριμένα επιθυμητά οικολογικά γνωρίσματά του και να επιτυγχάνονται οι επιθυμητοί οικολογικοί στόχοι. Τα εν λόγω γνωρίσματα μπορεί να αφορούν σε φυσικοχημικά ή βιολογικά χαρακτηριστικά του ποταμού καθώς και στις μεταξύ τους σχέσεις.

Αρχικά, οι επιστήμονες δέχονταν ως οικολογική παροχή, την χαμηλότερη δυνατή ροή που θα έπρεπε να έχει ένα ποτάμιο οικοσύστημα προκειμένου να είναι σε θέση να διατηρήσει την ακεραιότητά του, όμως πλέον είναι ευρέως αποδεκτή η παραδοχή ενός φυσικά μεταβαλλόμενου καθεστώτος ροής ως ασφαλιστική δικλείδα για την διατήρηση του οικοσυστήματος (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington, 2002; Postel & Richter, 2003; Annear *et al.*, 2004; Biggs, Nikora & Snelder, 2005; Poff *et al.*, 2010).

Το καθεστώς ροής ή αλλιώς υδατικό καθεστώς χρησιμοποιείται για να εκφράσει ένα σύνολο χαρακτηριστικών που αφορούν τα νερά των ποταμών όπως την έκταση πλημμυρισμένης περιοχής, το βάθος (ελάχιστο και μέγιστο), την εποχικότητα (πλημμύρα μόνιμη, εποχική ή εφήμερη), την εποχή μεγίστης πλημμύρας και στάθμης, το ρυθμό ανύψωσης ή πτώσης της στάθμης, το μέγεθος και τη συχνότητα των πλημμυρών καθώς και τη διάρκειά τους, τη διάρκεια ξηράς περιόδου, τη ταχύτητα ροής και την παροχή (Τσιούρης 2005) (σχήμα 1.2).

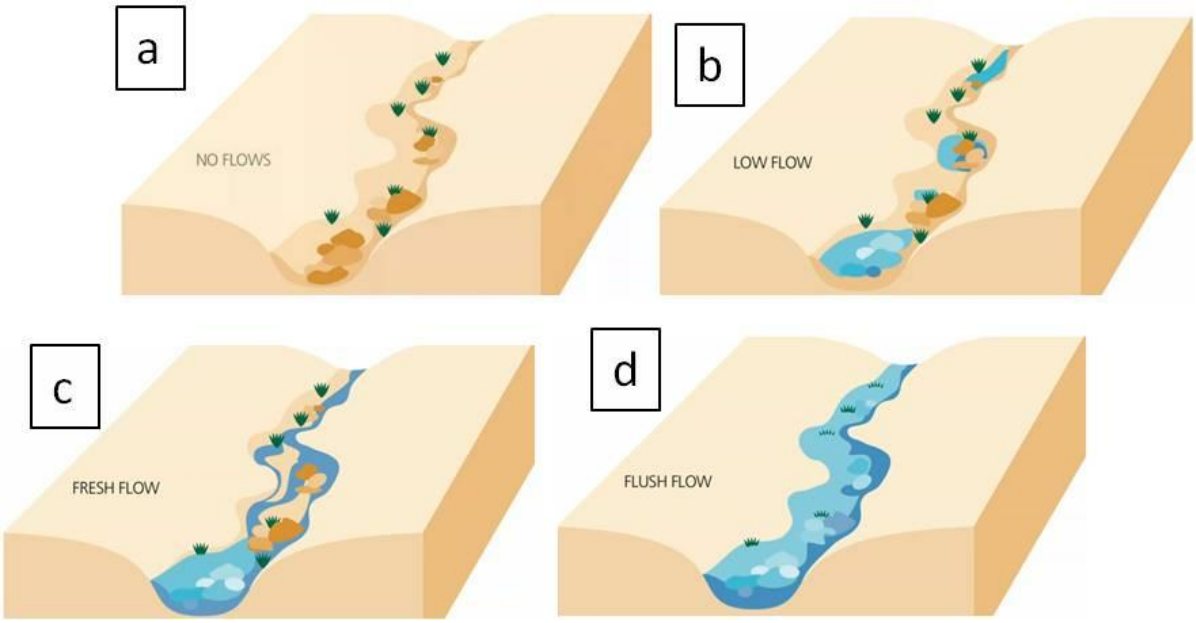


Σχήμα 2.2 Η οικολογική ακεραιότητα ενός ποταμού εξαρτάται από δυναμικά χαρακτηριστικά με κυρίαρχο το καθεστώς ροής (τροποποιημένο από Poff *et al.*, 1997).

Το καθεστώς ροής αποτελεί θεμελιώδες κομμάτι για τη μελέτη και τη διαχείριση της λειτουργίας των υδάτινων οικοσυστημάτων (Bunn & Arthington 2002; Arthington & Pusey 2003; Richter *et al.*, 2006) καθώς επίσης κατέχει και καθοριστικό ρόλο για την οικολογία μιας περιοχής (Richter *et al.*, 1996; Puff *et al.*, 1997; Puckridge *et al.*, 1998; Bunn & Arthington, 2002; Naiman *et al.*, 2002). Η συγκεκριμένη αντίληψη έχει συνεισφέρει στην υλοποίηση διαχειρίσεων περιβαλλοντικής ροής σε χιλιάδες χιλιόμετρα ποταμών (Postel & Richter, 2003). Ειδικά και μετά τη δημοσίευση "Το παράδειγμα του φυσικού καθεστώτος ροής " (natural flow regime paradigm) (Poff *et al.*, 1997), οι οικολόγοι και γενικότερα οι επιστημονικές κοινότητες που ασχολούνται με το περιβάλλον, αναγνώρισαν την ενδοποτάμια ροή και τις εναλλαγές της σε ετήσια βάση, ως ένα από τα βασικά χαρακτηριστικά της δομής και της λειτουργίας των ποταμών και της βιωτής τους (Lytle & Poff 2004, Arthington *et al.*,

2006, Naiman *et al.*, 2008). Στην εικόνα 1.1. αναπαριστώνται ενδεικτικά, κάποια στάδια από τις αλλαγές που συμβαίνουν στα νερά των ποταμών όσον αφορά στο υδρολογικό καθεστώς τους.

Το στάδιο **a** αφορά μία ενδεχόμενη περίοδο ξηρασίας. Σε πολλά ποτάμια για διάστημα ημερών ή και μηνών το νερό εξαφανίζεται εντελώς στην κύρια κοίτη του, ιδιαίτερα όταν το έτος είναι θερμό και ξηρό κατά το μεγαλύτερο ποσοστό του. Το στάδιο **b** αφορά περιόδους με χαμηλή ροή όπου νερό υπάρχει κυρίως σε εμβαθύνσεις της κοίτης (pools), ενώ το στάδιο **c** αφορά περιόδους κανονικής ροής και το στάδιο **d** περιόδους αυξημένης ροής, μετά από βροχοπτώσεις χωρίς όμως να προκαλέσουν πλημμυρικά επεισόδια.



Εικόνα 2.1 Ενδεικτικά παραδείγματα από στάδια του υδρολογικού καθεστώτος των ποταμών. Στάδιο a χωρίς ροή, στάδιο b χαμηλή ροή, στάδιο c κανονική ροή και στάδιο d αυξημένη ροή χωρίς πλημμυρικά επεισόδια (πηγή: http://www.youtube.com/watch?v=BLeA1l0IH3w).

Οι λόγοι για τους οποίους συμβαίνουν αλλαγές στο υδρολογικό καθεστώς είναι πολλοί. Μπορεί να είναι ενδογενείς όπως η γεωγραφική θέση, το κλίμα, η εποχικότητα αλλά και εξωγενείς όπως οι ανθρώπινες παρεμβάσεις. Οι αυξομειώσεις αυτές είναι θεμιτές όταν συμβαίνουν κάτω από φυσιολογικές συνθήκες και καλούνται υδρολογικό καθεστώς (flow regime). Με τις αυξομειώσεις στην παροχή που οφείλονται σε φυσιολογικά αίτια το σύστημα του ποταμού μπορεί και αυτορυθμίζεται διατηρώντας τις απαιτήσεις των συστατικών του

οικοσυστήματος και ως εκ τούτου την αειφορία του. Για παράδειγμα οι πλημμύρες όταν συμβαίνουν από φυσιολογικά αίτια, είναι αιτία αναπαραγωγής και δημιουργίας καταφυγίων για τα πολύ νεαρά ψάρια (Petts, 2009). Ενώ, όταν το φυσικό καθεστώς ροής του ποταμού είναι σε κίνδυνο, είναι και τα ενδιαιτήματα των ιχθύων που βρίσκονται εντός και συνεπώς και η οικολογική ακεραιότητα του ολόκληρου του συστήματος. Στον πίνακα 1.1. που ακολουθεί αναφέρονται για τρεις βασικούς τύπους ροών η επίδραση και η σημαντικότητα που έχουν για το ποτάμιο οικοσύστημα (Davis & Hirji, 2003).

Πίνακας 2.1. Τρεις βασικοί τύποι ροών, επίδραση και σημαντικότητα που έχουν για το ποτάμιο οικοσύστημα (Davis & Hirji, 2003)

Χαμηλές ροές: Εύρος από ξηρές έως υγρές περιόδους	• Οι χαμηλές ροές υπάρχουν όταν δεν συμβαίνουν πλημμύρες. • Έχουν περισσότερες εναλλαγές κατά τις υγρές περιόδους από ό,τι στις ξηρές • Από αυτές εξαρτάται αν το ποτάμι βρίσκεται σε καθεστώς μόνιμης ροής ή έχει εποχιακές διακυμάνσεις (χείμαρρος), ανάλογα με τις βροχοπτώσεις • Δημιουργούν διαφορετικές συνθήκες ανάλογα με την εποχή • Με βάση αυτές καθορίζονται τα είδη και ο αριθμός των οργανισμών που διαβιούν στο ποτάμι για κάθε στιγμή του έτους
Μικρές πλημμύρες: μέγεθος, αριθμός και συχνότητα	• Μικρές πλημμύρες συμβάλλουν στην ενίσχυση της αναπαραγωγής στα ψάρια • Απομακρύνουν το κακής ποιότητας νερό • Καθαρίζουν την κοίτη του ποταμού • Ταξινομούν τις πέτρες του ποταμού με βάση το μέγεθος τους δημιουργώντας έτσι διαφορετικά είδη ενδιαιτημάτων • Προτρέπουν την ενίσχυση και το συγχρονισμό δραστηριοτήτων από τα ανάντη ως και τις εκβολές όπως μεταναστεύσεις ψαριών και βλάστηση δενδρυλλίων στις όχθες του ποταμού
Μεγάλες πλημμύρες: μέγεθος και συχνότητα	• Οι μεγάλες πλημμύρες συμβάλλουν κατά τον ίδιο τρόπο όπως και οι μικρές, μόνο που με τη δύναμη τους μπορούν και τροποποιούν την μορφολογία της κοίτης • Μετακινούν κροκάλες και καθαρίζουν την κοίτη από μεγάλους βράχους • Εναποθέτουν ίζημα, θρεπτικά στοιχεία, αυγά και σπόρους στις πλημμυρισμένες εκτάσεις • Εμπλουτίζουν το έδαφος με υγρασία συμβάλλοντας στη βλάστηση της παρόχθιας ζώνης • Βοηθούν στην ισορροπία της θάλασσας με τις εκβολικές περιοχές, καθαρίζοντας τες • Κατακλύζουν εκτάσεις ενισχύοντας δευτερεύοντα κανάλια με νερό • Μπορούν να συμβάλλουν στην ανάπτυξη της βιοποικιλότητας καθώς πολλά είδη προσελκύονται από τη διαθεσιμότητα μεγάλων ποσοτήτων νερού όπως σπάνια υδρόβια πουλιά κτλ

Στον πίνακα 1.2. που ακολουθεί αναφέρονται μερικά από τα κύρια στοιχεία των υδρόβιων οικοσυστημάτων και της χρησιμότητάς τους καθώς και παραδείγματα από ροές που μπορούν να τα προστατεύσουν (Davis & Hirji, 2003).

Πίνακας 2.2. Παραδείγματα από στοιχεία ποταμών και πως μπορούν αυτά να προστατευτούν μέσα από τις περιβαλλοντικές ροές (Davis & Hirji 2003)

Στοιχεία	**Επεξήγηση**	**Παραδείγματα απαιτούμενων περιβαλλοντικών ροών**
Υδρόβια ζώα	Τα ψάρια του γλυκού νερού είναι πολύτιμη πηγή πρωτεϊνών για τους ανθρώπους. Κάποια ακόμα πολύτιμα είδη της πανίδας στα υδρόβια συστήματα είναι μερικά σπάνια υδρόβια πουλιά καθώς και η μικροσκοπική υδρόβια ζωή που αποτελεί και τη βάση της τροφικής αλυσίδας.	Ροές για τη διατήρηση των οικοτόπων. Ροές για τη διατήρηση της καλής ποιότητας του νερού. Ροές για τη διατήρηση των μεταναστευτικών ειδών της ιχθυοπανίδας. Μικρές πλημμύρες για τη ενίσχυση και συντήρηση του κύκλου αναπαραγωγής και της ωοτοκίας .
Παρόχθια βλάστηση	Αποτρέπει τη διάβρωση και σταθεροποιεί τις όχθες του ποταμού. Παρέχει τροφή και ξυλεία στους ανθρώπους. Καταφύγιο στα ζώα. Ρυθμίζει το φορτίο των θρεπτικών συστατικών που προκύπτει από ανθρώπινες δραστηριότητες στη λεκάνη.	Ροές που διατηρούν την υγρασία στις παρόχθιες ζώνες. Υψηλές ροές που εναποθέτουν οργανικό υλικό στις παρόχθιες ζώνες και σπόρους.
Ποταμίσια άμμος	Υλικό για τις κατασκευές.	Ροές που μεταφέρουν άμμο και βοηθούν στο διαχωρισμό της από άλλα υλικά.
Εκβολές	Παρέχουν περιοχές όπου τα ψάρια μπορούν να αναπαραχθούν.	Ροές που επιτρέπουν την ισορροπία ανάμεσα στο θαλασσινό και το γλυκό νερό κρατώντας τα επίπεδα του αλατιού σχετικά σταθερά.
Υδροφορείς και Υπόγεια νερά	Συμβάλλουν στη διατήρηση της εποχικότητας των ποταμών δρώντας ως πηγές νερού σε περιόδους ξηρασίας.	Ροές που εμπλουτίζουν και ανανεώνουν τους υδροφορείς
Πλημμυρικές ζώνες	Στηρίζουν την αλιεία και την αγροτική παραγωγή.	Πλημμύρες οι οποίες συμβαίνουν την κατάλληλη εποχή του χρόνου

Αισθητική	Ο ήχος του νερού που κυλάει, τα αρώματα και οι εικόνες των ποταμών με δέντρα πουλιά και ψάρια.	Ροές που να μπορούν να ικανοποιήσουν τις προϋποθέσεις για να υπάρξει καλή αισθητική, πολλές από τις οποίες αναφέρονται στα προηγούμενα στάδια.
Αναψυχή και πολιτισμός	Αθλητικές δραστηριότητες τύπου ράφτινκ ή και θρησκευτικές παραδόσεις όπως βάπτιση κτλ. Ψυχαγωγία όπως φωτογραφία, παρατήρηση πουλιών κτλ.	Ροές που μπορούν να απομακρύνουν φυτοπλαγκτόν και να βελτιώνουν την καθαρότητα των υδάτων.
Λειτουργία οικοσυστημάτων	Διατήρηση των ορίων της ικανότητας των υδρόβιων οικοσυστημάτων να ρυθμίζουν σημαντικές οικολογικές διεργασίες όπως καθαρισμός του νερού, ομαλή διόδευση των πλημμυρών, έλεγχος των παρασίτων.	Ροές που ενισχύουν τη βιοποικιλότητα και την ομαλή λειτουργία των οικοσυστημάτων.
Περιβαλλοντική προστασία	Μείωση των βλαβερών ανθρώπινων παρεμβάσεων και διατήρηση των οικοσυστημάτων για τις επόμενες γενιές σε όσο το δυνατόν καλύτερη κατάσταση.	Όλες οι προαναφερθείσες ροές.

Όμως, πέραν της προόδου που έχει σημειωθεί σε αυτό τον τομέα, εκατομμύρια χιλιόμετρα ποταμών και χιλιάδες εκτάρια υδροβιοτόπων – περιοχές από τις οποίες εξαρτάται το ανθρώπινο βιοτικό επίπεδο – βρίσκονται εκτεθειμένα και απροστάτευτα απέναντι στην απειλή της κατάχρησης του νερού ή σε άλλες μεταβολές του φυσικού καθεστώτος ροής (Poff *et al*., 2010). Οι εν λόγω απειλές θα βρίσκονται σε μια αύξουσα πορεία καθώς, ο ανθρώπινος πληθυσμός θα πληθαίνει όπως επίσης θα αυξάνονται οι ενεργειακές του ανάγκες και κατ' επέκταση οι ανάγκες για νερό στην γεωργία και τη βιομηχανία (CAWMA, 2007). Για παράδειγμα, μόνον στην Ευρωπαϊκή Κοινότητα έχει ρυθμιστεί τεχνητά το 60-65% των υπαρχόντων ποταμών, ενώ στην Ασία περίπου το 50% των ρυθμισμένων τεχνητά ποταμών περιέχουν κι ένα φράγμα (WCD, 2000). Επιπροσθέτως, η κλιματική αλλαγή θα επιφέρει αβεβαιότητες στην κατανομή του νερού (Vorosmarty *et al*., 2000, Dudgeon *et al*., 2006, Palmer *et al*., 2008). Ένας ακόμα παράγοντας που πρέπει να ληφθεί υπόψη στη συζήτηση σχετικά με τη σημασία του υδρολογικού καθεστώτος για ένα ποτάμι είναι και η αύξηση της συγκέντρωσης των ρύπων μέσα στα νερά του καθώς οι σχετικές συνέπειες πολλαπλασιάζονται όταν μειώνονται οι παροχές του.

Η τρέχουσα και προβλεπόμενη μελλοντική ζήτηση σε υδάτινα αποθέματα αυξάνεται και έχει δημιουργήσει μια έντονη διαμάχη μεταξύ δυο διαφορετικών θεωρήσεων, από τη μια εκείνης που αντιμετωπίζει τα ποτάμια και γενικότερα τα οικοσυστήματα γλυκού νερού ως φυσικούς πόρους ενέργειας και νερού και από την άλλη εκείνης που προσβλέπει στην διατήρησή τους ως ενιαία, βιολογικώς ποικίλα οικοσυστήματα (Dynesius & Nilsson, 1994; Abramovitz, 1995; Postel, 1995; McCully, 1996; World Commission on Dams (WCD), 2000; World Conservation Union (IUCN), 2000; Green Cross International (GCI), 2000). Η εν λόγω διαμάχη παρακινεί ένα αναπτυσσόμενο πεδίο επιστημονικής έρευνας, το οποίο καταπιάνεται με την αξιολόγηση της απαίτησης των ποταμών για το νερό τους, με σκοπό την επίτευξη ικανοποιητικών ανταλλαγών στην κατανομή νερού μεταξύ όλων των χρηστών του συγκεκριμένου πόρου και των ιδίων των ποταμών (Tharme, 2003).

Πρόκειται για τον επιστημονικό κλάδο της αξιολόγησης της οικολογικής παροχής (Science of environmental flow assessment). Μέσω του κλάδου αυτού καθορίζεται η ποσότητα και η ποιότητα του νερού που απαιτείται για τη διατήρηση του οικοσυστήματος και την προστασία των πόρων του (Tharme, 2003).

Σύμφωνα με τη Tharme (1996), η εξέλιξη της συγκεκριμένης επιστήμης και των αντίστοιχων μεθοδολογιών για την αξιολόγηση της οικολογικής ροής των ποτάμιων συστημάτων, ιστορικά άρχισε στις ΗΠΑ. Οι ΗΠΑ υπήρξαν στην πρώτη γραμμή της έρευνας με την ανάπτυξη των πρώτων "ad hoc" μεθοδολογιών στα τέλη της δεκαετίας του 40 και με μια σειρά πιο επίσημα καταγεγραμμένων τεχνικών στα τέλη της δεκαετίας του 70. Στα περισσότερα μέρη του κόσμου οι διαδικασίες αξιολόγησης της οικολογικής ροής καθιερώθηκαν αργότερα, με τις προσεγγίσεις περιβαλλοντικής κατανομής του νερού να εμφανίζονται στη βιβλιογραφία στη δεκαετία του 80 (Arthington *et al.*, 2004).

Τα προηγούμενα χρόνια σε κάποιες χώρες, η έννοια της οικολογικής παροχής περιοριζόταν στη διατήρηση των οικονομικά σημαντικών ψαριών του γλυκού νερού, κυρίως των σολομοειδών σε διευθετημένα ποτάμια. Κύριο σκοπό αποτελούσε ο καθορισμός μιας ελάχιστης αποδεκτής ροής, βασισμένης σχεδόν αποκλειστικά σε προβλέψεις του διαθέσιμου ενδοποτάμιου ενδιαιτήματος συνδεδεμένες με τις προτιμήσεις ενδιαιτήματος για ένα ή μερικά είδη ψαριού (Jowett, 1997; Pusey, 1998). Θεωρήθηκε ότι οι προτεινόμενες ροές που θα προστάτευαν τους πληθυσμούς των οικονομικά ωφέλιμων ψαριών, τα ενδιαιτήματά τους και κατ' επέκταση τους πόρους τροφής για τον άνθρωπο, θα ήταν ικανές να διατηρήσουν και

το ποτάμιο οικοσύστημα. Σήμερα, υπάρχει πληθώρα μεθοδολογιών και καινοτομιών στον τομέα της αξιολόγησης της οικολογικής παροχής.

Παραδοσιακά, η αξιολόγηση της οικολογικής κατάστασης αφορούσε κυρίως την ποιότητα των υδάτων των ποταμών η οποία στηριζόταν μόνον σε μετρήσεις των φυσικών, χημικών και μερικών βιολογικών χαρακτηριστικών. Αν και οι συγκεκριμένες μέθοδοι κρίνονται επαρκείς για τη ρύθμιση απορρίψεων λυμάτων και για την προστασία του ανθρώπου, παρά ταύτα δεν καθίστανται ιδιαίτερα χρήσιμες για τη διαχείριση λεκανών απορροής ή για την αξιολόγηση της λειτουργίας ενός ποτάμιου οικοσυστήματος (Norris & Thoms, 1999).

Πλέον, οι μετρήσεις της υδρόβιας πανίδας για την αξιολόγηση της δομικής ακεραιότητας ενός ποταμού έχουν γίνει απαραίτητες για τις μελέτες αξιολόγησης ποταμών. Εμπειρικές μελέτες σε ποτάμια οικοσυστήματα, τα οποία βρίσκονται υπό περιβαλλοντική πίεση, προτείνουν ότι μια μικρή ομάδα βιολογικών δεικτών είναι σε θέση να παράσχει στοιχεία για την αξιολόγηση ενός ποταμού. Παρ' όλα αυτά, τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του περιβάλλοντος επηρεάζουν τους συγκεκριμένους δείκτες, η δομή και η λειτουργία των οποίων μπορεί να μεταβάλλεται από ανθρωπογενείς δραστηριότητες (Norris & Thoms, 1999).

Η Αξιολόγηση Οικοσυστημάτων της Χιλιετίας (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) έδειξε ότι πολλά οικοσυστήματα υποβαθμίστηκαν ή χάθηκαν, με τα υδάτινα οικοσυστήματα να υποφέρουν από την απομάκρυνση νερού για την ύδρευση του ανθρώπου, για τις καλλιέργειες και την υποστήριξη της βιομηχανίας, με πολλές επιπτώσεις, προερχόμενες κυρίως από την τμηματοποίηση των ποταμών λόγω φραγμάτων (Nilsson *et al.*, 2005). Τα υδάτινα οικοσυστήματα χρειάζονται το νερό για να είναι σε θέση να διατηρήσουν τη φυσικοχημική δομή τους, τα είδη, τις κοινωνίες που ζουν σε αυτά όπως επίσης και τις διεργασίες που δίνουν σε αυτά τον ιδιαίτερο χαρακτήρα τους. Επομένως, η κατανομή υδάτινων ποσοτήτων για το περιβάλλον εμμέσως υποστηρίζει τον άνθρωπο, διατηρώντας τα αγαθά και τις υπηρεσίες των οικοσυστημάτων σε υψηλό επίπεδο (Acreman, 1998).

Η ανάγκη κατανομής νερού για το ίδιο το περιβάλλον αναγνωρίστηκε στο πλαίσιο δράσεων όπως η Ολοκληρωμένη Διαχείριση για τους Υδάτινους Πόρους (***Integrated Water Resources Management***) (IWRM, Moriarty, Butterworth & Batchelor, 2004) και η Αξιολόγηση των Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων (***Environmental Impact Assessment***) (EIA, Gilpin, 1995) αλλά αντιμετωπίστηκε υπό το πρίσμα των ελαχίστων απαιτήσεων σε ένα οικοσύστημα, δηλαδή ως μια πολύ μικρή ροή σε ένα ποτάμι (Acreman & Ferguson, 2010). Η υδρο-

οικολογική ανάλυση έχει δείξει ότι όλα τα χαρακτηριστικά του καθεστώτος ροής επηρεάζουν ένα οικοσύστημα γλυκού νερού, περιλαμβάνοντας τις πλημμύρες, τις μέσες και τις χαμηλές ροές (Junk, Bayley & Sparks, 1989; Richter *et al*., 1996; Poff *et al*., 1997). Για αυτόν τον λόγο πάρα πολλές αξιολογήσεις οικολογικής παροχής στηρίζονται στη σύγκριση με τα φυσικά υδρολογικά καθεστώτα (Poff *et al.*, 2010).

3. Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για το νερό (2000/60/ΕΚ- Water Framework Directive in Europe)

3.1 Περιγραφή

Μία σημαντική πολιτική ενοποίησης των πρακτικών διαχείρισης του νερού και διατήρησης των οικοσυστημάτων αποτελεί η Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο για το νερό ή αλλιώς Οδηγία 2000/60/ΕΚ. Η Οδηγία αυτή αναφέρεται στη διαχείριση των υδατικών πόρων και οικοσυστημάτων της ΕΕ, περιλαμβάνοντας μια πληθώρα περιοχών με διαφορετικό κλίμα όπως επίσης διαφορετικές ανάγκες σε νερό. Στην ουσία πρόκειται για μία υπεροδηγία που ενσωματώνει ή αντικαθιστά παλαιότερες Οδηγίες και Κανονισμούς που αφορούσαν το νερό, εισάγει πολλές νέες ρυθμίσεις και απαιτεί εναρμόνιση των Οδηγιών που παραμένουν με τις διατάξεις της. Η Οδηγία έχει ισχυρά οικολογικό προσανατολισμό, και ενώ επικεντρώνεται σε θέματα διαχείρισης και προστασίας των υδατικών πόρων, δίνει ιδιαίτερη βαρύτητα στην περιβαλλοντική διάσταση των χρήσεων του νερού και στην ανάγκη διατήρησης της ακεραιότητας των οικοσυστημάτων.

Συγκεκριμένα περιλαμβάνει ποιοτικές, ποσοτικές και οικολογικές απαιτήσεις για την προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων και την καλή οικολογική κατάσταση των υδάτινων πόρων και θέτει ως κεντρική ιδέα την ολοκληρωμένη διαχείριση σε κλίμακα λεκάνης απορροής. Η Οδηγία απαιτεί από τα μέλη-κράτη να επιτύχουν 'καλή οικολογική κατάσταση' (***GES – Good Ecological Status***) σε όλα τα υδάτινα σώματα, τα οποία αξιολογούνται με βάση την υδρόβια βιολογία (Acreman & Ferguson, 2010).

Στα πλαίσια της Οδηγίας για το νερό, τα μέλη-κράτη θα πρέπει να επιτύχουν μια καλή οικολογική κατάσταση (στην οποία η βιολογία και η ποιότητα του νερού διαφέρει ελάχιστα, συγκριτικά με τις φυσικές συνθήκες) σε όλα τα σώματα επιφανειακών και υπόγειων υδάτων έως το 2015 και να περιορίσουν την περαιτέρω υποβάθμισή τους. Ο όρος υδάτινα σώματα περιλαμβάνει τα ποτάμια, τις λίμνες, τα κανάλια, τους αποταμιευτήρες, το υπόγειο νερό και το μεταβατικό νερό, όπως οι εκβολές και τα δέλτα ποταμών. Επίσης, οι υγρότοποι που σχετίζονται με υδάτινα σώματα, περιλαμβάνονται στον ορισμό, όπως π.χ. τα πλημμυρικά πεδία, που προσδιορίζονται ως τμήμα του/της παρακείμενου/ης ποταμού ή λίμνης (Acreman & Ferguson, 2010).

Η Οδηγία-Πλαίσιο για το νερό τέθηκε σε ισχύ στις 22 Δεκεμβρίου 2000 (European Commission, 2000) και αποτέλεσε σημαντική πρωτοβουλία για την τμηματική προσέγγιση της Ευρωπαϊκής νομοθεσίας στο θέμα του νερού, αναπτυγμένη από το 1975. Μέχρι τότε, τα σχετικά με το νερό θέματα ρυθμίζονταν με βάση διαφορετικές προτεραιότητες όπως η ρύπανση, η διατήρηση της φύσης και τα πρότυπα του πόσιμου νερού και επιπλέον, η υλοποίηση των Οδηγιών για το νερό γινόταν με βάση τις διαφορετικές νομοθεσίες των κρατών-μελών. Επομένως, η ανάγκη για κοινή θεώρηση και αντιμετώπιση των προβλημάτων ήταν σημαντική.

Καθοριστικός σταθμός για την ανάπτυξη της Οδηγίας Πλαίσιο αποτέλεσε το υπουργικό συμβούλιο για την κοινοτική πολιτική των υδάτων, στη λίμνη Como, το 1988. Στο συμβούλιο συμμετείχαν πολιτικοί όπως επίσης, μέλη της επιστημονικής κοινότητας. Όσοι από τους συμμετέχοντες είχαν ευθύνη για την διατήρηση φυσικών περιοχών, πρότειναν πολιτικές για το νερό, βασισμένες στην πεποίθηση ότι το οικοσύστημα είναι ο καλύτερος δείκτης για την αειφόρο ανάπτυξη.

Όμως, η ανάγκη για την ύπαρξη δράσης προκειμένου να μην επιδεινωθεί στο μέλλον η ποιότητα και η ποσότητα του γλυκού νερού αναγνωρίσθηκε στη δήλωση του υπουργικού συμβουλίου για τα υπόγεια νερά, το οποίο πραγματοποιήθηκε στη Χάγη, το 1991. Στο σεμινάριο αυτό έγινε έκκληση για την υλοποίηση ενός προγράμματος δράσεων για τη βιώσιμη προστασία και διαχείριση του γλυκού νερού, μέχρι το έτος 2000. Στις 10 Νοεμβρίου 1995, ο Ευρωπαϊκός Οργανισμός Περιβάλλοντος υπέβαλε έκθεση σχετικά με το περιβάλλον (2000/60/ΕΚ), η οποία επιβεβαίωνε την ανάγκη δράσης για την προστασία των κοινοτικών υδάτων. Επίσης, στις 25 Μαΐου 1995, η Επιτροπή εξέδωσε ανακοίνωση προς το Ευρωπαϊκό Κοινοβούλιο και Συμβούλιο σχετικά με τη συνετή χρήση και διατήρηση των υγροτόπων, με την οποία αναγνωρίζεται η σημαντική συμβολή τους στην προστασία των υδάτων. Έτσι, στις 18 Δεκεμβρίου 1995, το Ευρωπαϊκό Συμβούλιο εγκρίνει έναν αριθμό συμπερασμάτων, μεταξύ των οποίων αναφέρεται η εκπόνηση νέας Οδηγίας Πλαίσιο που θεσπίζει τις βασικές αρχές για βιώσιμη διαχείριση των κοινοτικών υδάτων (2000/60/ΕΚ). Το αποτέλεσμα των προαναφερθέντων συμβουλίων, εκθέσεων και ανακοινώσεων ήταν η ψήφιση της Οδηγίας Πλαίσιο 2000/60/ΕΚ.

Σκοπός της οδηγίας πλαίσιο όπως αυτός καθορίζεται από το Άρθρο 1 (2000/60/ΕΚ) είναι η προστασία των εσωτερικών επιφανειακών υδάτων, των μεταβατικών, των παράκτιων και των υπόγειων. Συγκεκριμένα: α) αποτρέπει την περαιτέρω επιδείνωση, προστατεύει και βελτιώνει

την κατάσταση των υδάτινων οικοσυστημάτων όπως επίσης και των άμεσα εξαρτώμενων από αυτά χερσαίων οικοσυστημάτων και υγροτόπων, σε ό, τι αφορά τις ανάγκες τους σε νερό, β) προωθεί τη βιώσιμη διαχείριση του νερού με βάση τη μακροπρόθεσμη προστασία των διαθέσιμων υδάτινων πόρων, γ) ενισχύει την προστασία και τη βελτίωση του υδάτινου περιβάλλοντος με ειδικά μέτρα για την σταδιακή μείωση των απορρίψεων, εκπομπών και διαρροών ουσιών προτεραιότητας (ουσίες που καθορίζονται σύμφωνα με το άρθρο 16, παράγραφος 2 της 2000/60/ΕΚ) και με την παύση ή την προοδευτική εξάλειψη των απορρίψεων, εκπομπών ή διαρροών των επικίνδυνων ουσιών προτεραιότητας, δ) διασφαλίζει την προοδευτική μείωση της ρύπανσης των υπόγειων υδάτων και την περαιτέρω μόλυνσή τους και ε) μετριάζει τις επιπτώσεις από επεισόδια πλημμυρών και ξηρασίας (2000/60/ΕΚ). Με τον τρόπο αυτόν, η οδηγία πλαίσιο συμβάλλει:

1) στην εξασφάλιση καλής ποιότητας και επαρκούς παροχής επιφανειακού και υπόγειου νερού, το οποίο απαιτείται για τη βιώσιμη, ισόρροπη και δίκαιη χρήση του ύδατος.

2) στη σημαντική μείωση της ρύπανσης του υπόγειου νερού

3) στην προστασία των χερσαίων και θαλάσσιων υδάτων και στην επίτευξη των στόχων των διεθνών συμφωνιών σχετικών με την προστασία του νερού όπως κι εκείνων που αφορούν την πρόληψη και εξάλειψη της ρύπανσης του θαλάσσιου περιβάλλοντος (2000/60/ΕΚ)

Ένα μειονέκτημα της Οδηγίας Πλαίσιο είναι ότι δεν συμπεριλαμβάνει τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής στο υδάτινο περιβάλλον, σύμφωνα με την έκθεση του ICAP (2007). Η κλιματική αλλαγή θα επιφέρει μεταβολές στις συνθήκες αναφοράς που ορίζει η Οδηγία-Πλαίσιο για την οικολογική αξιολόγηση των υδάτινων σωμάτων και κατ' επέκταση θα μεταβάλει τους στόχους των πολιτικών διαχείρισης για αυτά.

Από την άλλη μεριά, μία βασική καινοτομία της οδηγίας, είναι ότι οι αποφάσεις διαχείρισης θα βασίζονται σε διαχειριστικά σχέδια λεκανών απορροής που πρέπει να καταρτισθούν για κάθε λεκάνη. Επιπλέον, το αντικείμενο της διαχείρισης διευρύνεται ώστε να περιλάβει και τα οικοσυστήματα που συνδέονται με επιφανειακά νερά, η διατήρηση της καλής κατάστασης των οποίων αποτελεί πρωτεύοντα στόχο μίας αναπτυξιακής πολιτικής που δεν συγκρούεται με το περιβάλλον. Πρακτικά, αυτό σημαίνει ότι όλος ο σχεδιασμός χρήσεων νερού, διαχειριστικών μέτρων και διοικητικών ενεργειών πρέπει να γίνεται με γνώμονα τη διατήρηση της οικολογικής ποιότητας των νερών ή τουλάχιστον την αποτροπή περαιτέρω επιδείνωσης. Στην περίπτωση των επιφανειακών νερών, η πιστοποίηση της ποιότητας θα στηρίζεται όχι μόνο σε φυσικοχημικά, αλλά και σε βιολογικά κριτήρια, και αυτό αποτελεί

σημαντική απόκλιση από προηγούμενες προσεγγίσεις. Από τη μεθοδολογική πλευρά, τα κράτη-μέλη δεσμεύονται να αναπτύξουν κατάλληλα συστήματα ταξινόμησης και εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων σωμάτων και να δημιουργήσουν προγράμματα βιολογικών δειγματοληψιών και συνεχούς παρακολούθησης (monitoring) όλων των κατηγοριών και τύπων νερών (ποτάμια, φυσικές και τεχνητές λίμνες, λιμνοθάλασσες), που να καλύπτουν όλες τις λεκάνες απορροής. Για τον προσδιορισμό της οικολογικής κατάστασης θα χρησιμοποιούνται τόσο αβιοτικά όσο και βιολογικά στοιχεία, από τα οποία, τα τελευταία, αποτελούν τον καθοριστικό παράγοντα.

Η Ελλάδα ως κράτος-μέλος της Ευρωπαϊκής Κοινότητας υποστηρίζει και εφαρμόζει την Οδηγία-Πλαίσιο για το νερό, προωθώντας την αειφόρο διαχείριση και προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων, αναγνωρίζοντάς τα ως κρίσιμο παράγοντα για την διατήρηση της ποιότητας της ανθρώπινης ζωής.

Η Οδηγία προσδιορίζει με αρκετή λεπτομέρεια τα βασικά μεθοδολογικά βήματα που πρέπει να ακολουθηθούν (δημιουργία τυπολογίας, υπολογισμός τυπο -χαρακτηριστικών συνθηκών αναφοράς, θέσπιση ορίων κλάσεων οικολογικής κατάστασης). Επίσης, προτείνει ομάδες οργανισμών που θα χρησιμοποιηθούν σαν δείκτες της «υγείας» των οικοσυστημάτων (ψάρια, μακροασπόνδυλα, μακρόφυτα, φυτοπλαγκτό) και καθορίζει τις βιολογικές παραμέτρους κάθε ομάδας (π.χ. σύσταση ειδών, αφθονία, τυπο-χαρακτηριστικά είδη, συνθήκες αναπαραγωγής, κλπ.) με βάση τις οποίες θα γίνονται οι βιοεκτιμήσεις. Ωστόσο, αφήνει ελεύθερη την επιλογή της ομάδας ή των ομάδων οργανισμών (π.χ. ψάρια, μακροασπόνδυλα, κλπ.) με βάση τις οποίες θα γίνεται η οικολογική ταξινόμηση σε μία περιοχή, κατηγορία ή τύπο υδάτινων σωμάτων, με την προϋπόθεση ότι η επιλογή θα γίνεται μετά από διερεύνηση της ευαισθησίας αυτών των οργανισμών στις τοπικά κυρίαρχες πιέσεις. Σε κάθε περίπτωση, τα κράτη-μέλη είναι υποχρεωμένα να αιτιολογούν (με χρονοσειρές δεδομένων, χάρτες σταθμών και συχνότητα δειγματοληψιών, βιολογικά δεδομένα, επιστημονικά επιχειρήματα, κλπ.) τις επιλογές μεθοδολογίας, την επάρκεια των στοιχείων και τα αποτελέσματα των προγραμμάτων ταξινόμησης της οικολογικής κατάστασης.

Ένας από τους πιο απαιτητικούς στόχους της Οδηγίας είναι ότι πρέπει να επιτευχθεί τουλάχιστον “καλή κατάσταση” σε όλα τα Ευρωπαϊκά επιφανειακά νερά μέχρι το έτος 2015. Για την επίτευξη αυτού του στόχου, ορίζονται προθεσμίες για συγκεκριμένα στάδια υλοποίησης. Σημαντικούς χρονολογικούς σταθμούς αποτέλεσαν τα έτη 2004 (που οι χώρες έπρεπε να έχουν υλοποιήσει δράσεις σχετικές με τη δημιουργία τυπολογίας, προσδιορισμό

των συνθηκών αναφοράς για κάθε τύπο και αναλύσεις πιέσεων) και 2006 (οπότε έπρεπε να έχουν εγκατασταθεί λειτουργικά προγράμματα παρακολούθησης της οικολογικής κατάστασης σε όλα τα υδάτινα σώματα). Τα προγράμματα αυτά πρέπει να αναγνωρίζουν και να ποσοτικοποιούν τις επιπτώσεις από ανθρωπογενείς πιέσεις όπως: διαταραχές της ποσότητας, της ταχύτητας και άλλων χαρακτηριστικών ροής του νερού, εμπόδια στις μεταναστεύσεις οργανισμών και τη μεταφορά ιζήματος, μορφολογικές αλλοιώσεις της κοίτης, των πρανών και της κατάστασης του υποστρώματος, αλλαγή της δομής και κατάστασης της παρόχθιας βλάστησης, μεταβολές φυσικοχημικών παραμέτρων, και αυξήσεις των συγκεντρώσεων θρεπτικών αλάτων καθώς και συνθετικών και μη συνθετικών ρυπαντών. Η Ελλάδα έχει ήδη καθυστερήσει σοβαρά στην υλοποίηση αυτών των δράσεων και έχει κινηθεί εναντίον της διαδικασία δίωξης στο Ευρωπαϊκό Δικαστήριο. Επόμενος χρονολογικός σταθμός αποτέλεσε το έτος 2008, κατά το οποίο οι χώρες έπρεπε να δημοσιοποιήσουν την πρώτη έκδοση των διαχειριστικών σχεδίων λεκανών απορροής.

3.2 Προβλέψεις της Οδηγίας-Πλαίσιο για τα διαχειριστικά σχέδια λεκανών

Όπως προαναφέρθηκε, γενικός στόχος σύμφωνα με την Οδηγία-Πλαίσιο είναι η επίτευξη «*καλής κατάστασης όλων των υδάτων*» μέχρι το 2015. Η καλή κατάσταση προσδιορίζεται από συγκεκριμένα ποιοτικά, ποσοτικά και οικολογικά χαρακτηριστικά των υδάτων και μετρείται σε σχέση με την απόκλιση των χαρακτηριστικών αυτών από τις σχεδόν τελείως αδιατάρακτες συνθήκες (συνθήκες αναφοράς). Τα αποτελέσματα της οικολογικής ταξινόμησης εντάσσονται στα σχέδια διαχείρισης που καταρτίζονται για κάθε λεκάνη απορροής. Τα σχέδια αυτά πρέπει να περιλαμβάνουν ανάλυση της υφιστάμενης κατάστασης και να λαμβάνουν υπόψη όλες τις κατηγορίες υδάτων, όλα τα υδάτινα σώματα (επιφανειακά, υπόγεια, παράκτια κ.λπ.) της λεκάνης, και όλες τις ανθρώπινες δραστηριότητες που την επηρεάζουν. Γίνεται φανερό ότι τα διαχειριστικά σχέδια λεκανών πρέπει να στηρίζονται σε καλή γνώση της υφιστάμενης κατάστασης (προβλέπεται η δημιουργία σχετικών βάσεων δεδομένων). Μαζί με τα διαχειριστικά μέτρα, τα σχέδια πρέπει να προβλέπουν και μέτρα για την προστασία των υδάτινων πόρων και για τη βελτίωση της κατάστασης.

Βασικό εργαλείο για την επιτυχία των διαχειριστικών σχεδίων είναι η παρακολούθηση (monitoring) των ποσοτικών και ποιοτικών χαρακτηριστικών των νερών. Η παρακολούθηση περιλαμβάνει ένα μεγάλο αριθμό φυσικών, φυσικοχημικών, χημικών και βιολογικών παραμέτρων και προσαρμόζεται στις ειδικές συνθήκες που επικρατούν σε κάθε λεκάνη

απορροής και σε κάθε υδάτινο σώμα. Η Οδηγία προβλέπει διάφορα είδη παρακολούθησης (surveillance, operational, investigative) και υποδεικνύει τις υποχρεωτικά παρακολουθούμενες και τις προτεινόμενες παραμέτρους.

4. Οικολογική κατάσταση του νερού

4.1 Οικολογική κατάσταση και Ευρωπαϊκή Οδηγία 2000/60/ΕΚ

Η οικολογική κατάσταση ενός υδάτινου σώματος μπορεί να είναι κακή, φτωχή, μέτρια, καλή ή υψηλή. Η συγκεκριμένη κατάσταση καθορίζεται από την τάξη μεγέθους της απόκλισης από την μη διαταραγμένη-φυσική κατάσταση (συνθήκες αναφοράς) ενός υδάτινου σώματος. Για την καθιέρωση των συνθηκών αναφοράς, πραγματοποιείται σύγκριση του υδάτινου σώματος με κάποιο άλλο παρόμοιου τύπου που είναι αδιατάρακτο. Η τυπολογία των υδάτινων σωμάτων καθορίζεται από μια σειρά επιλεγμένων φυσικών μεταβλητών, όπως το μέγεθος της λεκάνης απορροής, η κλίση, η γεωλογία, το πλάτος και βάθος νερού, κτλ. Η τυπολογία είναι απαραίτητη για να μπορεί να υπάρξει συγκρισιμότητα δεδομένων που προέρχονται από παρόμοια υδάτινα σώματα και να μπορούν να εκφραστούν οι συνθήκες αναφοράς τους καθώς και η οικολογική τους κατάσταση (απόκλιση από τις συνθήκες αναφοράς). Για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς είναι δυνατή και η χρήση ιστορικών στοιχείων.

Σύμφωνα, με την ευρωπαϊκή οδηγία για το νερό, η οικολογική κατάσταση ενός υδάτινου σώματος μπορεί να χαρακτηριστεί ως κακή, φτωχή, μέτρια, καλή και υψηλή. Παρακάτω ακολουθεί λεπτομερής περιγραφή της κάθε μιας κατάστασης από την υποδεέστερη προς την οικολογικά βέλτιστη κατάσταση (Acreman & Ferguson, 2010).

Η οικολογικά κακή κατάσταση (***bad ecological status - BES***) χαρακτηρίζει ένα βαριά ρυπασμένο υδάτινο σώμα με πολύ λίγα ή καθόλου φυσικά είδη πανίδας παρόντα. Επίσης, δεν σημειώνεται ύπαρξη φυτών. Ο πυθμένας τέτοιων οικοσυστημάτων εμφανίζει μόνο ιζήματα ή καλύπτεται από μια πράσινη ή κίτρινη ιλύ. Το νερό είναι θολό, πράσινου ή καφέ χρώματος για το μεγαλύτερο μέρος του καλοκαιριού.

Η φτωχή κατάσταση (***poor ecological status - PES***) χαρακτηρίζεται από τη μέγιστη βιολογική απόκλιση σε σχέση με τις συνθήκες αναφοράς (μη διαταραγμένη μορφή). Στην κατάσταση αυτήν, η ρύπανση είναι σημαντική και είναι παρόντα λίγα ωχρά φυτά, καλυμμένα από μια πράσινη ιλύ ή από μακριά φύλλα νηματοειδών άλγεων (filamentous algae). Αναδυόμενα φυτά στο χείλος του νερού είτε είναι πολύ σπάνια ή ανύπαρκτα και τα λιγοστά ωχρά φυτά που υπάρχουν ανήκουν σε ένα μόνον είδος, Το χρώμα του νερού εμφανίζεται πράσινο ή καφέ και είναι πολύ θολό. Στη συγκεκριμένη κατάσταση είναι παρόντα λίγα είδη ψαριών και ασπόνδυλων.

Η μέτρια οικολογική κατάσταση (***moderate ecological status - MES)*** εμφανίζει μέτριες αποκλίσεις στη βιολογία και την ποιότητα του νερού από τις συνθήκες αναφοράς. Η ανάπτυξη των φυτών είναι πλούσια αλλά περιορίζεται σε ένα μόνον είδος. Η βλάστηση είναι σχεδόν ικανή να αποκόψει το ποτάμι. Η ανάπτυξη αναδυόμενων φυτών στις όχθες των υδάτινων σωμάτων είναι παρούσα αλλά όχι εκτεταμένη. Το νερό μπορεί να είναι θολό με ένα ελαφρύ πράσινο ή καφέ χρωματισμό, κυρίως κατά τη διάρκεια της άνοιξης. Από έμβιους οργανισμούς είναι παρόντα μόνον ευρέως διαδεδομένα και κοινά έντομα, αμφίβια, ερπετά, ψάρια και πουλιά. Επίσης, ορισμένα βιολογικά είδη που ενδιαιτούν σε υγρότοπους εμφανίζουν σημάδια οικολογικής έντασης. Στη μέτρια οικολογική κατάσταση παρατηρείται περιορισμένη εισβολή χερσαίων ειδών.

Στην καλή οικολογική κατάσταση (***good ecological status - GES***), η ποιότητα του νερού και η βιολογία του διαφέρει ελάχιστα από τις συνθήκες αναφοράς. Στην κατάσταση αυτήν κυριαρχούν τα φυσικά είδη. Τα υδρόβια φυτά έχουν υγιή θέση και χαρακτηρίζονται από αρκετά διαφορετικά είδη τα οποία απλώνονται στο νερό, κοντά στην επιφάνειά του. Τα φυτά τα οποία αναδύονται από το νερό και βρίσκονται στο χείλος του νερού είναι άφθονα. Το νερό παρουσιάζεται καθαρό, εκτός των περιπτώσεων όπου εκδηλώνονται πλημμύρες. Επίσης, κοινά και κατά περίπτωση σπάνια είδη από έντομα, αμφίβια, ερπετά, ψάρια και πουλιά είναι παρόντα.

Η υψηλή οικολογική κατάσταση (***high ecological status - HES***) χαρακτηρίζει ένα μη διαταραγμένο, παρθένο υδάτινο σώμα με καθεστώς φυσικής ροής, το οποίο παρουσιάζει ποιότητα και βιολογία νερού ίση των συνθηκών αναφοράς. Τα υδρόβια φυτά έχουν υγιή θέση και χαρακτηρίζονται από αρκετά διαφορετικά είδη τα οποία απλώνονται στο νερό, κοντά στην επιφάνειά του. Τα φυτά που εντοπίζονται στο χείλος του νερού και αναδύονται από αυτό είναι άφθονα. Το νερό είναι καθαρό, πλην των πλημμυρικών επεισοδίων. Όσον αφορά την πανίδα, αυτή χαρακτηρίζεται από ποικίλα, κοινά και σπάνια έντομα, αμφίβια, ερπετά, ψάρια και πουλιά.

Η οικολογική αξιολόγηση των υδάτινων σωμάτων από βιολογική άποψη καθορίζεται από την τάξη μεγέθους της απόκλισης της βιολογικής σύνθεσης του υδάτινου σώματος από τις βιολογικές συνθήκες αναφοράς. Αυτή μετράται με βάση την αξιολόγηση τριών στοιχείων του υδάτινου οικοσυστήματος τα οποία είναι:

α) τα ψάρια, η ταξινομική σύνθεσή τους και η ηλικία τους,

β) τα ασπόνδυλα, η ταξινομική σύνθεσή τους και η σύνθεση ευαίσθητων και μη, τάξεων και

γ) τα μακρόφυτα, η ταξινομική τους σύνθεση και η αφθονία τους.

Ο στόχος της ευρωπαϊκής οδηγίας πλαίσιο είναι η επίτευξη καλής κατάστασης οικολογικής στα περισσότερα υδάτινα σώματα της Κοινότητας μέχρι του έτους 2015. Όσα υδάτινα σώματα κατατάσσονται οικολογικά στην μέτρια, φτωχή ή κακή κατάσταση, τότε μια σειρά μέτρων θα πρέπει να θεσπιστεί προκειμένου να βελτιωθεί η κατάστασή τους και να φθάσουν στην καλή οικολογική κατάσταση. Τα μόνα σώματα που δε χρήζουν βελτιώσεων είναι τα παρθένα υδάτινα σώματα, αυτά δηλαδή που είναι μη διαταραγμένα από τροποποιήσεις και κατατάσσονται στην υψηλή οικολογική κατάσταση. Τα συγκεκριμένα σώματα θα πρέπει να παραμείνουν σε αυτό το επίπεδο.

Επίσης, για να παραμείνουν τα οικοσυστήματα υγιή, θα πρέπει να υφίστανται οι κατάλληλες φυσικοχημικές και υδρο-μορφολογικές συνθήκες. Οι συγκεκριμένοι παράγοντες αποτελούν τα στοιχεία υποστήριξης των οικοσυστημάτων. Επομένως, μέτρα που βελτιώνουν την ποιότητα του νερού ή απομακρύνουν κατασκευές όπως τα υδατοφράγματα, είναι ικανά για την επίτευξη του στόχου της καλής οικολογικής κατάστασης. Στην περίπτωση της υψηλής οικολογικής κατάστασης, το καθεστώς ροής αποτελεί το πρωταρχικό στοιχείο ποιότητας.

Οι εξαιρέσεις από το στόχο της ευρωπαϊκής οδηγίας για καλή οικολογική κατάσταση είναι λίγες και αφορούν τα τεχνητά ή ιδιαιτέρως τροποποιημένα υδάτινα συστήματα (***HMWB-Heavy Modified Water Bodies***) (Acreman & Ferguson, 2010). Τέτοια είναι τα υδάτινα σώματα που περιλαμβάνουν τροποποιήσεις όπως φράγματα, υδατοφράχτες και αναχώματα ή έχουν υποστεί ευθυγράμμιση ή εμβάθυνση. Στα συγκεκριμένα υδάτινα σώματα, τα κράτη-μέλη της Ευρωπαϊκής Κοινότητας θα πρέπει να επιτύχουν 'καλό οικολογικό δυναμικό' (***good ecological potential – GEP***).

Σύμφωνα με το άρθρο 4, παράγραφος 4 της Οδηγίας-Πλαίσιο για το νερό (2000/60/ΕΚ), τα κράτη μέλη μπορούν να χαρακτηρίσουν ένα υδάτινο σώμα ως τεχνητό ή ιδιαιτέρως τροποποιημένο όταν ικανοποιούνται οι εξής συνθήκες:

α) οι απαιτούμενες αλλαγές στα υδρομορφολογικά χαρακτηριστικά του συστήματος για την επίτευξη της καλής οικολογικής κατάστασης, θα προκαλέσουν σημαντικές επιπτώσεις:

i) στο ευρύτερο περιβάλλον

ii) στη ναυσιπλοΐα, συμπεριλαμβανομένων των λιμενικών εγκαταστάσεων ή στην αναψυχή

iii) σε δραστηριότητες, όπως η υδροδότηση, η παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας ή η άρδευση, για την ικανοποίηση των οποίων αποθηκεύεται νερό

iv) στη ρύθμιση του νερού, στην προστασία από πλημμύρες, στην αποξήρανση και

ν) σε άλλες σημαντικές ανθρώπινες δραστηριότητες για τη βιώσιμη ανάπτυξη

β) οι χρήσιμοι στόχοι που εξυπηρετούνται από την τροποποίηση αυτού, δεν μπορούν είτε λόγω τεχνικής αδυναμίας είτε λόγω δυσανάλογου κόστους, να επιτευχθούν με άλλα μέσα, τα οποία αποτελούν καλύτερη περιβαλλοντική επιλογή

Για τα συγκεκριμένα σώματα, η Οδηγία-Πλαίσιο για το νερό απαιτεί την επίτευξη του καλού οικολογικού δυναμικού (***GEP –Good Ecological Potential***), λαμβάνοντας υπόψη τους περιορισμούς από τις αλλοιώσεις της μορφής τους. Το καλό οικολογικό δυναμικό καθορίζεται ως το καλύτερο παράδειγμα βιολογικών συνθηκών σε ένα παρόμοιο υδάτινο σύστημα με τις ίδιες τροποποιήσεις, όπου υφίστανται μέτρα μετριασμού και βέλτιστη πρακτική διαχείριση. Για παράδειγμα, σε ένα υδάτινο σώμα με ένα φράγμα, η βέλτιστη πρακτική θα αφορούσε την απελευθέρωση κατάλληλων οικολογικών παροχών (Acreman & Ferguson, 2010).

Όπως γίνεται κατανοητό, ο χαρακτηρισμός ενός υδάτινου σώματος ως τεχνητό ή ιδιαίτερα τροποποιημένο πραγματοποιείται με βάση την οικονομική αξία που απορρέει από τη χρήση αυτού. Για παράδειγμα, αν ένα φράγμα παρέχει σημαντική ποσότητα υδροηλεκτρικής ενέργειας, τότε η κατασκευή μπορεί να παραμείνει και το υδάτινο σώμα να χαρακτηριστεί ως ιδιαίτερα τροποποιημένο. Συνεπώς, θα πρέπει να επιτευχθεί σε αυτό ένα καλό οικολογικό δυναμικό. Στην αντίθετη περίπτωση, θα πρέπει η κατασκευή είτε να απομακρυνθεί και το υδάτινο σώμα να επιστρέψει στην αρχική του κατάσταση ή να γίνουν οι κατάλληλες κινήσεις προκειμένου να επιτευχθεί στο σύστημα μια καλή οικολογική κατάσταση.

Ένα μειονέκτημα της Οδηγίας-Πλαίσιο αποτελεί το γεγονός ότι δεν λαμβάνει υπόψη ως σημαντικό ποιοτικό στοιχείο το καθεστώς ροής και κατ' επέκταση την υδρολογική τροποποίηση, προκειμένου να αξιολογήσει την οικολογική κατάσταση ενός υδάτινου συστήματος (λαμβάνεται υπόψη μόνο στην υψηλή οικολογική κατάσταση) (Acreman & Ferguson, 2010). Όμως, η αλλοίωση του καθεστώτος ροής μεταβάλλει το φυσικό ενδιαίτημα, τους ρυθμούς διάβρωσης και στερεοπαροχής, υποβαθμίζοντας έτσι τα υδάτινα οικοσυστήματα.

Επίσης, η ευρωπαϊκή οδηγία για το νερό, αδυνατεί να καθορίσει τα μέτρα εκείνα που είναι ικανά για την επίτευξη της καλής οικολογικής κατάστασης, με αποτέλεσμα να επαφίεται στο κάθε κράτος-μέλος, ο καθορισμός των περιβαλλοντικών προτύπων και της οικολογικής παροχής, όπως οι μέγιστοι ρυθμοί αφαίρεσης νερού ή οι απελευθερώσεις ροής στα φράγματα.

Παρά το γεγονός ύπαρξης της Ευρωπαϊκής Οδηγία-Πλαίσιο για το νερό, κάθε μέλος-κράτος της Κοινότητας χρησιμοποιεί τα δικά του εργαλεία και δεδομένα, προκειμένου να καθιερώσει πρακτικές διαχείρισης του νερού ή να υπολογίζει την οικολογική παροχή στα υδάτινα οικοσυστήματα. Αυτό οφείλεται στην αδυναμία της Οδηγίας-Πλαίσιο να καθορίσει συγκεκριμένη μεθοδολογία υπολογισμού της οικολογικής παροχής και περιορίζεται μόνον στην προσταγή επίτευξης 'καλής οικολογικής κατάστασης'. Έτσι, χώρες όπως η Αγγλία (Elliot *et al.*, 1996), η Γερμανία (Jorde, 1996), η Γαλλία (Ginot, 1995) και η Νορβηγία (Killingtveit & Lundteigen, 1994) έχουν χρησιμοποιήσει μοντέλα φυσικού ενδιαιτήματος (***physical habitat models***) για τον καθορισμό της οικολογικής παροχής. Τα συγκεκριμένα μοντέλα χρησιμοποιούν υδραυλικές μαθηματικές ισότητες για τη συσχέτιση της ποτάμιας ροής με το βάθος και την ταχύτητα του νερού, στοιχεία που καθορίζουν άμεσα το φυσικό ενδιαίτημα για διάφορα είδη. Στη Γαλλία επίσης, χρησιμοποιούνται εμπειρικοί κανόνες εκτίμησης της οικολογικής παροχής, σύμφωνα με τους οποίους η οικολογική παροχή σε υπάρχοντα φράγματα ανέρχεται στο 1/40 της μέσης ροής και στο 1/10 της μέσης ροής για φράγματα που πρόκειται να κατασκευαστούν (Souchon & Keith, 2001).

4.2 Προσδιορισμοί της οικολογικής κατάστασης με βάση την ιχθυοπανίδα σύμφωνα με την Οδηγία-Πλαίσιο

Τα ψάρια αποτελούν μία από τις ομάδες που προτείνονται από την Οδηγία για εκτιμήσεις της κατάστασης των σωμάτων. Συστήματα οικολογικής ταξινόμησης που στηρίζονται στα ψάρια έχουν μακρά επιστημονική παράδοση και είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικά σε περιπτώσεις οικολογικής υποβάθμισης που οφείλονται σε ανθρωπογενείς επεμβάσεις στην υδρολογία, στη στην μορφολογία των ποταμών ή σε διακυμάνσεις της στάθμης φυσικών και τεχνητών λιμνών. Οι ιχθυολογικές μέθοδοι βιοεκτιμήσεων μπορούν να αναγνωρίσουν και να ποσοτικοποιήσουν τις επιπτώσεις από: (α) διαταραχές της ποσότητας, της ταχύτητας ροής και άλλων υδρολογικών χαρακτηριστικών του νερού, (β) παρεμπόδιση των μεταναστεύσεων, π.χ. λόγω της δημιουργίας φραγμάτων, (γ) μορφολογικές αλλοιώσεις της κοίτης, των πρανών και της κατάστασης του υποστρώματος ποταμών και λιμνών, (δ) αλλαγή της δομής και κατάστασης της παρόχθιας βλάστησης, που συνήθως συνοδεύει τις διακυμάνσεις απορροής, και (ε) μεταβολές θερμοκρασίας και άλλων φυσικοχημικών παραμέτρων που οφείλονται άμεσα ή έμμεσα σε μεταβολές των συνθηκών ροής.

Για τον προσδιορισμό της οικολογικής παροχής, η Νότια Αφρική (King, Tharme & de Villiers, 2000) κάνει χρήση της μεθοδολογίας των Δομικών Μονάδων (***Building Blocks Methodology***), ενώ η Αυστραλία (Arthington & Lloyd, 1998) χρησιμοποιεί μεθόδους συναρτησιακής ανάλυσης (***functional analysis methods***), αξιοποιώντας και τη γνώση ειδικών επιστημόνων. Αν και μια τέτοια πράξη μπορεί να χαρακτηριστεί ως υποκειμενική, η δομημένη μεθοδική προσέγγιση μιας ομάδας επιστημόνων πολλών διαφορετικών ειδικοτήτων κατά την οποία αξιολογούν τα υπάρχοντα διαθέσιμα δεδομένα, αντιμετωπίζεται από πολλούς ως σθεναρή μέθοδος (Tharme, 2003; Moore, 2004).

Η ομάδα των ειδικών συνήθως αποτελείται από ένα υδρολόγο, έναν υδρογεωλόγο, έναν εντομολόγο υδάτινων οικοσυστημάτων, έναν βοτανολόγο, έναν γεωμορφολόγο και έναν βιολόγο ψαριών (Acreman & Dunbar, 2004). Όλοι αυτοί ασκούν κριτική για τις οικολογικές συνέπειες, ποικίλων ποσοτήτων και χρονικής διάρκειας ροών σε ένα ποτάμιο σύστημα.

5. Νομοθεσία για την οικολογική παροχή στην Ελλάδα και διεθνώς

5.1 Παγκόσμιο επίπεδο

Σε διεθνές επίπεδο η Νότια Αφρική με το Νοτιοαφρικανικό Εθνικό Νομοσχέδιο για το Νερό (South African National Water Act), το οποίο υιοθετήθηκε το 1998, αναγνωρίζει το νερό ως δημόσιο αγαθό και το καθιστά υποκείμενο σε κρατικό έλεγχο (IUCN, 2003). Η Κυβέρνηση έχει την ευθύνη της δίκαιης κατανομής και χρήσης του νερού όπως επίσης και της μεταφοράς του νερού μεταξύ των υδρολογικών λεκανών. Το νομοσχέδιο για το νερό καθιερώνει την έννοια του 'αποθέματος νερού', αποτελούμενη από μια μη διανέμουσα ποσότητα νερού, η οποία δεν υπόκειται σε συναγωνισμό με άλλες χρήσεις νερού (IUCN, 2003). Αναφέρεται τόσο στην ποιότητα όσο και στην ποσότητα του νερού και περιλαμβάνει δυο κλάδους: τη βασική ανθρώπινη ανάγκη για απόθεμα νερού και το οικολογικό απόθεμα νερού. Ο πρώτος κλάδος αναφέρεται στην ποσότητα του νερού για πόση, για το φαγητό και την προσωπική υγιεινή και ο δεύτερος στην ποσότητα που είναι απαραίτητη για την προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων.

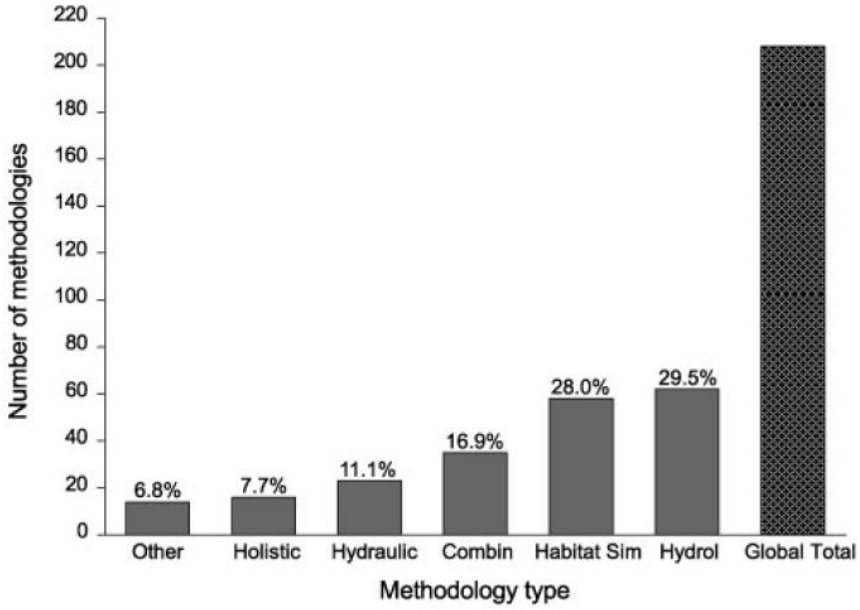
Στην Αυστραλία, όλες οι κυβερνήσεις αναγνώρισαν την ανάγκη για συντονισμένη δράση με σκοπό να σταματήσουν την ευρεία υποβάθμιση των φυσικών πόρων της Αυστραλίας. Αποτέλεσμα αυτής της αναγνώρισης ήταν η ανάπτυξη μια εθνικής πολιτικής από το Συμβούλιο των Κυβερνήσεων της Αυστραλίας (***COAG: Council of Australian Governments***) για την αποτελεσματική και βιώσιμη μεταρρύθμιση των αγροτικών και αστικών βιομηχανιών νερού της Αυστραλίας, το Πλαίσιο Εργασίας COAG για την Αναμόρφωση του Νερού (***COAG Water Reform Framework***) (www.environment.gov.au). Το πλαίσιο αυτό περιλαμβάνει όρους που αφορούν σε δικαιώματα και εμπόριο νερού, περιβαλλοντικές απαιτήσεις, θεσμική μεταρρύθμιση, ενημέρωση και εκπαίδευση του κοινού, κοστολόγηση νερού και έρευνα.

Σημαντικά περιβαλλοντικά θέματα που άπτονται με το νερό και αναγνωρίζονται από το Πλαίσιο Εργασίας για την Αναμόρφωση του Νερού είναι τα εξής:

- η κατανομή νερού για το περιβάλλον
- η οικολογική βιωσιμότητα των νέων έργων ανάπτυξης
- η θεσμική μεταρρύθμιση
- η ενσωμάτωση του περιβαλλοντικού κόστους στην τιμολόγηση του νερού

- η προστασία του υπόγειου νερού
- και η υλοποίηση της Εθνικής Στρατηγικής Διαχείρισης για την Ποιότητα του Νερού (***National Water Quality Management Strategy***), (www.environment.gov.au).

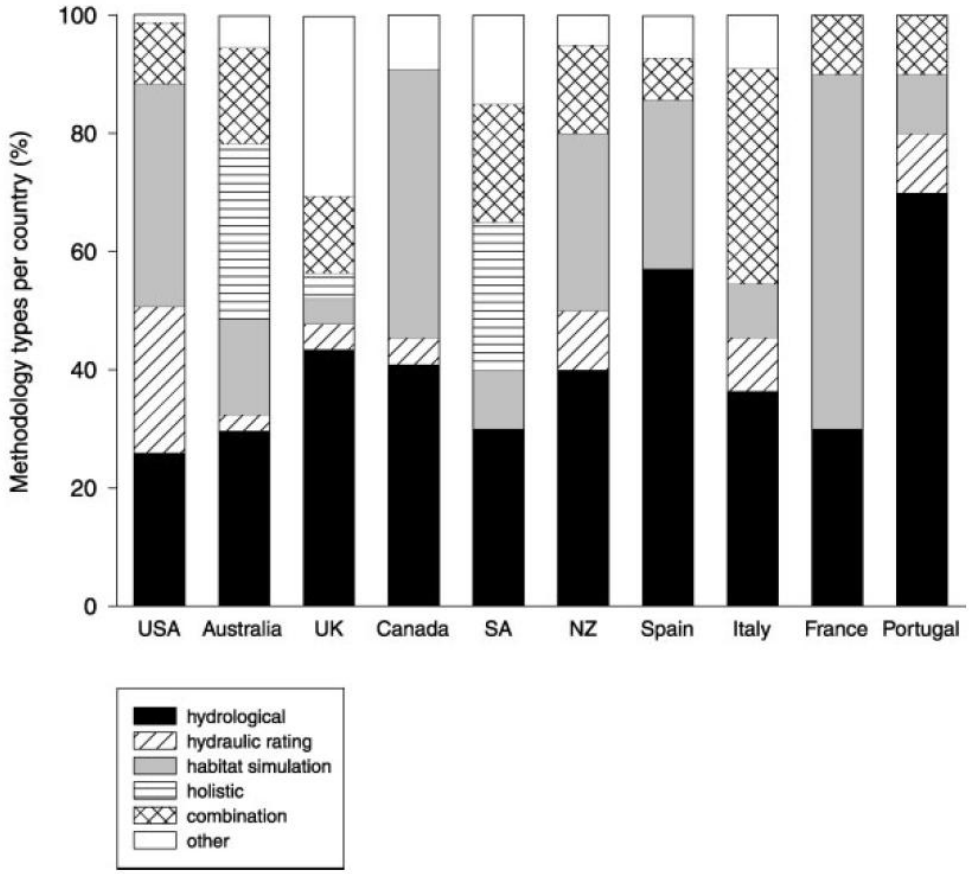
Σήμερα παρόλο που οι περισσότερες χώρες έχουν αναγνωρίσει ότι η ικανοποίηση συγκεκριμένων αναγκών αποτελεί ηθική και νομική υποχρέωσή τους, λίγες μόνο, έχουν προωθήσει διαδικασίες που να ποσοτικοποιούν τις ανάγκες αυτές (Γεράκης κ.ά. 2006).
Από τις μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής, αυτή που χρησιμοποιείται περισσότερο σε όλο τον κόσμο είναι η υδρολογική μέθοδος με ποσοστό περίπου 30% του συνόλου. Ακολουθεί με μικρή διαφορά η μέθοδος προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (28%), ενώ οι υδραυλικές και οι ολιστικές χρησιμοποιούνται σε ποσοστό 11% και 8% αντίστοιχα. Σύμφωνα με τη Tharme (2003) τουλάχιστον 207 ξεχωριστές μεθοδολογίες έχουν καταγραφεί σε 44 χώρες του κόσμου. Στο σχήμα 4. 1 αναπαριστάται γραφικά ο αριθμός των μεθοδολογιών για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής για κάθε κατηγορία μεθοδολογίας και τα σχετικά ποσοστά εφαρμογής τους σε σχέση με το σύνολο παγκοσμίως.



Σχήμα 5.1 Μεθοδολογίες εκτίμησης οικολογικής παροχής για κάθε κατηγορία μεθοδολογίας και σχετικά ποσοστά εφαρμογής σε σχέση με το σύνολο παγκοσμίως (Tharme 2003).

Οι ΗΠΑ εφαρμόζουν σε μεγαλύτερο ποσοστό μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής στον κόσμο (37%) και ακολουθούν η Αυστραλία (18%), η Αγγλία και ο Καναδάς (11%). Επίσης στην Αμερική εφαρμόζονται σε ποσοστό της τάξεως του 83% υδραυλικές

μεθοδολογίες αλλά και το 50% των μεθοδολογιών προσομοίωσης ενδιαιτημάτων παγκοσμίως. Η Ισπανία και η Πορτογαλία συγκριτικά με το σύνολο των μεθοδολογιών για την κάθε χώρα (κοντά στο 60%) εφαρμόζουν υδρολογικές μεθοδολογίες, ενώ η Γαλλία είναι η χώρα που εφαρμόζει κατά πλειοψηφία μεθόδους προσομοίωσης ενδιαιτημάτων.



Σχήμα 5.2 Μεθοδολογίες εκτίμησης οικολογικής παροχής 10 χωρών (Tharme, 2003).

Από το σχήμα 4.2 διακρίνεται ότι οι μοναδικές χώρες που εφαρμόζουν τις ολιστικές μεθοδολογίες είναι η Αυστραλία και η Νότιος Αφρική και σε πολύ μικρό ποσοστό η Αγγλία.

5.2 Επίπεδο Ελλάδας

Στην Ελλάδα, η έννοια της οικολογικής παροχής εμφανίστηκε ως απόρροια της ΚΥΑ 69269/5387 (ΦΕΚ Β' 678/25-10-1990), με την οποία τέθηκαν σε εφαρμογή οι διατάξεις του νόμου- πλαίσιο για το περιβάλλον 1650/1986 (ΦΕΚ Α' 160/16-10-1986). Με το Άρθρο 2 της υπ' αρ. Δ6/Φ1/οικ. 12160 (ΦΕΚ Β' 1552/3.8-1999) Υπουργικής Απόφασης ορίστηκε ως κριτήριο πρόκρισης των υποβαλλόμενων αιτήσεων για παραγωγή υδροηλεκτρικής ενέργειας

ο βαθμός ενεργειακής αξιοποίησης, με σκοπό τη βέλτιστη αξιοποίηση του υφιστάμενου ανά θέση υδατικού δυναμικού χωρίς επίπτωση στην οικολογική παροχή και τις ποσότητες νερού που απαιτούνται για άλλες χρήσεις (π.χ. ύδρευση). Η οικολογική παροχή σε αυτή την περίπτωση προσδιορίστηκε στο 30% της μέσης παροχής θερινών μηνών.

Αργότερα, με την υπ' αρ. 49828 (ΦΕΚ Β' 2464/3-12-2008) Απόφαση της Επιτροπής Συντονισμού της Κυβερνητικής Επιτροπής στον Τομέα του Χωροταξικού Σχεδιασμού και της Αειφόρου Ανάπτυξης εγκρίθηκε το «Ειδικό Πλαίσιο Χωροταξικού Σχεδιασμού και Αειφόρου Ανάπτυξης για τις Ανανεώσιμες Πηγές Ενέργειας» και η Στρατηγική Μελέτη Περιβαλλοντικών Επιπτώσεων αυτού. Το Άρθρο 16 της εν λόγω Απόφασης προβλέπει ότι μέχρι να καθορισθούν τα κριτήρια της ελάχιστης απαιτούμενης οικολογικής παροχής ανά λεκάνη απορροής, ως ελάχιστη απαιτούμενη οικολογική παροχή νερού που παραμένει στη φυσική κοίτη υδατορέματος, αμέσως κατάντη του έργου υδροληψίας του υπό χωροθέτηση Μ.ΥΗ.Ε., πρέπει να εκλαμβάνεται το μεγαλύτερο από τα πιο κάτω μεγέθη, εκτός αν απαιτείται τεκμηριωμένα η αύξησή της, λόγω των απαιτήσεων του κατάντη οικοσυστήματος (ύπαρξη σημαντικού οικοσυστήματος):

- 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου − Ιουλίου – Αυγούστου ή
- 50% της μέσης παροχής του μηνός Σεπτεμβρίου ή
- 30 lt/sec σε κάθε περίπτωση

Η κατεύθυνση αυτή, παρόλο που αφορά στην αδειοδότηση μικρών υδροηλεκτρικών έργων, εφαρμόζεται και σε άλλα έργα υδατικής αξιοποίησης καθώς δεν έχει θεσπιστεί σχετική νομοθεσία που να τα αφορά. Ως μέθοδος, μπορεί να ενταχθεί στις υδρολογικές μεθοδολογίες υπολογισμού, καθώς για τον υπολογισμό χρησιμοποιούνται υδρολογικά δεδομένα μηνιαίων παροχών.

Με την ΥΑ 196978/2011 που αποτελεί τροποποίηση του ΕΠΧΣΑΑ για τις ΑΠΕ, έγινε μια προσπάθεια να ληφθούν υπόψη στην εκτίμηση της οικολογικής παροχής και τα υδραυλικά χαρακτηριστικά της ροής. Έτσι αναφέρεται πως στην περίπτωση ύπαρξης ιχθυοπανίδας θα πρέπει να εξασφαλίζεται επιφανειακή απορροή στο τμήμα εκτροπής της κοίτης ώστε να υπάρχει βάθος ροής τουλάχιστον 20cm στο βαθύτερο σημείο αυτού του τμήματος. Το βάθος αυτό θα είναι απαραίτητο για όλο το έτος στην περίπτωση που η κοίτη αποτελεί μόνιμο ενδιαίτημα ιχθυοπανίδας, αλλιώς θα εξασφαλίζεται για το χρονικό διάστημα στο οποίο η ιχθυοπανίδα κινείται στο τμήμα αυτό.

Όπως παρουσιάστηκε στην προηγούμενη παράγραφο, το θεσμικό πλαίσιο στην Ελλάδα περιορίζεται στις υδρολογικές και υδραυλικές μεθοδολογίες. Σε αυτές τις δύο περιορίζονται και οι μελετητές, με την πλειοψηφία να επιλέγει τις υδρολογικές μεθόδους. Η συνήθης επιλογή είναι το 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου − Ιουλίου – Αυγούστου. Δεν είναι λίγες οι περιπτώσεις, όμως όπου επιλέγεται το 100% της μέσης θερινής παροχής, σε συμφωνία φυσικά και με τον φορέα του έργου, συνήθως σε μικρής παροχής ρέματα, που το αξιοποιήσιμο δυναμικό τους παρατηρείται τη χειμερινή περίοδο. Το μειονέκτημα των μεθόδων αυτών έγκειται στο γεγονός ότι δεν λαμβάνουν υπόψη τα υδραυλικά χαρακτηριστικά που δημιουργεί η παροχή αυτή: δηλαδή μπορεί σε μια στενή κοίτη η παροχή να δημιουργεί ικανοποιητικές συνθήκες ροής (βάθος, ταχύτητα, υγρή διατομή), ενώ σε μια ευρεία κοίτη η ίδια παροχή να είναι πρακτικά ανεπαρκής.

Την συμπλήρωση του κενού των υδρολογικών μεθόδων, επιχείρησε η ελληνική πολιτεία με την θεσμοθέτηση του ελάχιστου βάθους ροής των 20 cm. Σαφώς η συμπλήρωση αυτή αποτελεί βελτίωση στη μεθοδολογία εκτίμησης της οικολογικής παροχής, ωστόσο υπάρχει πάλι ένα κενό. Το βάθος αυτό δεν συνδέεται με τις ιδιαίτερες απαιτήσεις της ιχθυοπανίδας που διαβιεί σε κάθε ποταμό. Τα 20 cm βάθος ροής μπορεί να είναι ικανοποιητικό για ένα είδος αλλά ανεπαρκές για κάποιο άλλο. Επιπλέον το κριτήριο των 20 cm σε οποιοδήποτε σημείο της διατομής του ποταμού, χωρίς να λαμβάνεται υπόψη το υπόστρωμα και η ταχύτητα ροής δεν εξασφαλίζει τη διαφύλαξη των φυσικών ενδιαιτημάτων της ιχθυοπανίδας.

Ένα άλλο κενό που εντοπίζεται στις μεθοδολογίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής, είναι η ποιοτική κατάσταση του νερού που αφήνεται κατάντη ενός έργου. Ενώ μπορεί να καλύπτει ποσοτικά τις απαιτήσεις των ειδών ιχθυοπανίδας (βάθος ροής, ταχύτητα κλπ), παρ' όλα αυτά είναι δυνατόν να έχει υποστεί ποιοτική υποβάθμιση, όπως μεταβολή της θερμοκρασίας, της συγκέντρωσης διαλυμένου οξυγόνου ή αύξηση/μείωση των αιωρούμενων υλικών. Οι καταστάσεις αυτές είναι πιθανές με τη δημιουργία φραγμάτων. Τα τελευταία χρόνια έχουν δημιουργηθεί λογισμικά υδραυλικής που ενσωματώνουν εργαλεία προσομοίωσης της ποιότητας νερού, κυρίως ως προς τις παραμέτρους θερμοκρασίας, διαλυμένου οξυγόνου, θρεπτικών, οπότε το πρόβλημα αυτό μπορεί να αντιμετωπιστεί, συνδυάζοντας όμως απαραίτητα δεδομένα πεδίου.

6. Κύριες πρακτικές εκτίμησης της οικολογικής παροχής κατά τον σχεδιασμό των έργων υδρομάστευσης - προβλήματα και προκλήσεις

6.1 Έργα που σχετίζονται με υδατικούς πόρους και ζητήματα γύρω από αυτά

Με αφορμή ορισμένα γεγονότα που συνέβησαν στη διάρκεια του περασμένου αιώνα, όπως το ότι ο παγκόσμιος πληθυσμός τετραπλασιάστηκε, η έκταση των αρδευόμενων γεωργικών εκτάσεων εξαπλασιάστηκε, η υδροληψίες από τα οικοσυστήματα γλυκού νερού αυξήθηκαν κατά οχτώ φορές (Gleick, 1998; Postel,1999), γίνεται κατανοητό ότι αν δεν ληφθούν μέτρα προστασίας των υδατικών πόρων, η υποβάθμισή τους θα είναι ραγδαία τα αμέσως επόμενα χρόνια.

Τα φράγματα του ποταμού, η μεταφορά ιζημάτων και η θερμοκρασία του νερού κρίνονται ως οι κύριες αιτίες υποβάθμισης της βιοποικιλότητας του γλυκού νερού σε παγκόσμιο επίπεδο (Richter *et al.*, 1998; Revenga *et al.*, 2000; Pringle *et al.*, 2000; Bunn & Arthington, 2002). Ακόμα, τα φράγματα έχουν ενοχοποιηθεί για την μείωση της εμπορικής αλιείας σε εκβολές και σε παράκτιες περιοχές, καθώς και ως προς την υποβάθμιση άλλων φυσικών προϊόντων των οικοσυστημάτων και υπηρεσιών παγκοσμίως (World Commission on Dams, 2000).

Ειδικότερα, τα μεγάλης κλίμακας υδροηλεκτρικά έργα μπορούν να προκαλέσουν σημαντικές επιπτώσεις στο φυσικό, κοινωνικό και οικονομικό περιβάλλον λόγω της δημιουργίας φραγμάτων με μεγάλους ταμιευτήρες. Είναι σημαντικό στο σημείο αυτό να επισημανθούν μερικές από τις διαπιστώσεις και τις υποδείξεις της Παγκόσμιας Επιτροπής για τα Φράγματα. Τα φράγματα προξενούν (α) διακοπή στη διαμήκη συνοχή των ποταμών, (β) μεταβάλλουν το τοπίο και το χαρακτήρα των βιοτόπων, και (γ) διαταράσσουν τη φυσική ροή του νερού προξενώντας μεταξύ άλλων απώλεια βιοποικιλότητας και φυσικών ενδιαιτημάτων, επίδραση στην ποιότητα και τα φυσικοχημικά χαρακτηριστικά του νερού και τους φυσικούς πλημμυρικούς κύκλους, παρεμπόδιση της μεταναστευτικής ιχθυοπανίδας, διαβρωτικές επιπτώσεις στον ρου και στην κοίτη του ποταμού, και κατακράτηση ιζημάτων και ιλύος στο φράγμα. Πολλές φορές στην προσπάθεια να αμβλυνθούν οι διαταραχές που προκαλούνται στους οργανισμούς από έργα, γίνονται κάποια υποέργα, που στόχο έχουν την βελτίωση των συνθηκών για τους παρόντες οργανισμούς. Όμως δεν είναι πάντα επιτυχή. Για παράδειγμα, η κατασκευή ιχθυοδιαδρόμων για τα μεταναστευτικά ψάρια έχει μικρή σχετικά επιτυχία στην πλειονότητα των περιπτώσεων, καθώς τα περισσότερα είδη δεν μπορούν να τους διαβούν (Οικονόμου, κ.ά., 2007). Ωστόσο, η Ευρωπαϊκή Επιτροπή θεωρεί ότι είναι δυνατό να

αμβλυνθούν οι επιπτώσεις από τις διακυμάνσεις της απορροής με τη θέσπιση οικολογικών παροχών.

Συνεπώς, κατά την κατασκευή ενός έργου που σχετίζεται με υδατικούς πόρους και ιδιαίτερα με το νερό ποταμών, είναι αναγκαία η εφαρμογή μίας μεθόδου με βάση την οποία θα υπολογίζεται το νερό που είναι απαραίτητο να παραμένει στην κοίτη κατάντη του έργου, χωρίς καμία επιπλέον επεξεργασία.

6.2 Μέθοδοι υπολογισμού της οικολογικής ροής - Συστήματα Ταξινόμησης

Στις μέρες μας και ιδιαίτερα όσον αφορά τα μεσογειακά ποτάμια, λόγω της ευμεταβλητότητας που παρουσιάζουν, η οποία οφείλεται κυρίως σε μετεωρολογικούς παράγοντες (ξηρά και υγρά έτη, πλημμύρες κτλ), οι μέθοδοι υπολογισμού της οικολογικής ροής δεν είναι πάντα ξεκάθαρες. Αρκετά συχνά υπάρχουν επικαλύψεις και σημεία που δεν είναι και τόσο προφανή ή και επιστημονικά άρτια. Πολύ σημαντικό για την εφαρμογή αυτών των μεθόδων είναι να υπάρχει ξεκάθαρος στόχος και λόγος για τον οποίο επιλέγεται μία συγκεκριμένη μέθοδος. Ανάλογα με το πρόβλημα το οποίο καλούνται να αντιμετωπίσουν οι εκάστοτε ενδιαφερόμενοι είναι δυνατόν να επιλεχθεί και διαφορετική μέθοδος.

Βασικά χαρακτηριστικά για τη βέλτιστη επιλογή ανάμεσα από τις διάφορες μεθόδους είναι η διαθέσιμη γνώση, το κόστος υλοποίησης, η περιοχή εφαρμογής, η υφιστάμενη περιβαλλοντική κατάσταση, ο διαθέσιμος χρόνος, τα διαχειριστικά μέτρα κ.ά.

Έως σήμερα έχει αναπτυχθεί διεθνώς ένα μεγάλο πλήθος μεθοδολογιών εκτίμησης της οικολογικής παροχής. Στη διεθνή βιβλιογραφία υπάρχουν διάφοροι τρόποι ταξινόμησης αυτών των μεθόδων. Ένας από αυτούς είναι σύμφωνα με τους Davis και Hirji, (2003), όπου κατατάσσουν τις μεθόδους σε δύο ευρείς κατηγορίες (πίνακας 5.1.), την κατηγορία των Κανονιστικών Προσεγγίσεων και την κατηγορία των Διαδραστικών.

Οι κανονιστικές μεθοδολογίες έχουν περιορισμένες δυνατότητες καθώς αφορούν την επίτευξη ενός πολύ συγκεκριμένου στόχου και δεν μπορούν να είναι διαπραγματεύσιμες. Οι διαδραστικές μέθοδοι εξετάζουν διάφορες σχέσεις των βιολογικών στοιχείων των ποταμών. Μόλις αυτές οι σχέσεις επαληθευτούν, τότε η προσοχή στρέφεται στη διατήρηση της ισορροπίας τους και κατ' επέκταση και της ποιότητας του ίδιου του ποταμού. Έχουν περισσότερες δυνατότητες διαπραγμάτευσης αλλά απαιτούν χρόνο και αρκετά δεδομένα. Στον πίνακα 5.1. αναφέρονται εν συντομία τα χαρακτηριστικά των Κανονιστικών και των Διαδραστικών μεθοδολογιών (Brown, *et al*., 2003).

Πίνακας 6.1. Χαρακτηριστικά των κανονιστικών και Διαδραστικών μεθοδολογιών Brown & King (2003)

Κανονιστικές Μέθοδοι	**Διαδραστικές Μέθοδοι**
Προτείνουν ένα καθεστώτος ροής για την επίτευξη ενός συγκεκριμένου στόχου.	Προτείνουν ένα εύρος υδρολογικών καθεστώτων, κάθε ένα συνδεδεμένο με ξεχωριστό τύπο ποταμού.
Αφορούν συγκεκριμένα στάδια του καθεστώτος ροής.	Εξηγούν τις συνέπειες της ρυθμισμένης ροής.
Ενδείκνυνται για εφαρμογή σε περιοχές όπου υπάρχουν ξεκάθαροι στόχοι και η πιθανότητα αντιδράσεων είναι πολύ μικρή.	Ενδείκνυνται για εφαρμογή σε περιπτώσεις όπου η προτεινόμενη περιβαλλοντική ροή αφορά πολλούς χρήστες.
Διακρίνονται σε 4 ευρείς κατηγορίες: Υδρολογικές (Δείκτες) Μέθοδοι, Υδραυλικές, Γνώμης των Ειδικών, Ολιστικής προσέγγισης.	IFIM DRIFT

Σύμφωνα με την ανασκόπηση της Tharme (2003), οι μεθοδολογίες για την εκτίμηση της οικολογικής ροής που χρησιμοποιούνται παγκοσμίως ανέρχονται στις 207. Αυτές χρησιμοποιούνται από 44 χώρες ανά τον κόσμο και διακρίνονται σε τέσσερεις κύριες κατηγορίες. Οι κατηγορίες αυτές περιλαμβάνουν: α) τις υδρολογικές μεθοδολογίες, β) τις υδραυλικές μεθοδολογίες, γ) τις μεθοδολογίες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων και δ) τις ολιστικές. Η ταξινόμηση των μεθοδολογιών μπορεί να επεκταθεί περαιτέρω σε άλλες δυο κατηγορίες: την κατηγορία του συνδυασμού των προηγούμενων μεθοδολογιών και την κατηγορία άλλων ειδών προσεγγίσεων. Οι τελευταίες δυο αναφέρονται στις λεγόμενες 'πολυμεταβλητές στατιστικές' τεχνικές (***multivariate statistical techniques***) σύμφωνα με τους Dunbar *et al*., (1998). Κάποιοι άλλοι ερευνητές (Gordon *et al.*, 1992; Jowett 1997; Dyson *et al.*, 2003) κατατάσσουν τις μεθόδους σε κατηγορίες Ιστορικής Ροής (Historical flow), Υδραυλικές (Hydraulic), Ενδιαιτημάτων (Habitat), Διατομής (Transect methods) κ.λπ.

Λαμβάνοντας υπόψη τα όσα αναφέρθηκαν μέχρι τώρα, αλλά και την αυξανόμενη ζήτηση των ανθρώπινων κοινωνιών σε ποιοτικά καλό νερό, γίνεται κατανοητό ότι ολοένα και περισσότερο δημιουργείται η ανάγκη για ποσοτικοποίηση των σχέσεων μεταξύ των βιοτικών και των αβιοτικών παραμέτρων ενός ποταμού. Με τον τρόπο αυτό η διαχείριση ευαίσθητων οικοσυστημάτων όπως αυτών των ποταμών, θα επιτυγχάνεται μέσα από καθαρά επιστημονικό τρόπο ώστε να εξασφαλίζεται η βιωσιμότητά του.

Η επιλογή της κατάλληλης μεθόδου υπολογισμού της ελάχιστης οικολογικής παροχής, εξαρτάται τόσο από τη διαθεσιμότητα όσο και από την καταλληλότητα των δεδομένων για

κάθε υδατικό σώμα. Οι ως άνω βασικές κατηγορίες και αντιπροσωπευτικές μεθοδολογίες των κατηγοριών αυτών περιγράφονται στη συνέχεια.

6.3 Υδρολογικές μεθοδολογίες (hydrological methodologies)

Οι υδρολογικές μεθοδολογίες είναι επίσης, γνωστές ως εμπειρικές (***rule of thumb***), ορίων (***threshold***) ή καθιέρωσης προτύπων (***standard setting***) μεθοδολογίες (Tharme, 1996) και συνιστούν την πολυπληθέστερη κατηγορία. Το συγκεκριμένο είδος αναπτύχθηκε στη Βόρεια Αμερική και οι περισσότερες εξ αυτών παραμένουν σε ισχύ έως και σήμερα, είτε με την αρχική τους μορφή είτε με ορισμένες βελτιώσεις προκειμένου να μπορούν να εφαρμόζονται σε διαφορετικές υδρολογικές περιοχές και τύπους ποταμών. Διεθνώς προτιμώνται καθώς είναι πιο εύχρηστες, οικονομικές και παρέχουν άμεσα μια εκτίμηση της οικολογικής παροχής.

Για τον προσδιορισμό της οικολογικής παροχής με τη χρήση αυτών των μεθόδων, χρησιμοποιούνται κυρίως πρωτογενή υδρολογικά δεδομένα μηνιαίων ή ημερήσιων παροχών. Σύμφωνα με τη διεθνή πρακτική και για τις συνήθεις υδρολογικές προσεγγίσεις που υιοθετούνται, απαιτούνται συνεχή δείγματα ημερήσιων παροχών που να καλύπτουν ένα εύλογο χρονικό διάστημα (π.χ. 20 έτη), ώστε να είναι αξιόπιστη η εκτίμηση της ελάχιστης περιβαλλοντικής παροχής ενός ποταμού (π.χ., Richter *et al.*, 1996; Hughes & Smakhtin, 1996; Acreman *et al.*, 2008; Κουτσογιάννης κ.ά., 2009). Με βάση τους King κ.ά. (1999) οι μεθοδολογίες της συγκεκριμένης κατηγορίας δεν ενδείκνυνται για τη λήψη αποφάσεων από διαχειριστές. Χαρακτηριστικές μεθοδολογίες της κατηγορίας αυτής είναι η Tennant (Montana), η Καμπύλη Διάρκειας Παροχής (Streamflow Frequency Curve), η Μέθοδος 7Q10**,** η μέθοδος του Εύρους Παραλλακτικότητας (RVA), η μέθοδος Διατήρησης της Βασικής Παροχής (Basic Maintenance Flow).

Όσον αφορά τη συγκεκριμένη κατηγορία και για περιοχές οι οποίες δεν διαθέτουν σταθμούς μέτρησης, μπορούν να εφαρμοστούν υδρολογικά υπολογιστικά μοντέλα. Το ίδιο μπορεί να συμβεί και για τις περιπτώσεις όπου απαιτούνται δεδομένα πριν από την κατασκευή μεγάλων έργων. Στον πίνακα 5.2. αναφέρονται ορισμένες από τις υδρολογικές μεθόδους και οι αντίστοιχες περιοχές όπου χρησιμοποιούνται ευρέως.

Πίνακας 6.2. Υδρολογικές μέθοδοι και αντίστοιχες περιοχές στο εξωτερικό, όπου χρησιμοποιούνται ευρέως

Αναφορές	Σκοπός	Μέθοδοι
Reiser *et al*., (1989)	Μέθοδοι που αφορούν την ενδοποτάμια ροή με συχνότερη εφαρμογή στη Β. Αμερική	1. Tennant method (1976) 2. Aquatic Base Flow Method 3. 7Q10 flow
Karim *et al*., (1995)	Μέθοδοι που αφορούν την ενδοποτάμια ροή με εφαρμογή στην Αυστραλία	1. Tennant method 2. Flow duration (Q95, Q90) 3. Constant yield
Caissie & El-Jabi (1995)	Σύγκριση μεθοδολογιών στον Καναδά και στον Ατλαντικό	1. Tennant method 2. 25% of the MAF 3. Monthly Q50 4. Aquatic Base Flow method 5. Q90 flow 6. 7Q10 flow
Yulianti & Burn (1998)	Συσχέτιση μεταξύ κλιματικής αλλαγής και χαμηλής ενδοποτάμιας ροής στο Δ. Καναδά (Canadian Prairies)	1. Seasonal 7-day low flow 2. Seasonal 25% of mean flow 3. Seasonal Q80 4. Monthly Q50 5. Monthly Q90

Μέθοδος Tennant (Montana):

Η μέθοδος Tennant (*Montana*) συνιστά διεθνώς την πιο διαδεδομένη μέθοδο της κατηγορίας. Αναπτύχθηκε από τον Tennant (1976), ο οποίος θεώρησε ότι τρεις παράγοντες των ποτάμιων οικοσυστημάτων είναι κρίσιμοι για την ευημερία των ψαριών: το βρεχόμενο πλάτος, το βάθος και την ταχύτητα του νερού. Ο Tennant πίστευε ότι υπάρχει σχέση μεταξύ των ποτάμιων ροών και της φύσης των ενδοποτάμιων ενδιαιτημάτων. Συνεπώς, πρότεινε ότι η ύπαρξη συγκεκριμένων ροών θα μπορούσε να διατηρήσει συγκεκριμένους αριθμούς ενδιαιτημάτων, τα οποία ταξινόμησε σε 3 κατηγορίες: α) τα μικρής διάρκειας ενδιαιτήματα επιβίωσης (short-term survival habitat), β) τα ενδιαιτήματα επιβίωσης (survival habitat) και γ) τα εξαιρετικά ενδιαιτήματα (excellent-to-outstanding habitat) (Arthington & Zalucki, 1998). Κάθε μια από αυτές τις κατηγορίες ενδιαιτημάτων μπορούσε να επιτευχθεί με την παρουσία σταταρισμένων ποσοστών της μέσης ετήσιας ροής. Έτσι, τα ενδιαιτήματα μικρής διάρκειας μπορούν να συντηρηθούν με τη διατήρηση του 10% της μέσης ετήσιας ροής, τα ενδιαιτήματα επιβίωσης με το 30% της μέσης ετήσιας ροής και τα εξαιρετικά με το 60% ή >60% της ροής. Η συγκεκριμένη σύλληψη στηρίχθηκε στην παρατήρηση ότι οι μεγαλύτερες μεταβολές στα ενδιαιτήματα λαμβάνουν χώρα σε εύρος ροής από 0-10% της μέσης ετήσιας ροής.

Σύμφωνα με τη Tharme (1996), τα πλεονεκτήματα της μεθόδου Tennant αναφέρονται στη γρήγορη, φθηνή και εύκολη εφαρμογή της. Έχει μέτριες απαιτήσεις σε δεδομένα, μπορεί να εφαρμοστεί από το γραφείο και παρέχει τη δυνατότητα βαθμονόμησής της στην ύπαιθρο.

Παρά ταύτα, τα μειονεκτήματα που χαρακτηρίζουν τη συγκεκριμένη μέθοδο είναι πολυάριθμα, αν και είναι δύσκολο να αξιολογήσει κανείς την σημαντικότητά τους (Arthington & Zalucki, 1998). Ο Tennant (1976) πρότεινε τη χρήση της μεθόδου κυρίως σε ορεινά ρέματα με παρθένα ροή. Η συγκεκριμένη μέθοδος χρειάζεται μεγάλες καταγραφές δεδομένων ροής. Για κάποιες περιοχές, όπως η Αυστραλία, τέτοιες χρόνιες καταγραφές δεν είναι διαθέσιμες. Επίσης, η χρήση της μεθόδου σε περιοχές διαφορετικές μορφολογικά (αναφορικά με τα ποτάμια συστήματα) με την περιοχή για την οποία αναπτύχθηκε, είναι δυνατόν να προκαλέσει προβλήματα, για παράδειγμα σε περιοχές με μεταβλητές ροές, η εφαρμογή της μεθόδου μπορεί να οδηγήσει στην εκτίμηση πολύ γενναιόδωρων οικολογικών παροχών (Arthington & Zalucki, 1998).

Η μέθοδος Tennant δέχθηκε κριτική ότι παρέχει αξιολόγηση χαμηλής προς μέτριας ανάλυσης και περιγράφει περιορισμένες προσωρινές διαφορές στις κατανομές ροής (Stalnaker & Arnette, 1976), δηλαδή μπορεί να καθορίσει μόνο δυο εποχικές ροές. Αν και είναι δυνατόν με τροποποιήσεις να ξεπεραστεί η συγκεκριμένη αδυναμία, η μέθοδος είναι κατάλληλη μόνον για τη βασική ροή (***baseflow***) και παρέχει μικρή δυνατότητα πρόβλεψης άλλων οικολογικά σημαντικών ροών όπως οι πλημμύρες.

Καμπύλη Διάρκειας Παροχής (*Streamflow Frequency Curve*):

Άλλη υδραυλική μέθοδος είναι η Καμπύλη Διάρκειας Παροχής (*Streamflow Frequency Curve*), που ορίζεται ως η σχεδίαση της παροχής Q προς το ποσοστό του χρόνου D κατά τη διάρκεια της περιόδου παρατηρήσεων με παροχές που είναι ίσες ή υπερβαίνουν την Q σε μία θέση ποταμού. Η μέθοδος αυτή αποτελεί τη δεύτερη πιο διαδεδομένη της κατηγορίας αυτής. Συνήθως χρησιμοποιούνται ποσοστά από τη Μέση Ετήσια Παροχή του ποταμού ή ποσοστά υπέρβασης της Καμπύλης Διάρκειας του ποταμού. Για παράδειγμα το Q90 είναι η παροχή η οποία ξεπερνιέται στο 90% του χρόνου, ακόμα μπορούν να αξιοποιηθούν μετρήσεις από τα ποσοστά των χαμηλών παροχών του ποταμού, ή ακόμη και παροχές που είναι πιο σπάνιες, για παράδειγμα παροχές που εμφανίζονται μια φορά στα 10 χρόνια. Τα νούμερα αυτά δεν είναι σταθερά, αντίθετα διαφοροποιούνται ανάλογα με τους χρήστες και τις νομοθεσίες στις περιοχές όπου εφαρμόζονται. Για παράδειγμα στην Αγγλία χρησιμοποιείται συνήθως η παροχή η οποία ξεπερνιέται στο 95% του χρόνου. Το ίδιο στη Βουλγαρία και στην

Αυστραλία. Στη Βραζιλία και τον Καναδά χρησιμοποιείται η παροχή που ξεπερνιέται κατά 90% του χρόνου. Στη Γαλλία προτείνεται στις περιπτώσεις έργων εκτροπής να αφήνεται το 1/20 της μέσης παροχής, στην περίπτωση νέων έργων και το 1/40 στην περίπτωση υφιστάμενων έργων. Στη Ν. Ζηλανδία χρησιμοποιείται ένα ποσοστό της τάξεως του 30-75% της ελάχιστης παροχής, η οποία παρουσιάζεται κάθε 5 χρόνια και ισχύει στο 96% των περιπτώσεων (Forlong 1994, Jowett 1997). Ενώ στη Δανία έχει προταθεί αντίστοιχα το ίδιο ποσοστό με τη Ν. Ζηλανδία ως ελάχιστη παροχή (Miljoestyrelsen 1979).

Μειονεκτήματα των συγκεκριμένων μεθοδολογιών με βάση τους King κ.ά. (1999) είναι ότι δεν λαμβάνουν υπόψη τους την φυσική διακύμανση των υδρολογικών συνθηκών και δεν ενδείκνυνται για τη λήψη αποφάσεων από διαχειριστές.

Μέθοδος 7Q10:

Σύμφωνα με αυτή τη μέθοδο ως οικολογική παροχή θεωρείται η παροχή εκείνη η οποία προκύπτει ως ο μέσος όρος της ελάχιστης παροχής εφτά συνεχόμενων ημερών, η οποία έχει συχνότητα επανεμφάνισης διάστημα δεκαετίας (WSC Report No. 04-2004). Η μέθοδος αυτή σχεδιάστηκε κυρίως για την προστασία από τα λύματα ή τις κατανομές φορτίου αποβλήτων (για την πρόληψη αρνητικών οικολογικών επιπτώσεων από τη λήψη νερού).

Μέθοδος Εύρους Μεταβλητότητας (RVA):

Η μέθοδος του εύρους παραλλακτικότητας (RVA) κυρίως χρησιμοποιείται στην Αμερική αλλά σε μικρότερο βαθμό από τις υπόλοιπες (Richter *et al.*, 1997). Είναι από τις πλέον σύγχρονες μεθόδους και θεωρείται ιδιαίτερα περίπλοκη. Βασικό γνώρισμα της μεθόδου είναι η σημασία της παραλλακτικότητας του ποτάμιου οικοσυστήματος μέσα από το υδατικό καθεστώς. Συνδυάζοντας και συνεκτιμώντας ορισμένα χαρακτηριστικά των οικοσυστημάτων, προκύπτει η οικολογική σημασία του κάθε παράγοντα του ποταμού που τίθεται υπό εξέταση. Για παράδειγμα με βάση τη μέθοδο αυτή, η κατάσταση ενός ποτάμιου οικοσυστήματος δύναται να παραμείνει καλή και μετά την κατασκευή ενός έργου, εφόσον οι υδρολογικές παράμετροι (δείκτες) που περιλαμβάνει, βρίσκονται εντός κάποιων ορίων που θέτει.

Ουσιαστικά εκτελείται μια στατιστική επεξεργασία των χρονοσειρών με ημερήσιες τιμές παροχής σε ένα ποτάμι χωρίς έργα, για διάφορα εύρη τιμών παροχής (μέση μηνιαία παροχή, ελάχιστη και μέγιστη ετήσια, μέγιστη 7 ημερών κ.α.) και με βάση την ανάλυση αυτή θέτει ανεκτά όρια μεταβλητότητας αυτών των δεικτών ώστε να μην αλλοιωθεί το οικοσύστημα μετά την κατασκευή του έργου.

Στην ουσία αποτελείται από έξι βασικά βήματα. Οι δείκτες που χρησιμοποιεί είναι στο σύνολό τους, τριάντα δύο και ονομάζονται δείκτες υδρολογικών μεταβλητών. Κατατάσσονται σε 5 ομάδες υδρολογικού καθεστώτος με παρόμοια χαρακτηριστικά.

Η τεχνική RVA εφαρμόζεται με τη χρήση του λογισμικού IHA (Indicators of Hydrologic Alteration, The Nature Conservancy) με αυτοματοποιημένες διαδικασίες. Ο χρήστης έχει τη δυνατότητα αρκετών επιλογών ως προς την εκτέλεση της προσομοίωσης και των αποτελεσμάτων της. Οι σημαντικότερες επιλογές είναι αυτές της επιλογής των υδρολογικών δεικτών που πρέπει να βρίσκονται εντός των ορίων μεταβλητότητας και η επιλογή προσδιορισμού των ορίων μεταβλητότητας.

Μέθοδος Διατήρησης της Βασικής Παροχής (*Basic Maintenance Flow*):

Στην Ισπανία χρησιμοποιείται ευρέως η μέθοδος Διατήρησης της Βασικής Παροχής (Basic Maintenance Flow) (Palau & Alcazar, 2012). Με τη μέθοδο αυτή προσδιορίζεται η βασική παροχή που πρέπει να διατηρείται σε έναν ποταμό, λαμβάνοντας υπόψη και τις εποχικές διακυμάνσεις, προκειμένου να μην διαταράσσονται οι υδρολογικές συνθήκες που καθορίζουν τη δυναμική των ενδιαιτημάτων. Για την εφαρμογή της μεθόδου χρειάζονται χρονοσειρές ημερήσιας απορροής 10 έως 12 συνεχόμενων ετών. Το γεγονός αυτό την καθιστά δυσεφάρμοστη για την Ελλάδα, τουλάχιστον στο μεγαλύτερο ποσοστό των ποταμών της.

6.4 Υδραυλικές Μεθοδολογίες (hydraulic rating methodologies)

Ο όρος υδραυλικές μεθοδολογίες εφευρέθηκε από τον Loar *et al.*, (1986) για προσεγγίσεις στην εκτίμηση της οικολογική παροχής, βασισμένες σε απλές υδραυλικές μεταβλητές όπως η βρεχόμενη περίμετρος ή το μέγιστο βάθος, ως υποκατάστατο για παράγοντες ενδιαιτήματος που επηρεάζουν συγκεκριμένους έμβιους οργανισμούς. Η υπόθεση που γίνεται κατά την εφαρμογή αυτού του είδους των μεθοδολογιών είναι ότι εξασφαλίζοντας μια οριακή τιμή για την επιλεγμένη υδραυλική παράμετρο σε τροποποιημένες ροές, διατηρείται ο έμβιος κόσμος και η ακεραιότητα του οικοσυστήματος (Tharme, 2003). Οι συγκεκριμένες μεθοδολογίες επιχειρούν να καθορίσουν τη σχέση που επικρατεί μεταξύ του καθεστώτος ροής σε ένα ποτάμιο σύστημα και της ποσότητας και του τύπου του ενδιαιτήματος που αυτό το καθεστώς παρέχει (Arthington & Zalucki, 1998). Από τη στιγμή που αυτή η σχέση γίνεται γνωστή, τότε ένα τροποποιημένο καθεστώς ροής είναι δυνατόν να εφαρμοστεί το οποίο να συντηρεί τα ενδιαιτήματα είτε στο μέγιστο κατάλληλο επίπεδο, είτε σε αποδεκτά επίπεδα. Οι υδραυλικές

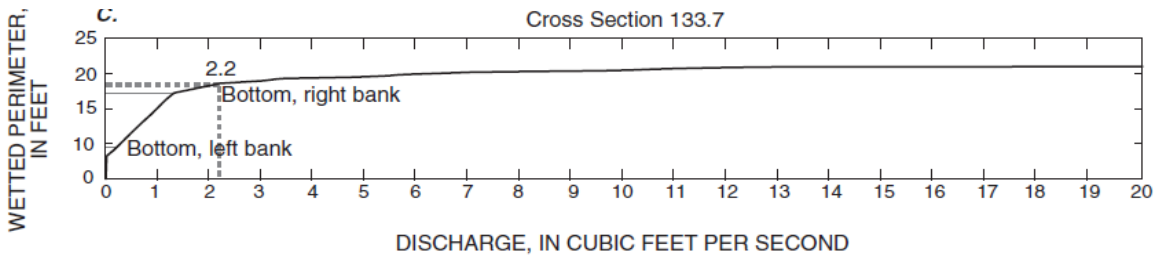
μεθοδολογίες κατά την εφαρμογή τους λαμβάνουν υπόψη τρεις κύριους παράγοντες. Πρώτον, χρησιμοποιούν ένα ενδιάμεσο στάδιο αναγνώρισης του φυσικού περιβάλλοντος ενός ποταμού ως αντιπρόσωπο για ένα είδος ψαριών-στόχο. Δεύτερον, εμπεριέχουν τη χρήση απλοποιημένων τεχνικών πρόβλεψης όπως αυτές που βασίζονται σε καμπύλες εκτίμησης των σταδίων ροής και στην εξίσωση Manning, με σκοπό την αντικατάσταση των ερευνών πεδίου και τρίτον, εξετάζουν συγκεκριμένες όψεις της μορφολογίας της κοίτης ενός ποταμού, ανάλογα με την περίσταση. Οι υδραυλικές μέθοδοι έχουν πιο περιορισμένη εφαρμογή από τις υδρολογικές παγκοσμίως, ενώ χρησιμοποιούνται περισσότερο στις ΗΠΑ. Το βασικό τους πλεονέκτημα συγκριτικά με την κατηγορία των υδρολογικών μεθόδων είναι ότι γίνεται προσπάθεια να αναγνωριστούν τα όρια ανεκτικότητας των οργανισμών μέσα από περισσότερα χαρακτηριστικά που αφορούν το οικοσύστημα και όχι μόνο από ιστορικές καταγραφές της παροχής. Επομένως ενσωματώνουν βασικές οικολογικές πληροφορίες για τις απαιτήσεις των οργανισμών σε φυσικά ενδιαιτήματα. Παρόλα αυτά τα συμπεράσματα που προκύπτουν δεν επαρκούν να αποδώσουν με ασφάλεια τις ανάγκες των οργανισμών αποκλειστικά και μόνο μέσα από υδραυλικές μεταβλητές. Ένα ακόμα μειονέκτημα της κατηγορίας αυτής είναι ότι δεν λαμβάνει υπόψη της το περιβάλλον εκτός της κοίτης του ποταμού. Οι δύο πιο διαδεδομένες μέθοδοι είναι αυτή της Βρεχόμενης Περιμέτρου (*Wetted Perimeter*) και η R-2 cross.

Μέθοδος της Βρεχόμενης Περιμέτρου (Wetted Perimeter):

Η μέθοδος της βρεχόμενης περιμέτρου (*Wetted Perimeter*) αποτελεί την πιο διαδεδομένη μεθοδολογία της κατηγορίας. Σύμφωνα με την εν λόγω μέθοδο, για μία συγκεκριμένη διατομή ενός ποταμού θεωρείται ότι υπάρχει άμεση σχέση μεταξύ της βρεχόμενης περιμέτρου και των ενδιαιτημάτων των ψαριών που υπάρχουν σε αυτό (Parker *et al.*). Η μέθοδος της ΒΠ (Βρεχόμενης Περιμέτρου) βασίζεται στην υπόθεση ότι υπάρχει μια άμεση σχέση μεταξύ της υγρής διατομής σε ταχύρροα αβαθή τμήματα ενός ποταμού και της κατάστασης του ενδιαιτήματος των ψαριών στα ποτάμια (Annear & Conder, 1984; Lohr, 1993).

Ως βρεχόμενη περίμετρος ενός ποταμού, ορίζεται το πλάτος του πυθμένα και των πρανών του ποταμού που είναι σε επαφή με το νερό σε μια διατομή και χρησιμοποιείται ως κριτήριο για την εξασφάλιση συγκεκριμένων ορίων εντός των οποίων δύναται να κινείται η παροχή για τη διατήρηση των ενδιαιτημάτων του ποταμού (Annear και Conder, 1984; Nelson, 1984).

Στην εν λόγω μέθοδο από το διάγραμμα μεταξύ της βρεχόμενης περιμέτρου και της παροχής προκύπτει ένα σημείο όπου η βρεχόμενη περίμετρος πρακτικά σταθεροποιείται. Το σημείο αυτό δηλώνει την επιθυμητή ποσότητα του νερού που πρέπει να υπάρχει ώστε να μην δημιουργηθούν διαταραχές στα ενδιαιτήματα. Προσοχή χρειάζεται στην επιλογή των σημείων που θα εφαρμοστεί η μέθοδος, καθώς απαιτείται καλή γνώση της μορφολογίας της κοίτης των ποταμών αφού μπορεί να υπάρξουν περισσότερα του ενός κρίσιμα σημεία. Η μέθοδος απαιτεί τον καθορισμό των σημείων μέτρησης σε εκείνο το τμήμα του ποταμού που εμφανίζει μεγαλύτερη συσχέτιση με τις αλλαγές στη ροή.



Εικόνα 6.1 Γραφική παράσταση βρεχόμενης περιμέτρου και παροχής για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής με την μέθοδο της Βρεχόμενης Περιμέτρου (Wetted Perimeter)

Η χρήση της μεθόδου της ΒΠ περιλαμβάνει μια σειρά υποθέσεων, οι οποίες όταν δεν ισχύουν μειώνουν την αξιοπιστία της μεθόδου. Πρώτον, θεωρείται ότι κάθε διατομή ανά σημείο του ποταμού είναι επαρκής για να περιγράψει τις αλλαγές που γίνονται σε αυτό το τμήμα με τις αλλαγές τις ροής. Δεύτερον, από τη στιγμή που οι τοποθεσίες που ανταποκρίνονται περισσότερο στις αλλαγές ροής είναι τα υβώματα του πυθμένα της κοίτης (***riffles***), τότε η συγκεκριμένη μέθοδος επικεντρώνεται σε αυτού του είδους τα ενδιαιτήματα, με αποτέλεσμα να θεωρείται λανθασμένα ότι ένας τύπος ενδιαιτήματος είναι επαρκής για να ικανοποιήσει τις απαιτήσεις όλων των άλλων τύπων. Για παράδειγμα, στο NA Queensland μόνον το 1/3 και λιγότερο από αυτό, των ειδών των ψαριών ενδιαιτούν σε τέτοιου είδους υβώματα (Arthington & Zalucki, 1998). Τρίτον, η σημαντικότερη υπόθεση είναι το γεγονός ότι το συγκεκριμένο τμήμα του ποταμού αντιπροσωπεύει όλους τους παράγοντες και τις διαδικασίες που καθορίζουν την ολική οικολογική ακεραιότητα του ποταμού. Συνεπώς, όλες οι προαναφερθείσες υποθέσεις οδηγούν σε μια υπεραπλουστευμένη αντίληψη του ποτάμιου συστήματος (Arthington & Zalucki, 1998), εισάγοντας και τα αντίστοιχα σφάλματα.

Από το διάγραμμα μεταξύ της ΒΠ και της παροχής διακρίνεται ένα κρίσιμο σημείο καμπής. Από το σημείο αυτό και έπειτα η ΒΠ μεταβάλλεται ελάχιστα σε σχέση με την παροχή (βλ. εικόνα 5.1.). Για τον υπολογισμό της σχέσης μεταξύ της παροχής και της ΒΠ χρησιμοποιούνται μαθηματικά υδραυλικά μοντέλα. Το σημείο αλλαγής της κλίσης (σημείο καμπής) καθορίζει την τιμή παροχής για την προστασία και διατήρηση του ενδιαιτήματος.

Η μέθοδος αυτή ενδείκνυνται για διατομές του ποταμού όπου η ροή είναι σχετικά αβαθής και γρήγορη διότι σε αυτά τα σημεία μπορούν να διεξαχθούν ασφαλέστερα συμπεράσματα συγκριτικά με άλλα όπου υπάρχουν εκβαθύνσεις ή και ανακοπή της ταχύτητας. Η μέθοδος εφαρμόζεται καλύτερα σε ορθογώνιες ή τραπεζοειδείς διατομές και σε ποτάμια όπου υπάρχει ομαλή ή και ελάχιστη κλίση της κοίτης με όσο το δυνατόν λιγότερες αλλοιώσεις. Οι παραμορφώσεις του πυθμένα των ποταμών όπως όταν υπάρχουν μεγάλες κροκάλες, κλαδιά ή άλλα εμπόδια, μπορεί να οδηγήσει σε περισσότερα του ενός σημεία καμπής στην γραφική παράσταση. Στις περιπτώσεις αυτές ακολουθούνται και άλλες διαδικασίες για τον καθορισμό της οικολογικής παροχής.

Μέθοδος R-2 Cross:

Κατά την εφαρμογή της μεθόδου R-2 cross η παροχή ενός ποταμού πρέπει να ικανοποιεί ταυτόχρονα, ανάλογα με την εποχή του χρόνου, τουλάχιστον τρεις υδραυλικές παραμέτρους. Αυτές είναι το μέσο βάθος, η μέση ταχύτητα και το ποσοστό της βρεχόμενης περιμέτρου. Τα κριτήρια για τη μέθοδο θεσπίστηκαν από το Colorado Water Conservation Board (CWCB) και η συγκεκριμένη μέθοδος αναπτύχθηκε για πρώτη φορά το 1973.

Όταν αυτά τα χαρακτηριστικά καλύπτουν τις απαιτήσεις της μεθόδου, καταγράφονται και αναλύονται με σκοπό τη διαμόρφωση μιας βασικής υπόθεσης. Η υπόθεση αυτή αφορά το εύρος τιμών της παροχής που καταγράφτηκε για τη διατομή αυτή, το οποίο πρέπει να επαρκεί για τη διατήρηση των ενδιαιτημάτων των ψαριών και σε γειτονικά οικοσυστήματα μεγάλου βάθους και μικρότερων ταχυτήτων για τα περισσότερα στάδια ζωής των ψαριών και των υδρόβιων ασπόνδυλων (Nehring, 1979). Οι απαιτήσεις για την επίτευξη του στόχου εύρεσης ορίων για τον καθορισμό της οικολογικής παροχής σύμφωνα με τη συγκεκριμένη μέθοδο πρέπει να ικανοποιούν ταυτόχρονα τρεις υδραυλικές παραμέτρους τα όρια των οποίων φαίνονται στον πίνακα (5.3.). Οι υδραυλικές παράμετροι αναπτύχθηκαν από το Colorado Water Conservation Board (CWCB) με στόχο την οριοθέτηση των τιμών εντός των οποίων μπορεί να εξασφαλιστεί η διατήρηση του οικοσυστήματος σε καλή κατάσταση (Espegren, 1996).

Πίνακας 6.3. Όρια τιμών υδραυλικών παραμέτρων που εφαρμόζονται στη μέθοδο R2-Cross (USGS)

Stream top width (ft)	Average depth (ft)	Bankfull wetted perimeter (percent)	Average velocity (ft/s)
1–20	0.2	50	1.0
21–50	0.2–0.5	50	1.0
51–60	0.5–0.6	50–60	1.0
61–100	0.6–1.0	≥70	1.0

Οι εποχιακές διακυμάνσεις της παροχής λαμβάνονται υπόψη από τη μέθοδο R2-Cross καθώς καθορίζονται διαφορετικές απαιτήσεις παροχής για το καλοκαίρι και το χειμώνα. Κατά την περίοδο υψηλής ροής το καλοκαίρι πρέπει να ικανοποιούνται και οι τρεις υδραυλικές συνθήκες ταυτόχρονα, ενώ κατά τη διάρκεια της χαμηλής ροής του χειμώνα τουλάχιστον δύο από αυτές (πίνακας 5.3.).

6.5 Μεθοδολογίες προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (habitat simulation or rating methodologies)

Οι Tharme (1996) και Dunbar *et al*., (1998) θεωρούν τις υδραυλικές μεθοδολογίες ως προδρόμους των μεθοδολογιών προσομοίωσης ενδιαιτημάτων. Αποτελούν τις πλέον διαδεδομένες διεθνώς μετά τις υδρολογικές μεθοδολογίες. Πρόκειται, ουσιαστικά, για υπολογιστικά μοντέλα προσομοίωσης υδραυλικών και υδρολογικών παραμέτρων, με τα οποία καθορίζονται οι επιθυμητές, οικολογικά αποδεκτές ροές για είδη ή κοινωνίες που επιλέγονται ως στόχοι. Η λογική που ακολουθείται σε αυτές τις μεθοδολογίες έχει ως εξής: οι αλλαγές στα φυσικά ενδιαιτήματα που προκαλούνται από τη ροή, μοντελοποιείται με χρήση υδραυλικών προγραμμάτων, χρησιμοποιώντας μια ή περισσότερες υδραυλικές μεταβλητές όπως το βάθος, την ταχύτητα του νερού, τη σύνθεση του υποστρώματος και του καλύμματος της κοίτης, όπως επίσης και σύνθετους υδραυλικούς δείκτες (για παράδειγμα την διατμητική τάση στον πυθμένα). Το πλήθος των μεταβλητών μετράται σε πολλαπλές τομές του ποταμού στην περιοχή μελέτης. Οι προσομοιωμένες διαθέσιμες συνθήκες ενδιαιτήματος στη συνέχεια συνδέονται με πληροφορίες που αφορούν το εύρος των επιθυμητών ή ακατάλληλων συνθηκών ενδιαιτήματος για τα είδη-στόχους, όπως στάδια ανάπτυξης, συναθροίσεις και δραστηριότητα. Οι συγκεκριμένες πληροφορίες εξάγονται από τις ετησίως καθορισμένες καμπύλες δεικτών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων (***habitat suitability index curves***). Τα

εξαγόμενα δεδομένα, συνήθως υπό μορφή καμπύλων ενδιαιτήματος-απορροής για την πανίδα και τη χλωρίδα του οικοσυστήματος ή κατ' επέκταση ως χρόνος ενδιαιτήματος (***habitat time***) και χρόνος υπέρβασης (***exceedence time***), χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό της βέλτιστης οικολογικής παροχής (Tharme, 2003). Η κυριότερη μεθοδολογία της κατηγορίας αυτής είναι η IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), όπου περιλαμβάνεται μεταξύ άλλων και το μοντέλο PHABSIM (*Physical Habitat Simulation*) και ακολουθούν και μερικές ακόμα όπως η BBM (*Building Block Methodology*) , μια "bottom-up" προσέγγιση και η DRIFT (*Downstream Response to Imposed Flow Transformations*) της κατηγορίας "top-down" και η Μέθοδος CASIMIR (*Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements*).

Μέθοδος Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής (*In-stream Flow Incremental Methodology*):

Η IFIM αναπτύχθηκε στη Βόρεια Αμερική κυρίως για τα είδη των σολομοειδών σε ποτάμια με υψηλή παροχή λόγω τήξης του χιονιού (Bovee & Milhous, 1978; Bovee, 1982), αλλά έκτοτε έχει εφαρμοστεί σε διάφορες άλλες περιοχές και σε διαφορετικούς τύπους ποταμών (Tharme, 1996). Αναπτύχθηκε το 1970 από μία διεπιστημονική ομάδα με σκοπό να γεφυρώσει τις ανάγκες των σχεδίων διαχείρισης για τους υδατικούς πόρους με τις ανάγκες διατήρησης της βιοποικιλότητας στις συνθήκες αναφοράς. Οι υφιστάμενες μέθοδοι που βασίζονται στην παρατήρηση των ενδιαιτημάτων των οργανισμών για το χαρακτηρισμό της κατάστασης του υδατικού καθεστώτος αποκτούν όλο και περισσότερη σημασία, όχι μόνο όσον αφορά την υγεία των οικοσυστημάτων, την παρακολούθηση, την επιτυχία στα έργα αποκατάστασης αλλά και ως προς την βελτίωση της κατανόησης της λειτουργίας τους και την αποτελεσματικότητα των δράσεων διαχείρισης (Barquin & Martinez-Capel, 2011).

Στη μέθοδο αυτή εμπεριέχονται οι αρχές των υδραυλικών και υδρολογικών προσεγγίσεων, καθότι λαμβάνονται υπόψη και οι δύο αυτές μεταβλητές για το σχεδιασμό και την εκτίμηση της οικολογικής παροχής.

Σε μερικές πολιτείες των ΗΠΑ, η χρήση της συγκεκριμένης μεθόδου έχει γίνει νόμιμη απαίτηση για την αξιολόγηση των επιπτώσεων από την κατασκευή φραγμάτων ή απολήψεων νερού (Acreman & Dunbar, 2004). Συγκεκριμένα η μέθοδος αυτή αποτελείται από μια ομάδα αναλυτικών διαδικασιών και υπολογιστικών μεθόδων, οι οποίες προσπαθούν να αξιολογήσουν τα αποτελέσματα των οριακών μεταβολών της ροής ενός ποταμού στη δομή της κοίτης, στην ποιότητα του νερού, στη θερμοκρασία και στη διαθεσιμότητα των

κατάλληλων μικροενδιαιτημάτων. Τα παραπάνω επιτυγχάνονται χρησιμοποιώντας έναν συνδυασμό υδραυλικών, υδρολογικών και βιολογικών δεδομένων (Arthington & Zalucki, 1998).

Υπάρχουν διάφορα στάδια κατά την εφαρμογή της μεθόδου IFIM. Η αναγνώριση των αντικειμένων της μελέτης, η μελέτη της υδρολογικής λεκάνης και τα είδη-στόχος αποτελούν το πρώτο στάδιο (Tharme, 1996). Σύμφωνα με τη Tharme (1996), θα πρέπει κατά την εφαρμογή της μεθόδου IFIM να περιλαμβάνεται ένα πλατύ εύρος ειδών των τροφικών επιπέδων, ούτως ώστε να βελτιωθεί η γενίκευση των προβλέψεων της μεθόδου. Το παραπάνω είναι ιδιαίτερα σημαντικό καθώς, οι απαιτήσεις σε ενδιαιτήματα είναι διαφορετικές για το κάθε είδος. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα κατά την προσπάθεια τροποποίησης του καθεστώτος ροής για τη διατήρηση ενός συγκεκριμένου είδους οργανισμών, να υποβαθμίζονται κάποια άλλα είδη. Το δεύτερο κρίσιμο στάδιο είναι το εάν η υδρολογική λεκάνη βρίσκεται σε οικολογική ισορροπία και ως εκ τούτου τα μακρο-ενδιαιτήματα είναι σε καλή κατάσταση. Άλλο ένα κρίσιμο σημείο κατά την εφαρμογή της IFIM είναι η επιλογή των σημείων μελέτης. Συνήθως, επιλέγονται σημεία που ανταποκρίνονται περισσότερο στις αλλαγές της ροής. Τέτοια σημεία κατά την εφαρμογή της IFIM είναι τα υβώματα της κοίτης (King & Tharme, 1994, Tharme, 1996). Το χαρακτηριστικό αυτό είναι καλό, μόνον όταν τα είδη-στόχοι έχουν ενδιαιτήματα σε αυτά τα σημεία του ποταμού. Για αυτόν το λόγο, είναι σημαντική η προκαταρκτική έρευνα για τη διαπίστωση των συνθηκών των ενδιαιτημάτων στο μελετώμενο ποτάμι.

Πέντε πολύ βασικά στάδια της Μεθόδου Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής

1. Αναγνώριση του προβλήματος,
2. Μελέτη σκοπιμότητας,
3. Εφαρμογή της μελέτης,
4. Εναλλακτικές δυνατότητες
5. Επίλυση του προβλήματος, παρακολούθηση και μοντελοποίηση

Κατά την εφαρμογή της IFIM μπορεί κανείς να επιλέξει να εφαρμόσει ανάλογα με το μέγεθος του ζητήματος με το οποίο θα ασχοληθεί, ανάμεσα από τρεις υποκατηγορίες τεχνικών. Αυτές αφορούν τις βασικές τεχνικές (standard-setting techniques) οι οποίες απαιτούν μικρή λεπτομέρεια δεδομένων, έχουν άμεση εφαρμογή και ασχολούνται με φαινόμενα εντός της ροής των ποταμών. Τις τεχνικές μεσαίου βαθμού δυσκολίας (mid-range techniques) όπου στην περίπτωση αυτή τα φαινόμενα είναι πολυσύνθετα και χρειάζονται

δεδομένα συλλογής πεδίου και ειδικές μελέτες. Τέλος υπάρχει και η κατηγορία με τις πιο δύσκολες περιπτώσεις (incremental techniques), όπου τα φαινόμενα που μελετώνται είναι ιδιαίτερα περίπλοκα και απαιτείται πολύς χρόνος για την εφαρμογή της μεθόδου.

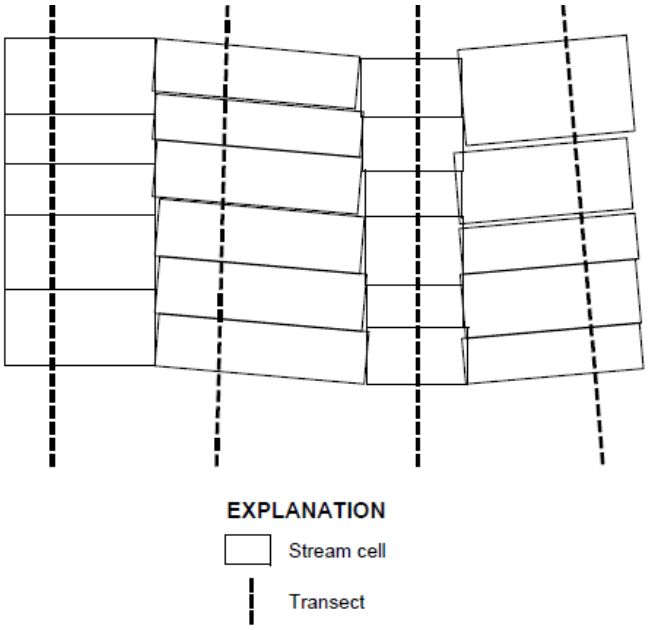
Η IFIM μπορεί να εφαρμοστεί σε επίπεδο λεκάνης απορροής αλλά και σε μικρότερες περιοχές. Σημαντικό σημείο της μεθόδου είναι η επιλογή του σημείου δειγματοληψίας. Για να γίνει αυτό απαιτείται εμπειρία και επιστημονική κατάρτιση. Για παράδειγμα είναι δυνατόν σε κάποια ποτάμια να υπάρχουν συγκεκριμένες περιοχές στις οποίες τα ψάρια πρέπει να μεταναστεύσουν για να ωοτοκήσουν. Οι περιοχές αυτές θεωρούνται ιδιαίτερα ευαίσθητες και κρίσιμες σε τυχόν αλλαγές στο καθεστώς ροής, επομένως ενδείκνυνται ως περιοχές μελέτης (Keeffe, 2009). Στην περίπτωση όπου δεν είναι ξεκάθαρο ποιες περιοχές είναι καταλληλότερες, το ποτάμι χωρίζεται σε τμήματα (segments) με διαφορετικές υδρολογικές συνθήκες. Όσον αφορά το κάθε τμήμα ξεχωριστά θα πρέπει να επικρατούν ομοειδείς συνθήκες ροής και γεωμορφολογίας. Εκεί υπολογίζονται το βάθος, το πλάτος, το υπόστρωμα και η ταχύτητα ως βασικές υδραυλικές παράμετροι.

Η διαδικασία που χρησιμοποιείται στην IFIM για να προσομοιώσει τα μακρο-ενδιαιτήματα με τις αλλαγές στο καθεστώς ροής εμπεριέχεται στο λογισμικό PHABSIM II (***Physical Habitat Simulation***), το οποίο αποτελείται από 240 διακριτά προγράμματα που αναφέρονται στο βάθος νερού, στη ταχύτητα, στο υπόστρωμα και στη κάλυψη της κοίτης (Arthington & Zalucki, 1998). Οι προσομοιώσεις συνήθως, βασίζονται σε δεδομένα διατομών του ποταμού που συλλέγονται σε μια περίσταση και σε μια ομάδα μετρήσεων που συσχετίζουν την απορροή με το ύψος νερού του ποταμού. Επίσης, η επιλογή των διατομών, ο αριθμός τους και η ακρίβεια των μετρήσεων επιφέρει μεγάλη επιρροή στην προσομοίωση των ενδιαιτημάτων (Arthington & Zalucki, 1998).

Το μοντέλο PHABSIM έχει τρία κύρια στοιχεία. Πρώτον, υπάρχουν οι πραγματικές μετρήσεις πεδίου όσον αφορά το βάθος, την ταχύτητα, το υλικό υποστρώματος και την κάλυψη τα οποία λαμβάνονται σε συγκεκριμένα σημεία δειγματοληψίας σε μια διατομή, για διαφορετικά επίπεδα ροής. Δεύτερον, τα δεδομένα αυτά χρησιμοποιούνται σε υδραυλικά μοντέλα (δηλαδή, τα μοντέλα που προβλέπουν το βάθος και την ταχύτητα του νερού σε διάφορα σημεία κατά μήκος της κοίτης για διαφορετικές ροές) για την εκτίμηση τεσσάρων μεταβλητών ενδιαιτήματος σε διαφορετικές ροές. Τρίτο και τελευταίο στοιχείο είναι ότι τα αποτελέσματα από τα υδραυλικά μοντέλα συνδυάζονται με "κριτήρια καταλληλότητας των ειδών". Τα κριτήρια αυτά προκύπτουν από υδρο-οικολογικά μοντέλα που εκτιμούν πόσο

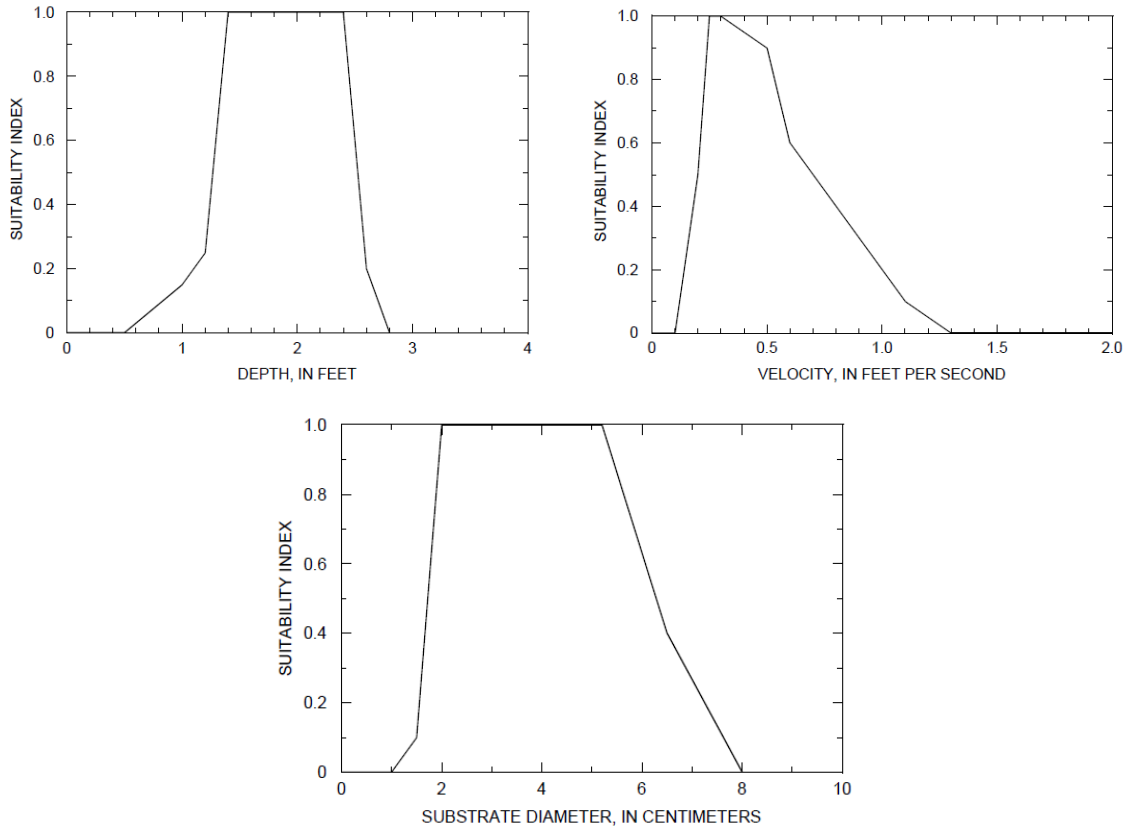
κατάλληλα για ένα συγκεκριμένο ενδιαίτημα είναι τα υδραυλικά χαρακτηριστικά ανάλογα με το στάδιο του κύκλου ζωής και το είδος υπό εξέταση, με τελικό αποτέλεσμα έναν αντιπροσωπευτικό δείκτη καταλληλότητας.

Για την περαιτέρω εφαρμογή της μεθόδου και με τη βοήθεια υδραυλικού μοντέλου, το ποτάμι χωρίζεται σε κελιά. Το κελί είναι μια χωρική ενότητα για τη διακριτοποίηση του ποταμού, όπως παρουσιάζεται στην εικόνα (5.2.). Το κάθε κελί έχει τις δικές του τιμές για κάθε μία από τις υδραυλικές παραμέτρους. Οι τιμές αυτές προκύπτουν μέσα από το συνδυασμό μετρήσεων πεδίου και εφαρμογής του υδραυλικού μοντέλου. Στη συνέχεια συνδυάζονται πληροφορίες που σχετίζονται με τα ψάρια και τα στάδια του κύκλου ζωής τους για κάθε ένα από τα κελία. Αυτό γίνεται με σκοπό να διαμορφωθούν κριτήρια τα οποία συσχετίζουν την παρουσία ψαριών με τις υδραυλικές παραμέτρους. Το PHABSIM υπολογίζει μία ισοδύναμη βέλτιστη επιφάνεια ενδιαιτήματος εφαρμόζοντας συντελεστές βαρύτητας για τη συνολική επιφάνεια του ρεύματος. Οι τιμές από την κάθε μία υδραυλική παράμετρο πολλαπλασιάζονται με τη συνολική επιφάνεια του κελιού και προκύπτει μία τιμή τελική τιμή που ονομάζεται Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area). Το άθροισμα όλων των τιμών των κελιών δίνει την τελική Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area) για όλο το μήκος του ποταμού, για μια τιμή παροχής.



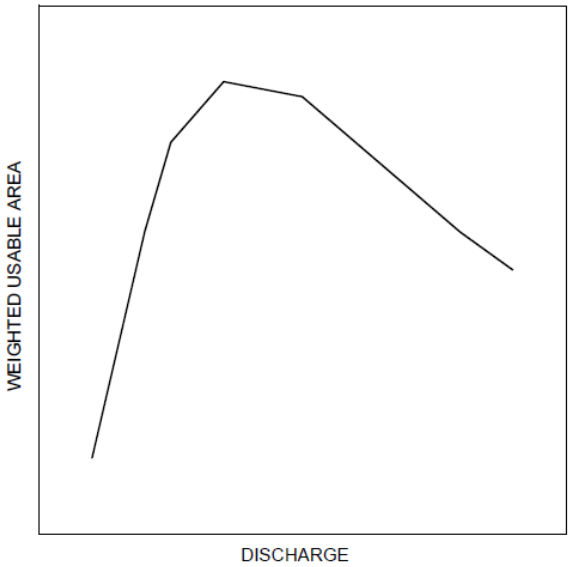
Εικόνα 6.2 Χωρική διακριτοποίηση τμήματος ποταμού σε κελία για την εφαρμογή της μεθοδολογίας IFIM

Ο συντελεστής βαρύτητας SI προκύπτει ως το γινόμενο των δεικτών καταλληλότητας από τις καμπύλες καταλληλότητας (βλ. Σχήμα 5.1) για κάθε παράμετρο (ταχύτητα, βάθος, υπόστρωμα), για μια τιμή παροχής. Επομένως εάν παρασταθεί γραφικά η συσχέτιση της WUA με την παροχή για ένα ποταμό, προκύπτει μια γραφική παράσταση της μορφής του Σχήματος 5.2. Η τιμή της παροχής για την οποία μεγιστοποιείται η WUA είναι και η βέλτιστη οικολογική παροχή για τη διατήρηση του οικοσυστήματος.



Σχήμα 6.1 Παράδειγμα από τις καμπύλες καταλληλότητας των παραμέτρων μικροενδιαιτήματος (βάθος, ταχύτητα και υπόστρωμα).

Σημειώνεται εδώ πως η μέθοδος αυτή χρησιμοποιεί τις παραμέτρους του μικροενδιαιτήματος ως ανεξάρτητες μεταξύ τους. Δηλαδή η καταλληλότητα του μικροενδιαιτήματος για ένα είδος, ως προς μια τιμή ταχύτητας, δεν εξαρτάται και από το βάθος ροής ή το υπόστρωμα, παρά μόνο από αυτή.



Σχήμα 6.2 Καμπύλη συσχέτισης της παροχής και της Σταθμισμένης Κατάλληλης Έκτασης WUA για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής με την μεθοδολογία IFIM.

Ίσως η σημαντικότερη υπόθεση που εμπεριέχεται στη μεθοδολογία αυτή είναι ότι υπάρχει θετική συσχέτιση της WUA και της αφθονίας ιχθυοπανίδας (Gore & Nestler, 1988). Ωστόσο οι Scott & Shirvell (1987) από 444 αναλύσεις που διεξήγαγαν, κατέληξαν στο συμπέρασμα πως αυτή η υπόθεση δεν ισχύει πάντα. Μάλιστα προέκυψαν και ορισμένες περιπτώσεις με ισχυρή αρνητική συσχέτιση. Η IFIM βασίζεται στην υπόθεση ότι ο πληθυσμός ενός είδους ιχθυοπανίδας ρυθμίζεται/εξαρτάται από τη διαθεσιμότητα κατάλληλου ενδιαιτήματος. Η υπόθεση αυτή σύμφωνα με τη διεθνή βιβλιογραφία σε ορισμένους ποταμούς ισχύει ενώ σε άλλους όχι. Θα πρέπει επομένως σε κάθε περίπτωση εφαρμογής, να εξετάζεται κατά πόσο η κρίσιμη αυτή υπόθεση είναι αληθής.

Ένα αδύναμο σημείο της μεθόδου προκύπτει όταν σε ένα ποταμό υπάρχουν περισσότερα του ενός είδη ιχθυοπανίδας εξίσου σημαντικά για τη διαμόρφωση καλής κατάστασης του οικοσυστήματος. Στις περιπτώσεις αυτές προκύπτουν περισσότερες της μιας οικολογικές παροχές. Στην περίπτωση αυτή οι Arthington κ.ά. (1992) προτείνουν την υιοθέτηση ενός εύρους παροχών. Οι Davies & Humphries (1996) προς επίλυση του εν λόγω προβλήματος εφάρμοσαν εκτέλεση ανάλυσης κινδύνου. Με τον τρόπο αυτό αποδίδονται επίπεδα κινδύνου για τις διάφορες παροχές, με βάση το ποσοστό απώλειας ενδιαιτήματος για το σύνολο των ειδών ενδιαφέροντος.

Ένα ακόμη πρόβλημα που μπορεί να εμφανιστεί στη μεθοδολογία IFIM είναι η περίπτωση να μην υπάρχει συσχέτιση της WUA με την παροχή, ή η σχέση να είναι γραμμικά ανάλογη,

να αυξάνει δηλαδή συνεχώς. Για την περίπτωση αυτή υπάρχει η δυνατότητα χρήσης των Καμπυλών Διάρκειας Ενδιαιτήματος. Με τον τρόπο αυτό επιλέγεται ένα επίπεδο διατήρησης του ενδιαιτήματος ως κριτήριο και έπειτα υπολογίζεται η παροχή που απαιτείται για την επίτευξη αυτού του επιπέδου.

Τα πλεονεκτήματα της μεθόδου IFIM αναφέρονται στην ποσοτική της φύση και στην ικανότητά της να ενσωματώνει μικρο- και μάκρο-ενδιαιτήματα (Acreman & Dunbar, 2004).

Μειονέκτημά αποτελεί η χρονοβόρα διαδικασία για την πραγματοποίηση μια μελέτης. Η συγκεκριμένη μέθοδος αποτελεί μια σταδιακή διαδικασία, κατάλληλη για τη σύγκριση σεναρίων. Το γεγονός ότι δεν δίνει μια καθαρή απάντηση θεωρείται από πολλούς πλεονέκτημα αλλά και μειονέκτημα (Acreman & Dunbar, 2004).

Μέθοδος CASIMIR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements):

Η μέθοδος αυτή έχει εφαρμοστεί για τα βενθικά ασπόνδυλα, ενώ γίνονται προσπάθειες για εξέλιξη της μεθόδου και ως προς τις ιχθυοκοινότητες και τις φυτοκοινωνίες της παρόχθιας ζώνης. Για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής χρησιμοποιούνται, ο μέσος όρος των ελάχιστων ημερήσιων παροχών ανά έτος και η γνώμη των ειδικών (Jorde 1996).

6.6 Ολιστικές μεθοδολογίες (holistic methodologies)

Η συγκεκριμένη κατηγορία μεθοδολογιών εκτίμησης της οικολογικής παροχής υδάτινων οικοσυστημάτων, καταγράφηκε πρώτη φορά από την Tharme (1996). Οι ολιστικές μεθοδολογίες αποτελούν μια από τις κύριες κατευθύνσεις στην εξέλιξη της επιστήμης (Arthington *et al.*, 1992; King & Tharme, 1994; Richter *et al.*, 1996; Dunbar *et al.*, 1998). Πήραν πολύ γρήγορα το προβάδισμα από την κατηγορία της προσομοίωσης ενδιαιτημάτων στη Νότια Αφρική και Αυστραλία, χώρες χωρίς την παρουσία των πλούσιων χαρακτηριστικών των ψαριών γλυκού νερού της Βόρειας Αμερικής και στις οποίες δόθηκε έμφαση στην προστασία ολόκληρων των ποταμών με τη πανίδα και τη χλωρίδα τους, για τις οποίες υπάρχει ελλιπής γνώση (Tharme, 2003).

Κατά την εφαρμογή ολιστικών προσεγγίσεων λαμβάνονται υπόψη τρεις υποθέσεις σύμφωνα με τους Arthington *et al.*, (1992b):

1. το νερό ανήκει στο περιβάλλον και για αυτόν τον λόγο όλοι οι άλλοι χρήστες του συγκεκριμένου νερού, μπορούν να εξυπηρετηθούν από αυτήν την ποσότητα που δεν απαιτείται από το ποτάμι.

2. υπάρχει περισσότερο νερό στα ποτάμια οικοσυστήματα από αυτό που χρειάζεται για τη διατήρηση του οικοσυστήματος και
3. εάν τα απαραίτητα χαρακτηριστικά του φυσικού καθεστώτος ροής μπορούν να αναγνωριστούν και επαρκώς ενσωματωθούν σε ένα τροποποιημένο καθεστώς ροής, τότε η υπάρχουσα πανίδα και χλωρίδα και η λειτουργική ακεραιότητα του οικοσυστήματος θα διατηρηθεί.

Το πρωταρχικό στοιχείο σε μια ολιστική προσέγγιση είναι η υδρολογική ανάλυση των ιστορικών καταγραφών φυσικής ροής του υπό μελέτη ποταμού. Τα στοιχεία αυτά χρησιμοποιούνται προκειμένου να τεθούν οι οριακές συνθήκες για οποιαδήποτε τροποποιημένη ροή (Arthington & Zalucki, 1998). Ένα προτεινόμενο καθεστώς ροής θα είναι οικολογικά αποδεκτό μόνον όταν δεν περιέχει επεισόδια ροής που δεν είναι καταγεγραμμένα στο ιστορικό του.

Σύμφωνα με τους Acreman & Dunbar (2004), οι ολιστικές μέθοδοι έχουν το πλεονέκτημα ότι καλύπτουν όλο το υδρολογικό-οικολογικό σύστημα όπως επίσης και όσους συμμετέχουν στη λήψη αποφάσεων για τη διαχείριση του νερού.

Οι ολιστικές μεθοδολογίες είναι από τις πιο σύνθετες, καθώς εφαρμόζονται στο σύνολο του ποτάμιου οικοσυστήματος μέσω πολυάριθμων μετρήσεων πεδίου και προγραμμάτων παρακολούθησης. Δεν στοχεύουν σε ένα είδος-δείκτη πανίδας για τον καθορισμό της ποιότητας του οικοσυστήματος, αλλά σε πολλές παραμέτρους εκ των οποίων και σε κοινωνικοοικονομικά κριτήρια της περιοχής. Για την κάθε μια παράμετρο του περιβάλλοντος γίνεται ανάλυση της βέλτιστης παροχής και στο τέλος μέσα από μια διαδικασία πολυκριτηριακής ανάλυσης επιλέγεται μια τιμή παροχής. Αυτό πραγματοποιείται με δυο διαδικασίες, είτε με την διαδικασία ‘από κάτω προς τα πάνω’ (bottom-up) είτε με την ‘από πάνω προς τα κάτω’ (top-down), είτε με συνδυασμό των δυο προαναφερθέντων αν και κάτι τέτοιο προϋποθέτει πολυδιάστατη εξειδίκευση και δεδομένα (Tharme, 1996, 2000, Tharme & King, 1998, Arthington, 1998a). Η ‘από κάτω προς τα πάνω’ διαδικασία στηρίζεται στην κατασκευή ενός τροποποιημένου καθεστώτος ροής με βάση τον καθορισμό στοιχείων συγκεκριμένης χρονικής περιοδικότητας (π.χ. ανά μήνα), κάθε ένα από τα οποία αντιπροσωπεύει ένα καλά καθορισμένο χαρακτηριστικό του καθεστώτος ροής που πρόκειται να επιτύχει συγκεκριμένους οικολογικούς, γεωμορφολογικούς, ποιοτικούς από άποψη νερού και κοινωνικούς στόχους (King & Tharme, 1994; Arthington, 1998a; Arthington & Lloyd, 1998; Arthington *et al*., 2000). Αντίθετα, η ‘από πάνω προς τα κάτω’ διαδικασία καθορίζει

την οικολογική παροχή ως αποδεκτές τιμές αναχώρησης από το φυσικό καθεστώς ροής ή κάποιο άλλο καθεστώς αναφοράς (Tharme, 2003).

Οι οικολογικές συνιστώσες που χρησιμοποιούνται σε μια ολιστική αξιολόγηση περιλαμβάνουν τη γεωμορφολογία, τα υδραυλικά ενδιαιτήματα, την ποιότητα του νερού, την παρόχθια και υδάτινη χλωρίδα, τα μακρο-ασπόνδυλα, τα ψάρια και άλλα σπονδυλωτά με εξάρτηση από το ποτάμιο οικοσύστημα όπως αμφίβια, ερπετά, πουλιά και θηλαστικά (Arthington *et al.*, 2004*).*

Μέθοδος Δομικών Μονάδων (South African Building Blocks Methodology ή BBM):

Η μέθοδος Δομικών Μονάδων (South African Building Blocks Methodology ή BBM) (King & Tharme, 1994; King & Louw, 1998; King *et al*., 2002) σε διεθνές επίπεδο εφαρμόζεται ευρύτατα. Η συγκεκριμένη, αποτέλεσε την πρώτη ολιστική προσέγγιση. Ξεκίνησε ως μέθοδος 'από κάτω προς τα πάνω' και πρόσφατα ενσωμάτωσε και τη μέθοδο Flow Stress-Response (O' Keeffe & Hughes, 2002). Με αυτήν την τροποποιημένη μορφή, η BBM αποτελεί νόμιμη απαίτηση για τον προσδιορισμό του Νοτιοαφρικάνικου Οικολογικού Αποθέματος (***South African Ecological Reserve***) (DWAF, 1999).

Πρόκειται για μια εκτεταμένα καταγεγραμμένη μεθοδολογία (με εγχειρίδιο και αρκετές μελέτες εφαρμογής διαθέσιμες) που λειτουργεί τόσο σε συνθήκες φτωχών δεδομένων όσο και σε πληθώρα αυτών. Περιλαμβάνει μια προσέγγιση τριών φάσεων: α) στην πρώτη φάση περιέχει συμβουλές, επιτραπέζιες (***desktop***) και υπαίθριες μελέτες για επιλογή της θέσης εφαρμογής, γεωμορφολογική ανάλυση της λεκάνης, μετρήσεις της ακεραιότητας των ποτάμιων ενδιαιτημάτων. Ακόμα περιλαμβάνει τον καθορισμό των στόχων για τη μελλοντική κατάσταση του ποταμού, αξιολόγηση της σημασίας του ποταμού και της οικολογικής συνθήκης, υδρολογική και υδραυλική ανάλυση, β) στη δεύτερη φάση, την κατασκευή τροποποιημένου καθεστώτος ροής διαμέσου της αναγνώρισης οικολογικά απαραίτητων χαρακτηριστικών ροής και γ) στην τρίτη συνδέει τις οικολογικές απαιτήσεις με την τεχνική φάση ανάπτυξης των έργων (Arthington *et al.*, 2004).

Βασικά πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι ότι μπορεί εύκολα να εφαρμοστεί σε διάφορα υδατικά οικοσυστήματα, συμπεριλαμβάνει τη γνώμη του κοινού, είναι ευέλικτη και επιδέχεται απλοποίηση για πιο γρήγορες αξιολογήσεις, καταναλώνει λιγότερο χρόνο και κόστος και μπορεί να εφαρμοστεί σε ρυθμισμένους και μη ποταμούς όπως επίσης και στο πλαίσιο αποκατάστασης της ροής. Πλέον με την ενσωμάτωση της μεθόδου Flow Stress-

Response διευκολύνει την 'από πάνω προς τα κάτω' αξιολόγηση, με διαφορετικά σενάρια εναλλακτικών καθεστώτων ροής, κάθε ένα από τα οποία εκφράζει το δυνητικό ρίσκο της αλλαγής της οικολογικής κατάστασης του ποταμού (Arthington *et al.*, 2004). Επίσης, εμφανίζει κάποιο ποσοστό ρίσκου για ακούσια παράλειψη κρίσιμων επεισοδίων ροής, κοινό χαρακτηριστικό σε όλες τις ολιστικές μεθοδολογίες.

DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformations):

Τελευταία ως εξέλιξη της μεθόδου BBM αλλά και άλλων παρόμοιων έχει αναπτυχθεί η προσέγγιση DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformations), με την οποία διερευνώνται οι επιπτώσεις μείωσης των ποτάμιων απορροών σε σχέση με τις φυσικές. Αποτελείται από 4 υποσύνολα: 1) το βιοφυσικό που χρησιμοποιείται για να περιγράψει την παρούσα κατάσταση του οικοσυστήματος, για να προβλέψει πώς η συγκεκριμένη κατάσταση θα μεταβληθεί κάτω από ένα εύρος διαφορετικών τροποποιήσεων της ροής, 2) το κοινωνικοοικονομικό υποσύνολο που αναγνωρίζει τους χρήστες που βρίσκονται σε ρίσκο από τις μεταβολές τις ροής και χρησιμοποιείται για να ποσοτικοποιήσει τη σύνδεσή τους με το ποτάμι σε όρους χρήσης των φυσικών πόρων και υγείας, 3) το υποσύνολο της ανάπτυξης σεναρίου, το οποίο συνδέει τα δυο πρώτα υποσύνολα για να εξάγει τις προβλεπόμενες συνέπειες από τροποποιημένες ροές και 4) το οικονομικό υποσύνολο το οποίο περιγράφει το κόστος μετριασμού και αποζημίωσης για κάθε ένα σενάριο (Arthington *et al.*, 2004).

Πλεονεκτήματα της μεθόδου είναι η καλά ανεπτυγμένη ικανότητα σύνδεσης των κοινωνικό-οικονομικών συνθηκών με το οικοσύστημα, το ότι εμφανίζει υψηλό δυναμικό για εφαρμογή και σε άλλα υδατικά οικοσυστήματα, είναι ευέλικτη να απλοποιηθεί για πιο γρήγορες αξιολογήσεις και παρέχει σύνδεση με μακρο-οικονομική αξιολόγηση. Είναι εφαρμόσιμη σε ρυθμισμένα και μη ποτάμια, όπως επίσης σε αποκατάσταση της ροής, περιέχει περιορισμένη ενσωμάτωση δεικτών ροής για την περιγραφή της μεταβλητότητας του συστήματος και απαιτεί την καταγραφή μια γενικής διαδικασίας για ευρεία εφαρμογή.

Άλλες ολιστικές μεθοδολογίες, περιλαμβάνουν τη μέθοδο River Babingley (Petts *et al.*, 1999) ανεπτυγμένη στην Αγγλία και τη μέθοδο BBM-DRIFT, ανεπτυγμένη στη Ζιμπάμπουε (Steward, Madamombe & Topping, 2002).

Ανακεφαλαιώνοντας στον πίνακα 5.4. που ακολουθεί αναφέρονται ονομαστικά οι βασικές κατηγορίες όπως περιγράφθηκαν προηγουμένως και οι σημαντικότερες μέθοδοι που τις αντιπροσωπεύουν με βάση την παγκόσμια βιβλιογραφία.

Πίνακας 6.4. Κατηγορίες και αντιπροσωπευτικές μέθοδοι αυτών, που χρησιμοποιούνται ανά τον κόσμο για τον υπολογισμό της οικολογικής παροχής σε ποτάμια (Lanna e Bennetti, 2002)

Κατηγορία	**Αντιπροσωπευτικές Μέθοδοι**
Υδρολογικές Μέθοδοι	Streamflow Q7,10 Streamflow Frequency Curve Annual minimum 7 days streamflows Tennant/Montana Method Aquatic Baseflow Method Monthly Streamflow Median Method Drainage Area Method
Υδραυλικές Μέθοδοι	Wet Perimeter Method Multiple Regression Method
Μέθοδοι Προσομοίωσης Ενδιαιτήματος	Idaho Method Washington's Fishery Department Method IFIM Method
Ολιστικές Μέθοδοι	Building Block Methodology (BBM)
Άλλες Μέθοδοι	Pulse and flooding streamflows

7. Σύγχρονες μέθοδοι και μοντέλα εκτίμησης της οικολογικής παροχής - προτερήματα και μειονεκτήματα

7.1 Επιλογή της βέλτιστης μεθόδου

Μέσα από την εξέλιξη της υδρο-οικολογίας έχει γίνει πια σαφές ότι η προσέγγιση της κατανόησης της λειτουργίας του καθεστώτος ροής σε ένα ποτάμι κατέχει σημαντικότερο ρόλο από ότι η εκτίμηση μίας και μόνο ελάχιστης τιμής της παροχής (Poff *et al*., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Postel & Richter, 2003; Annear *et al*., 2004; Biggs, Nikora & Snelder, 2005; Poff, 2010), η οποία αποτελεί το όριο κάτω από το οποίο το σύστημα υφίσταται σημαντικές επιπτώσεις μεταβάλλοντας την αρχική του κατάσταση. Επίσης, όλο και περισσότερο κερδίζει έδαφος η αντίληψη ότι η διαχείριση των υδατικών πόρων πρέπει να γίνεται σε επίπεδο λεκάνης απορροής, ανεξάρτητα από εθνικά σύνορα και πολιτικές πεποιθήσεις (Petts, 1996; Dyson *et al*., 2003; NSTC, 2004; GWSP, 2005; CAWMA, 2007; Brisbane Declaration).

Η πρόοδος που έχει γίνει πάνω σε μεθόδους εκτίμησης της οικολογικής παροχής είναι πολύ μεγάλη παγκοσμίως. Όμως οι μεταβολές στο υδρολογικό καθεστώς γίνονται εξαιρετικά γρήγορα, συνεπώς είναι πάρα πολύ δύσκολο να υπάρξει αξιολόγηση για κάθε ποτάμι ξεχωριστά (ELOHA 2010). Μέχρι σήμερα όσον αφορά την αξιολόγηση της οικολογικής παροχής και του καθεστώτος ροής σε διεθνές επίπεδο, δεν υπάρχει μία αποκλειστική μέθοδος που να εφαρμόζεται και να δίνει βέλτιστα αποτελέσματα σε κάθε περίπτωση. Κάθε μέθοδος είναι κατάλληλη κάτω από συγκεκριμένες συνθήκες. Τα τελευταία χρόνια και έπειτα από πολλά χρόνια εξέλιξης και διερεύνησης του εν λόγω αντικειμένου της επιστήμης των περιβαλλοντικών ροών, συνηθίζεται η ταξινόμηση των διαφόρων πρακτικών, μεθόδων και πλαισίων ανάμεσα σε ευρύτερες κατηγορίες γεγονός που διευκολύνει τους ενδιαφερόμενους να επιλέξουν τη καταλληλότερη για κάθε περίπτωση μέθοδο.

Για να μπορέσει κανείς να επιλέξει ποια μέθοδο μπορεί να χρησιμοποιήσει, αρχικά χρειάζεται να προσδιορίσει το λόγο για τον οποίο επιθυμεί να εφαρμόσει τη μέθοδο, όπως η κατασκευή ενός για παράδειγμα έργου (φράγμα, ταμιευτήρας, υδρομάστευση, υδροηλεκτρικά). Στη συνέχεια μία σειρά από παράγοντες όπως η γνώμη των ειδικών, το διαθέσιμο κεφάλαιο και το χρονικό πλαίσιο, καθώς και η νομοθεσία της υπό μελέτη περιοχής, ορίζουν τις βάσεις για την επιλογή της καταλληλότερης. Σύμφωνα με πολλούς

ερευνητές η επιλογή της βέλτιστης μεθόδου μπορεί να γίνει σύμφωνα με τέσσερις διακριτούς λόγους. Αυτοί είναι:

α) Εφαρμογή μεθόδων για συγκεκριμένη περιοχή

β) Σχεδιασμός-διαχείριση λεκάνης απορροής

c) Εκτίμηση των επιπτώσεων

d) Αποκατάσταση της ποιότητας των ποτάμιων οικοσυστημάτων

Εφαρμογή μεθόδων για συγκεκριμένη περιοχή

Σε αυτή την κατηγορία ανήκουν εθνικές στρατηγικές παρακολούθησης, όταν στόχος είναι να αξιολογηθούν τα νερά από πολλούς ποταμούς. Στην προκειμένη περίπτωση ενδείκνυνται μέθοδοι που είναι γρήγορες, όπως αυτές που εξετάζουν ιστορικά δεδομένα.

Σχεδιασμός-διαχείριση λεκάνης απορροής

Για τις μεθοδολογίες που αφορούν τον σχεδιασμό- διαχείριση μίας λεκάνης απορροής πρέπει να γίνει αξιολόγηση για κάθε ποτάμι που βρίσκεται εντός των ορίων της. Στην περίπτωση αυτή προτείνεται μία πρώτη εκτίμηση με βάση μεθόδους που στηρίζονται σε ιστορικά δεδομένα και στη συνέχεια χρήση μεθόδων που αφορούν επεξεργασία δεδομένων και ανάλυση με χρήση μοντέλων.

Εκτίμηση των επιπτώσεων

Σε πολλές περιπτώσεις η εκτίμηση των επιπτώσεων αφορά αλλαγές στη ροή των ποταμών οι οποίες γίνονται από την κατασκευή κάποιων έργων. Η περιοχή στην προκειμένη περίπτωση αφορά μία συγκεκριμένη συνήθως, μικρή έκταση και επειδή ενδέχεται οι επιπτώσεις να είναι αρκετές, οι αρμόδιες αρχές χρηματοδοτούν την εφαρμογή εξειδικευμένων μεθόδων με υψηλό κόστος εφαρμογής. Υδραυλικά μοντέλα και μέθοδοι εκτίμησης ενδιαιτημάτων προτείνονται ως αυτούσιες ή και ως μέρος ευρύτερων ολιστικών μεθοδολογιών με περισσότερα στάδια εφαρμογής.

Αποκατάσταση της ποιότητας των ποτάμιων οικοσυστημάτων

Η αποκατάσταση της ποιότητας των ποτάμιων οικοσυστημάτων αφορά την επαναφορά του συστήματος στην αρχική του κατάσταση πριν από οποιαδήποτε παρέμβαση (National Research Council 1992). Στην πράξη αυτό είναι κάτι πάρα πολύ δύσκολο είτε εξαιτίας της

κατασκευής πολλών έργων ή και των μεγάλων ποσοτήτων απόληψης νερού ή ακόμα και εξαιτίας της ελλιπής γνώσης που υπάρχει σχετικά με την αρχική κατάσταση του συστήματος. Ως επακόλουθο αυτού, η αποκατάσταση γίνεται με βάση μία προσυμφωνημένη κατάσταση στην οποία πρέπει να επέλθει το σύστημα έπειτα από οποιαδήποτε μέτρα αποκατάστασης. Σε πολλές χώρες για την αξιολόγηση των μέτρων αποκατάστασης εφαρμόζονται μοντέλα προσομοίωσης ενδιαιτημάτων (physical habitat modelling) (Schuler & Nehring 1994; Elliott *et al*., 1999; Vehanen *et al*., 2000).

7.2 Σύγχρονες τάσεις

Σε γενικές γραμμές οι περισσότερες μεθοδολογίες τείνουν να γίνονται όλο και περισσότερο ολιστικές και να βασίζονται σε μεγάλες διεπιστημονικές ομάδες για το ποσό του νερού που πρέπει να μείνει στο ποτάμι (Dyson *et al*., 2003).

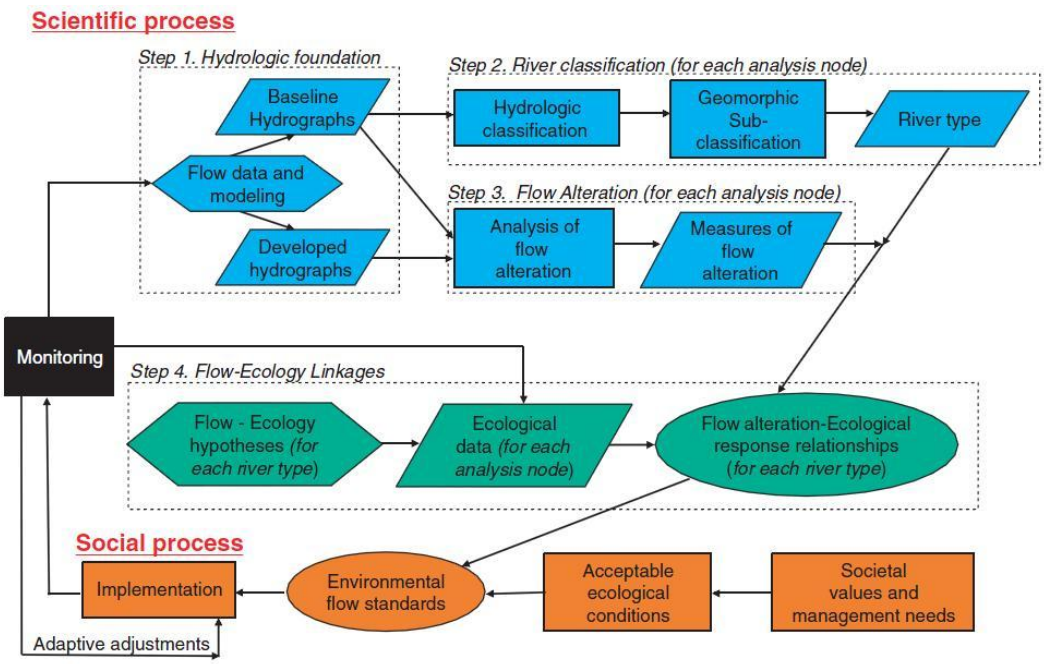
Στο παγκόσμιο προσκήνιο οι πιο σύγχρονες τάσεις αφορούν τη δημιουργία ενός πλαισίου, όπου θα συγκεντρώνεται γνώση και εμπειρία από περιοχές μελέτης, με τη βοήθεια του οποίου θα υπάρχει καθοδήγηση για την αποδοχή και τη θεμελίωση του υδρολογικού καθεστώτος των ποταμών σε τοπικό επίπεδο. Κινούμενοι προς αυτή την κατεύθυνση, πολλοί συγγραφείς προσπαθούν να δώσουν έμφαση και να αναδείξουν τις ομοιότητες που υπάρχουν ανάμεσα στα διάφορα καθεστώτα ροής που έχουν παρατηρηθεί, ώστε να προκύψει μία τυπολογία που να μπορεί να οδηγεί σε προβλέψεις και σε γενικές αρχές διαχείρισης των καθεστώτων ροής, όπως η αξιολόγηση των περιβαλλοντικών ροών (Arthington *et al.*, 2006; Poff *et al.*, 2006).

Σήμερα, η πρόκληση στο επιστημονικό πεδίο της οικολογικής παροχής αφορά τη σύνθεση της αποκτηθείσας γνώσης και εμπειρίας από μεμονωμένες *case studies* σε ένα επιστημονικό πλαίσιο, το οποίο να είναι ικανό να υποστηρίζει και να καθοδηγεί την ανάπτυξη προτύπων οικολογικών παροχών σε περιφερειακή κλίμακα (Poff *et al.*, 2003; Arthington *et al.*, 2006). Για τη θέσπιση των προτύπων οικολογικής ροής σε ευρεία γεωγραφική κλίμακα, απαιτείται η καθιέρωση των αναγκών σε οικολογική παροχή για πολλά ποτάμια, ταυτοχρόνως. Μια τέτοια δράση που περικλείει τις εμπειρίες και τη γνώση μιας διεθνούς ομάδας επιστημόνων, έχει υλοποιηθεί στο πλαίσιο του ELOHA (***Ecological Limits of Hydrologic Alteration***) (ELOHA, Poff *et al.*, 2010). Η συγκεκριμένη πρωτοβουλία είναι σημαντική, καθώς η έννοια της διασφάλισης επαρκούς νερού για τα υδάτινα οικοσυστήματα αποτελεί βασικό στοιχείο σε πολλές διεθνείς στρατηγικές, όπως: η Διεθνής Σύμβαση για τους Υδροβιότοπους,

υπογεγραμμένη από 132 χώρες και το δίκαιο του νερού σε χώρες όπως η Νότια Αφρική (Rowlston & Palmer, 2002), η Τανζανία (Acreman *et al.*, 2006), η Κόστα Ρίκα (Jiménez *et al.*, 2005) και η Ευρωπαϊκή Οδηγία Πλαίσιο (2000/60/ΕΚ) για το νερό.

7.3 Δράση-πλαίσιο ELOHA

Αντικείμενο της δράσης ELOHA είναι η αναγνώριση σημαντικών οικολογικών διαφορών σε ένα ποτάμιο σύστημα, μεταξύ καθεστώτων ροής στην κατάσταση τροποποιημένης ροής (***developed conditions***) και στην κατάσταση της ελάχιστα τροποποιημένης ή καλύτερης διαθέσιμης ροής (***baseline conditions***) (Poff *et al.*, 2010) και η δημιουργία σωστών κατευθύνσεων για την οικολογική διαχείριση των υδάτινων οικοσυστημάτων. Δηλαδή μέσω της σύγκρισης των δυο διαφορετικών καθεστώτων ροής, εξάγονται οι οικολογικές μεταβολές στα ενδιαιτήματα των ποτάμιων και γενικότερα των υδάτινων οικοσυστημάτων που προκύπτουν από τις αλλαγές στη ροή. Η έρευνα κατά τις τελευταίες δεκαετίες έχει επιδείξει ότι οι οικολογικές και εξελικτικές διεργασίες στα ποτάμια οικοσυστήματα έχουν επηρεαστεί έντονα από τις ποικίλες μεταβολές ενός δυναμικού, ιστορικού καθεστώτος ροής (Poff *et al.*, 1997, Bunn & Arthington, 2002, Lytle & Poff, 2004). Σύμφωνα με τους Power *et al.*, (1995), η ροή ενός ποταμού καλείται η 'κύρια μεταβλητή' ή κατά τους Walker, Sheldon & Puckridge (1995), ο μαέστρος που «ενορχηστρώνει» το σχήμα και τις διεργασίες στα ποτάμια συστήματα. Επίσης, ισχυρά επιστημονικά δεδομένα υποστηρίζουν ότι οι τροποποιήσεις της ποτάμιας ροής προκαλούν οικολογικές μεταβολές (Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010). Το πλαίσιο εργασίας του ELOHA περιλαμβάνει μια σύνθεση από υπάρχουσες υδρολογικές και οικολογικές βάσεις δεδομένων για πολλά ποτάμια σε μια περιοχή καθορισμένη από τον χρήστη (περιοχή ενδιαφέροντος), με σκοπό την ανάπτυξη επιστημονικώς βάσιμων και εμπειρικώς ελεγχόμενων σχέσεων μεταξύ τροποποιήσεων ροής και οικολογικών αντιδράσεων. Αυτές οι σχέσεις αποτελούν τη βάση για την θέσπιση περιβαλλοντικών προτύπων ροής. Το πλαίσιο εργασίας του ELOHA αποτελείται από έναν αριθμό αλληλοσυνδεόμενων βημάτων, βρόχων ανάδρασης και επαναλήψεων (Σχήμα 6.1). Οι σχέσεις μεταξύ των τροποποιήσεων ροής και των οικολογικών χαρακτηριστικών για διαφορετικούς τύπους ποταμών αποτελούν το βασικό στοιχείο, το οποίο συνδέει τις υδρολογικές, οικολογικές και κοινωνικές πλευρές της αξιολόγησης της οικολογικής ροής (Poff *et al.*, 2010).



Σχήμα 7.1 Διάγραμμα ροής του πλαισίου εργασίας ELOHA

Το ELOHA αποτελεί μια επιστημονική και κοινωνική μέθοδο. Τα βήματα της υδρολογικής ανάλυσης και ταξινόμησης (μπλε χρώμα) αναπτύσσονται παράλληλα με τις σχέσεις τροποποίησης ροής-οικολογικής αντίδρασης (πράσινο χρώμα) και αποτελούν μαζί τα επιστημονικά δεδομένα εισόδου για την κοινωνική επεξεργασία (πορτοκαλί χρώμα), η οποία εξισορροπεί τις συγκεκριμένες πληροφορίες με τις υπάρχουσες κοινωνικές αξίες και στόχους διαχείρισης, προκειμένου να καθιερώσει πρότυπα οικολογικής ροής (Poff et al., 2010).

Συγκεκριμένα, περιλαμβάνει 4 διακριτά βήματα. Το πρώτο αποτελεί το υδρολογικό θεμέλιο (***hydrologic foundation***) κατά το οποίο χρησιμοποιείται υδρολογική μοντελοποίηση για την δημιουργία υδρογραφημάτων από δυο βάσεις δεδομένων που περιλαμβάνουν ημερήσιες (ή πιθανόν εβδομαδιαίες ή μηνιαίες) χρονοσειρές ροής. Αυτές οι χρονοσειρές ροής αντιπροσωπεύουν τις δυο διαφορετικές καταστάσεις ροής που λαμβάνονται υπόψη: τις καταστάσεις τροποποιημένης ροής (***developed conditions***) και αυτές της ελάχιστα τροποποιημένης ή καλύτερης διαθέσιμης ροής (***baseline conditions***).

Το δεύτερο βήμα περιλαμβάνει την ταξινόμηση των υπό μελέτη ποτάμιων τμημάτων σε διακριτούς τύπους διαφορετικού καθεστώτος ροής, με βάση οικολογικές παραμέτρους ροής. Ο κάθε τύπος ροής εμφανίζει διαφορετικά οικολογικά χαρακτηριστικά. Επίσης, οι προαναφερθέντες τύποι ταξινόμησης είναι δυνατόν να ταξινομηθούν σε υποκατηγορίες

σύμφωνα με γεωμορφολογικά στοιχεία που καθορίζουν στοιχεία υδρολογικών ενδιαιτημάτων (***hydraulic habitat features***).

Στο τρίτο βήμα καθορίζεται η απόκλιση των υφιστάμενων συνθηκών ροής σε ένα ποτάμι σε σχέση με την κατάσταση της ελάχιστα τροποποιημένης ή καλύτερης διαθέσιμης ροής (***baseline conditions***).Στο τέταρτο βήμα αναπτύσσονται οι σχέσεις τροποποιημένης ροής-οικολογικής αντίδρασης για κάθε τύπο ποταμού, με βάση έναν συνδυασμό από: υπάρχουσα υδρο-οικολογική βιβλιογραφία, τεχνογνωσία ειδικών επιστημόνων και μελέτες πεδίου σε κλιμακούμενες περιπτώσεις υδρολογικής τροποποίησης.

7.4 Συσχέτιση και αξιολόγηση σύγχρονων μεθόδων-Πλεονεκτήματα-Μειονεκτήματα

Στους πίνακα 6.1. που ακολουθεί αναφέρονται πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα των μεθόδων που χρησιμοποιούνται για τον υπολογισμό της οικολογικής παροχής. Εξαιτίας του μεγάλου αριθμού των μεθόδων που χρησιμοποιούνται παγκοσμίως, η συσχέτιση γίνεται ανά κατηγορία σύμφωνα με το σύστημα ταξινόμησης της Tharme (2003).

Πίνακας 7.1. Πλεονεκτήματα και μειονέκτημα των μεθόδων από τις τέσσερις βασικότερες κατηγορίες εκτίμησης της οικολογικής παροχής (Acreman κ.ά. 2004)

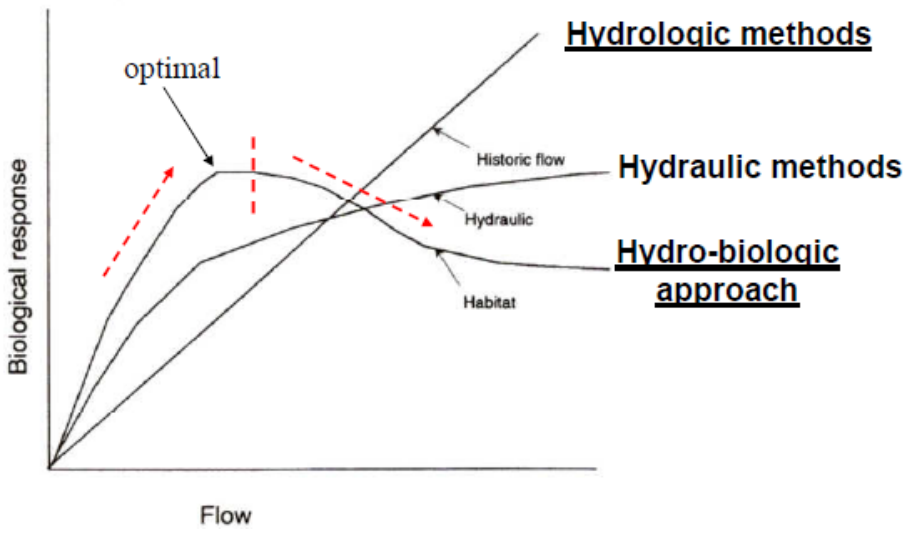
Κατηγορία - μέθοδος	Πλεονεκτήματα	Μειονεκτήματα
Υδρολογικές	• Χρειάζονται λίγα δεδομένα • Μπορούν να εφαρμοστούν σε διάφορα επίπεδα. Από επίπεδο λεκάνης απορροής ως και σε ένα μικρό τμήμα μιας περιοχής μελέτης • Μπορούν να δώσουν γρήγορα αποτελέσματα • Τα αποτελέσματα μπορούν εύκολα να συγκριθούν	• Ασαφείς χρήση οικολογικών δεδομένων • Χρειάζονται ιστορικά δεδομένα από την εποχή όπου δεν υπήρχε καμία παρέμβαση στην περιοχή εφαρμογής, πολλές φορές δεν υπάρχουν αυτά στην Ελλάδα • Δεν λαμβάνουν υπόψη τους τη μορφολογία παρά μόνο την ροή, κάτι που μπορεί να αλλάξει γρήγορα. Π.χ. το καθεστώς ροής που ήταν καλό πριν από 50 χρόνια μπορεί να είναι κακό για την βιωτή σήμερα, λόγω των αλλαγών του ποταμού • Παρερμήνευση και κακή χρήση τους εξαιτίας του γεγονότος ότι προκύπτουν γρήγορα συμπεράσματα
Υδραυλικές	• Έχουν μικρό κόστος εφαρμογής • Μπορούν να δώσουν γρήγορα	• Δεν είναι ακριβείας • Μεγάλες χρονοσειρές δεδομένων

	αποτελέσματα • Εφαρμόζονται σε διάφορες περιοχές, από μικρής κλίμακα περιοχές έως και πολύ μεγάλες	• Δεν λαμβάνουν υπόψη τους τις βιολογικές παραμέτρους του συστήματος
Προσομοίωσης ενδιαιτήματος	• Μπορούν να αναπαραχθούν • Προγνωστικές • Μπορεί να εφαρμοστεί σε κάθε ποτάμι και τα μοντέλα που χρησιμοποιούν προσαρμόζονται για κάθε περίπτωση • Έχουν ισχυρή επιστημονική βάση και πολλές μελέτες εφαρμογής • Περιλαμβάνουν χωρικά μοντέλα, έτσι ώστε να είναι εμφανής η επιρροή της ροής των ποταμών σε όλα τα ενδιαιτήματα • Μπορούν να καλύψουν ακόμα και πολύ μεγάλες περιοχές αν γίνει προσαρμογή των εργασιών πεδίου και της ανάλυσης	• Τοπικές συνθήκες, • Χρονοβόρα συλλογή δεδομένων • Σε περίπτωση που απαιτείται μεγάλη ανάλυση αυξάνεται το κόστος • Πρέπει να είναι γνωστές οι προτιμήσεις των οργανισμών σε επίπεδο • μικροενδιαιτήματος • Χρειάζεται περαιτέρω χωρική ανάλυση, αν απαιτείται λεπτομερή γνώση πάνω στον τρόπο με τον οποίο συμβαίνουν οι αλλαγές στα ενδιαιτήματα
Ολιστικές	• Μπορούν να αναπαραχθούν • Προγνωστικές • Ενσωματώνουν και την κοινωνική διάσταση	• Υψηλό κόστος εφαρμογής • Περίπλοκες

Στον πίνακα 6.2. συγκεντρώνονται για πέντε κατηγορίες (βαθμός δυσκολίας, πόροι, βαθμός ανάλυσης, ευελιξία, κόστος) οι ανάγκες ως προς τις εργασίες γραφείου και τις εργασίες πεδίου. Τα σύμβολα αντιστοιχούν σε Χ: χαμηλό (μέθοδος γραφείου χωρίς καθόλου εργασίες πεδίου), Χ-Μ : χαμηλό προς μεσαίο (μέθοδος γραφείου με ελάχιστες εργασίες πεδίου), Μ : μεσαίο (μέθοδος γραφείου και εργασίες πεδίου) και Μ-Υ: μεσαίο προς υψηλό (μέθοδος γραφείου και πολλές εργασίες πεδίου), Υ: υψηλό (απαιτητικές μέθοδοι γραφείου και πολλές εργασίες πεδίου). Στην εικόνα 6.1 παρουσιάζεται σύγκριση των μεθόδων που υπάρχουν για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών και η ανταπόκρισή τους στο βιολογικό επίπεδο.

Πίνακας 7.2. Βασικά χαρακτηριστικά των μεθόδων σύμφωνα με το σύστημα ταξινόμησης της Tharme 2003, (Τροποποιημένο από King *et al*., 1999)

Κατηγορία - μέθοδος	Βαθμός δυσκολίας	Πόροι	Βαθμός ανάλυσης	Ευελιξία	Κόστος
Υδρολογικές	X	X	X	X	X
Υδραυλικές	X-M	X-M	X	X	X-M
Προσομοίωσης ενδιαιτήματος	M-Y	Y	M-Y	M	Y
Ολιστικές	M-Y	M-Y	Y	Y	Y



Εικόνα 7.1 Σύγκριση των μεθόδων που υπάρχουν για την εκτίμηση των οικολογικών παροχών και η ανταπόκρισή τους στο βιολογικό επίπεδο

7.5 Η σύγχρονη τάση για τις ελληνικές συνθήκες

Το θεσμικό πλαίσιο στην Ελλάδα, ως προς την εκτίμηση της οικολογικής παροχής περιορίζεται στις υδρολογικές και υδραυλικές μεθοδολογίες. Σε αυτές τις δύο περιορίζονται και οι μελετητές, με την πλειοψηφία να επιλέγει τις υδρολογικές μεθόδους, αφού καλύπτονται έτσι οι απαιτήσεις των αδειοδοτούντων υπηρεσιών.

Η συνήθης επιλογή είναι το 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου – Ιουλίου – Αυγούστου. Δεν είναι λίγες οι περιπτώσεις, όμως όπου επιλέγεται το 100% της μέσης

θερινής παροχής, σε συμφωνία φυσικά και με τον φορέα του έργου, συνήθως σε μικρής παροχής ρέματα, που το αξιοποιήσιμο δυναμικό τους παρατηρείται τη χειμερινή περίοδο. Επίσης σε μικρότερο ποσοστό επιλέγεται η μέθοδος της Καμπύλης Διάρκειας του ποταμού στη θέση του έργου. Δηλαδή επιλέγεται μια παροχή, που συνήθως είναι η μέση ημερήσια, η οποία εμφανίζεται ή/και ξεπερνιέται κατά ένα ποσοστό 80%-95% του έτους. Με αυτή τη μέθοδο γίνεται ο έλεγχος ώστε η παροχή να είναι τουλάχιστον ίση με το 30% της μέσης παροχής των θερινών μηνών Ιουνίου − Ιουλίου – Αυγούστου.

Το μειονέκτημα των μεθόδων αυτών έγκειται στο γεγονός ότι δεν λαμβάνουν υπόψη τα υδραυλικά χαρακτηριστικά που δημιουργεί η παροχή αυτή: δηλαδή μπορεί σε μια στενή κοίτη η παροχή να δημιουργεί ικανοποιητικές συνθήκες ροής (βάθος, ταχύτητα, υγρή διατομή), ενώ σε μια ευρεία κοίτη η ίδια παροχή να είναι πρακτικά ανεπαρκής.

Μια άλλη μεθοδολογία που ακολουθείται στην περίπτωση που υπάρχει ιχθυοπανίδα στον ποταμό είναι η εκτίμηση της οικολογικής παροχής η οποία διασφαλίζει ένα ελάχιστο βάθος ροής 20cm στο τμήμα του ποταμού που γίνεται η εκτροπή. Η μεθοδολογία αυτή εφαρμόζεται υποχρεωτικά, λόγω εφαρμογής της νομοθεσίας πλέον, μόνο στην περίπτωση μικρών υδροηλεκτρικών έργων όπου στον ποταμό έχει διαπιστωθεί η ύπαρξη ιχθυοπανίδας. Σε περιπτώσεις άλλων έργων και όταν δεν υπάρχει ιχθυοπανίδα στον ποταμό, η μέθοδος αυτή αποφεύγεται καθώς απαιτεί υδραυλικούς υπολογισμούς και περισσότερα δεδομένα υπολογισμού, που σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι διαθέσιμα.

Ωστόσο και αυτή η μέθοδος παρουσιάζει ελλείψεις. Το ελάχιστο βάθος των 20cm δεν συνδέεται με τις ιδιαίτερες απαιτήσεις των ειδών ιχθυοπανίδας που διαβιεί σε κάθε ποταμό. Τα 20cm βάθος ροής μπορεί να είναι ικανοποιητικό βάθος για ένα είδος αλλά ανεπαρκές για κάποιο άλλο. Επιπλέον το ελάχιστο αυτό βάθος οριοθετείτε ανεξάρτητα από τις παρούσες, φυσικές συνθήκες ροής στον ποταμό. Δεν εξετάζεται δηλαδή το βάθος ροής πριν το έργο για την τιμή οικολογικής παροχής που προτείνεται, καθώς θα μπορούσε να είναι πολύ μεγαλύτερο ή μικρότερο από 20cm. Συνεπώς, η υποχρέωση των 20 cm σε οποιοδήποτε σημείο της διατομής του ποταμού, ουσιαστικά διαμορφώνει μια νέα κοίτη στην οποία τα ψάρια πρέπει να προσαρμοστούν, χωρίς να λαμβάνεται υπόψη το υπόστρωμα και η ταχύτητα ροής.

Σπανιότερα οι μελετητές, ανάλογα με τη σημαντικότητα του οικοσυστήματος και το μέγεθος του έργου, εφαρμόζουν συνδυαστικά τις ανωτέρω μεθοδολογίες, επιχειρώντας να καλύψουν

ως προς τον μεγαλύτερο βαθμό τις απαιτήσεις των οικοσυστημάτων και κυρίως της ιχθυοπανίδας, πέρα από την τυπική εφαρμογή των κριτηρίων της νομοθεσίας.

7.6 Παράδειγμα συνδυασμού μεθοδολογιών με σκοπό την βελτίωση των αποτελεσμάτων

Μια συνδυαστική μέθοδος υδρολογικών και υδραυλικών μεθοδολογιών, για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής, η οποία εφαρμόστηκε σε ένα ποτάμιο οικοσύστημα της δυτικής Στερεάς Ελλάδας, περιελάμβανε συνδυασμό των μεθόδων RVA (υδρολογική) και R2-Cross (υδραυλική) (Δ. Αργυρόπουλος & Συνεργάτες). Η υβριδική αυτή μεθοδολογία στηρίζεται στη μεθοδολογία RVA με τη διαφορά ότι οι δείκτες που ελέγχονται δεν είναι υδρολογικοί αλλά υδραυλικοί όπως στη μεθοδολογία R2-Cross. Αντί δηλαδή να εξετάζεται η μεταβολή διάφορων τιμών παροχών, μετά τη λειτουργία του έργου σε σχέση με την φυσική κατάσταση, στην περίπτωση αυτή εξετάστηκε η μεταβολή υδραυλικών δεικτών όπως το βάθος, η ταχύτητα ροής και το πλάτος της βρεχόμενης διατομής, πριν και μετά το έργο.

Για την εκτίμηση της οικολογικής παροχής διενεργήθηκαν στην περίπτωση αυτή, υδραυλικοί υπολογισμοί για ορισμένες χαρακτηριστικές παροχές του ποταμού, για συνθήκες σταθερής, ανομοιόμορφης ροής, με μετάβαση από καθεστώς υποκρίσιμης ροής σε υπερκρίσιμη και αντίστροφα (mixed flow), με το λογισμικό HEC-RAS του USACE. Δεν έγινε εκτενής ανάλυση όπως με το λογισμικό IHA που εφαρμόζει τη μεθοδολογία RVA καθώς δεν υπήρχαν διαθέσιμες μεγάλες χρονοσειρές παροχών, αλλά θα απαιτούσε και πολύ υπολογιστικό χρόνο.

Από τα αποτελέσματα που προέκυψαν από τις προσομοιώσεις, για παροχή του ποταμού στη θέση υδροληψίας Q= 2,18 m^3/s (δηλαδή να αφήνεται οικολογική παροχή στο τμήμα εκτροπής 0,18 m^3/s όσο το 30% της μέσης θερινής παροχής), το βάθος ροής σε ορισμένες διατομές έφτανε μόλις τα 7cm ενώ στις περισσότερες ήταν στα 12cm παρουσιάζοντας μια μείωση της τάξης του 40%. Η ταχύτητα ροής στο μεγαλύτερο τμήμα εκτροπής έφτανε τα 0,4 m/s παρουσιάζοντας μια μείωση της τάξης του 45%, από την κατάσταση χωρίς το έργο. Υπό αυτές τις συνθήκες παρόλο που πληρούνται οι προϋποθέσεις της νομοθεσίας, η κατάσταση διατήρησης του οικοσυστήματος θα ήταν κακή.

Η δεύτερη παροχή που εξετάστηκε ήταν Q= 2,59 m^3/s (δηλαδή να αφήνεται οικολογική παροχή στο τμήμα εκτροπής 0,59 m^3/s όσο το 100% της μέσης θερινής παροχής) για την οποία μόνο στο 30% του μέσου έτους εμφανίζονται παροχές μεγαλύτερες, σύμφωνα με την

καμπύλη διάρκειας παροχών του έργου. Συγκρίνοντας πάλι τις υδραυλικές παραμέτρους βάθος, ταχύτητα ροής και πλάτος υγρής διατομής, πριν και μετά το έργο, διαπιστώθηκε πως επερχόταν μια μείωση 27% στην ταχύτητα ροής και μια μείωση 24% στο βάθος ροής. Το βάθος ροής σε όλες τις διατομές ήταν μεγαλύτερο από 14cm και στο μεγαλύτερο τμήμα εκτροπής μεγαλύτερο από 19cm. Λόγω του μικρού πληθυσμού της ιχθυοπανίδας και του γεγονότος ότι δεν παρατηρήθηκαν προστατευόμενα είδη, θεωρήθηκε πως οι συνθήκες αυτές είναι επαρκείς για τη διατήρηση σε καλή κατάσταση του πληθυσμού και του οικοσυστήματος γενικότερα. Οι μεταβολές που επέρχονται εκτιμήθηκαν ως ανεκτές από το οικοσύστημα και θεωρήθηκε πως γρήγορα θα επέλθει ισορροπία με την νέα κατάσταση. Άλλωστε για το τύπο του συγκεκριμένου ποτάμιου οικοσυστήματος, όπου οι παροχές του ποταμού είναι σχετικά μικρές και μόνο την περίοδο χειμώνα – άνοιξη παρουσιάζει αξιόλογο υδάτινο δυναμικό, οι συνθήκες που θα δημιουργηθούν με αυτή την οικολογική παροχή δεν θα απέχουν και πολύ από την υφιστάμενη κατάσταση.

Τέλος εξετάστηκε και μια τρίτη παροχή, η οποία εντάσσεται στις πλημμυρικές παροχές του ποταμού, για τον έλεγχο της λειτουργίας του ποταμού σε συνθήκες πλημμύρας οι οποίες έχουν καθοριστικό ρόλο στην διατήρηση του οικοσυστήματος, μέσω της αναδιαμόρφωσης της κοίτης και του καθαρισμού της (flushing) από φερτά και κλαδιά. Η παροχή που εξετάστηκε ήταν Q= 10,11 m^3/s η οποία ξεπερνιέται στο 3,5% του μέσου έτους, αφήνοντας στο τμήμα εκτροπής παροχή 5,1 m^3/s. Από την υδραυλική ανάλυση που έγινε, βρέθηκε πως η μείωση στην ταχύτητα στο τμήμα αυτό μετά τη λειτουργία του έργου, ήταν 14%. Η μείωση στο βάθος ροής ήταν της τάξης του 16% ενώ στο πλάτος της υγρής διατομής η μείωση ήταν αμελητέα. Το σημαντικότερο όμως για αυτού του είδους την παροχή (πλημμυρική) ήταν πως δεν υπήρξε μεταβολή του καθεστώτος ροής (υπερκρίσιμη – υποκρίσιμη ροή) σε σχέση με την κατάσταση πριν το έργο, οπότε οι συνθήκες που δημιουργεί στο οικοσύστημα θα συνεχίσουν να εμφανίζονται και μετά το έργο.

Συμπερασματικά από τα ανωτέρω λοιπόν καταδεικνύεται η ανωτερότητα της υβριδικής μεθοδολογίας που ακολουθήθηκε στην συγκεκριμένη περίπτωση από τους μελετητές, καθώς αποφεύχθηκε ο ορισμός οικολογικής παροχής με μόνο υδρολογικά κριτήρια. Επίσης σε σχέση με την εφαρμογή υδραυλικών μόνο κριτηρίων και ειδικότερα ενός δείκτη όπως το βάθος ροής, η υβριδική μεθοδολογία εκτίμησε μικρότερη οικολογική παροχή, χωρίς να καθίσταται αυτό εις βάρος της ιχθυοπανίδας. Η ικανότητα αυτή επέτρεψε την περαιτέρω αξιολόγηση της επένδυσης στην περιοχή, δρώντας συμβιβαστικά μεταξύ των απαιτήσεων

των οικοσυστημάτων και της οικονομικής ανάπτυξης, κάτι που άλλωστε είναι και το ζητούμενο από την εφαρμογή αυτών των μεθοδολογιών.

Παρά τα σημαντικά πλεονεκτήματα αυτής της μεθόδου έναντι των άλλων δύο, εξακολουθεί να έχει αδυναμίες. Για παράδειγμα δεν γίνεται άμεση ρητή συσχέτιση των υδραυλικών και υδρολογικών δεικτών με τις απαιτήσεις συγκεκριμένων ειδών ιχθυοπανίδας, αφήνοντας των ανθρώπινο παράγοντα (μελετητή) να το καθορίσει αυτό υποκειμενικά.

8. Προτεινόμενες μέθοδοι για βελτιστοποίηση και προσαρμογή στα Ελληνικά δεδομένα (Κριτήρια αξιολόγησης και αποτελέσματα αυτής)

8.1 Επιθυμητά χαρακτηριστικά

Εκτιμώντας τις ιδιαιτερότητες της Ελληνικής πραγματικότητας, κρίνεται σκόπιμο να υπάρξει μία εμβάθυνση στον τρόπο που γίνεται η εκτίμηση ως προς την οικολογική παροχή κατάντη έργων στα ελληνικά ποτάμια.

Προς αυτή την κατεύθυνση, κρίνεται σκόπιμη η εφαρμογή μίας μεθοδολογίας η οποία να μπορεί να καλύπτει τα ακόλουθα χαρακτηριστικά :

- ✓ να ακολουθεί τις προδιαγραφές της Οδηγίας Πλαίσιο για τα Ύδατα (2000/60/ΕΕ)
- ✓ να πληροί τις απαιτήσεις των άλλων περιβαλλοντικών πολιτικών
- ✓ να είναι εφαρμόσιμη στις Ελληνικές συνθήκες
- ✓ να έχει μια καλή βιολογική βάση
- ✓ να προσφέρει δυνατότητες μοντελοποίησης
- ✓ να μπορεί να ενσωματωθεί σε ένα εργαλείο διαχείρισης

8.2 Προτεινόμενη μεθοδολογία

Η προτεινόμενη μεθοδολογία διακρίνεται σε δύο στάδια. Το πρώτο αφορά την εκτίμηση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας, ενώ το δεύτερο στάδιο βασίζεται στις αρχές της Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής (In-stream Flow Incremental Methodology, IFIM), η οποία ανήκει στις μεθόδους προσομοίωσης των ενδιαιτημάτων. Όπως έχει αναφερθεί στο κεφάλαιο 5.3., οι μέθοδοι που ανήκουν σε αυτή την κατηγορία εστιάζουν σε μικροενδιαιτήματά οργανισμών και στη συλλογή δεδομένων συγκεκριμένων υδραυλικών μεγεθών, όπου μετά από επεξεργασία τους μέσα από μοντέλα προσομοίωσης, εκτιμάται η οικολογική παροχή. Τα φυσικά χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων των οργανισμών αποτελούν ένα σημαντικό παράγοντα με βάση τον οποίο διαμορφώνεται η δομή και η σύνθεση των βιολογικών κοινοτήτων, καθορίζοντας με αυτό τον τρόπο τη λειτουργία του ευρύτερου οικοσυστήματος των ποταμών.

Σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Οδηγία για τα νερά 2000/60/ΕΚ (European Union, 2000) τα ψάρια αποτελούν μία κατηγορία βιολογικών στοιχείων- οργανισμών που προτείνονται για την παρακολούθηση και την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών. Επιπλέον,

αποτελούν σημαντικούς δείκτες της ζωογεωγραφίας των οικοτόπων γλυκού νερού (Moyle 1996) και για αυτό το λόγο έχουν ευρύτατα χρησιμοποιηθεί για το χαρακτηρισμό τύπων ποταμών, γεγονός που αποτελεί τη βάση για την εφαρμογή της μεθόδου σε διαφορετικές περιοχές.

Η χρήση των δεικτών αυτών φάνηκε ότι αναπτύχθηκε εξαιρετικά γρήγορα ως εργαλείο προσδιορισμού βιογεωγραφικών ορίων στα εσωτερικά ύδατα. Σημαντικό είναι το γεγονός ότι οι περιβαλλοντικές αλλαγές στους υδατικούς οικοτόπους επηρεάζουν άμεσα τα είδη και τους πληθυσμούς τους (Ζόγκαρης 2009). Επιπλέον, τα ψάρια είναι ιδιαίτερα ευαίσθητα σε ανθρωπογενείς πιέσεις και ιδιαίτερα στην υδρομορφολογική υποβάθμιση.

Από μελέτες που εξετάζουν τις σχέσεις μεταξύ των ειδών των ψαριών και των ενδιαιτημάτων τους, προκύπτουν πολύ σημαντικά συμπεράσματα για την οικολογία, την εκτίμηση της οικολογικής παροχής και την ανάπτυξη εργαλείων διαχείρισης, όπως δείκτες καταλληλότητας ενδιαιτήματος (Lamouroux, Capra, Pouilly & Souchon 1999; Martìnez-Capel & n Garcìa de Jalo, 1999), οι οποίοι είναι απαραίτητοι για την αξιολόγηση των περιβαλλοντικών ροών. Συγκεκριμένα, τα αποτελέσματα από μεθοδολογίες διερεύνησης των ενδιαιτημάτων των ιχθυοκοινοτήτων σε διεθνές επίπεδο, δείχνουν ότι τα ψάρια επηρεάζονται σε πολύ μεγάλο βαθμό από παραμέτρους όπως η ταχύτητα και τα βάθη ροής καθώς και από μορφολογικά χαρακτηριστικά της κοίτης όπως το υπόστρωμα και η ύπαρξη καταφυγίου (Boavida *et al*., 2011).

Απώτερος σκοπός είναι ο συνδυασμός των αποτελεσμάτων που θα προκύψουν από την παρατήρηση των ενδιαιτημάτων των ψαριών με δεδομένα υδρολογίας, ώστε να μπορεί να εκτιμηθεί με έναν συστηματικό τρόπο, η οικολογικά αποδεκτή ροή λαμβάνοντας υπόψη τους βιολογικούς παράγοντες του οικοσυστήματος και γενικότερα την εξασφάλιση την καλής οικολογικής κατάστασης. Η εκτίμηση της οικολογικής παροχής, προτείνεται να γίνεται έμμεσα μέσα από τον υπολογισμό των "προτιμήσεων" που έχουν συγκεκριμένα είδη ψαριών όσον αφορά τέσσερις βασικές παραμέτρους (βάθος, ταχύτητα, υπόστρωμα και κάλυψη[1]) σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος.

[1] Ο όρος κάλυψη αναφέρεται για να αποδώσει τον αγγλικό όρο "cover", ο οποίος χρησιμοποιείται για να αποδώσει την ενδοποτάμια κάλυψη που χρησιμοποιεί η ιχθυοπανίδα αλλά και τη σκίαση που υπάρχει από την εξωτερική βλάστηση

8.3 Προσαρμογή της μεθόδου στις Ελληνικές συνθήκες

Τα βήματα που προτείνονται για τη διαμόρφωση και την προσαρμογή της μεθόδου στις ελληνικές συνθήκες είναι:

1. Τυπολογία με βάση τα χαρακτηριστικά της Ευρωπαϊκής Οδηγίας
2. Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας προσαρμοσμένες στις ελληνικές συνθήκες
3. Μοντελοποίηση- εφαρμογή αρχών της Μεθόδου Ενδοποτάμιας Αυξητικής Ροής

8.3.1 Τυπολογία με βάση τα χαρακτηριστικά της Ευρωπαϊκής Οδηγίας

Η τυπολογία αποτελεί καίριο σημείο της Ευρωπαϊκής Οδηγίας για τα νερά (2000/60/ΕΚ) και σημαντική προϋπόθεση για τον ακριβή χαρακτηρισμό των συνθηκών αναφοράς στα ποτάμια συστήματα. Μία από τις μεγαλύτερες προκλήσεις στην οικολογία και τη διαχείριση των ποταμών είναι ο καθορισμός τμημάτων κατά μήκος ενός ποταμού με παρόμοια υδρολογικά και γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά εξαιτίας κοινών διεργασιών, έτσι ώστε να μπορούν να διαμορφωθούν κατάλληλες υποθέσεις όσον αφορά το πλαίσιο που θα καθορίσει παράγοντες όπως η οικολογική παροχή αλλά και μετέπειτα στάδια όπως τα σχέδια διαχείρισης (Thorp *et al.*, 2006; Poff *et al.*, 2010). Νέες ταξινομήσεις αναπτύσσονται συνεχώς σε σχέση με τον εκάστοτε ερευνητικό και διαχειριστικό σκοπό.

Η ταξινόμηση των ποταμών σε τύπους έχει τις ρίζες της σε δύο διαφορετικές προσεγγίσεις: α) τη γεωμορφολογική (που ταξινομεί τη γεωφυσική δομή και δυναμική ποτάμιων διαδρόμων) και β) τη βιολογική (που ταξινομεί βιοκοινότητες ή διακριτούς τύπους οικοτόπων, δηλαδή σχηματισμούς βιοκοινοτήτων φυσικού περιβάλλοντος, που στηρίζονται κυρίως στα βιογεωγραφικά χαρακτηριστικά και τις τοπικές συναθροίσεις της βιωτής). Η ταξινόμηση διαδραματίζει ιδιαίτερα σημαντικό ρόλο στην έρευνα ποικιλόμορφων και δυναμικών φυσικών σχηματισμών –όπως είναι οι ποταμοί. Επιπλέον, η σύνθεση των ποτάμιων βιοκοινοτήτων εξαρτάται τόσο από φυσικούς παράγοντες (υψόμετρο, γεωλογία, λεκάνη απορροής) όσο και από ανθρωπογενείς επιδράσεις.

Η ταξινόμηση ή τυπολογία είναι απαραίτητη στην επιστημονική έρευνα αλλά και στη διαχείριση της φύσης. Είναι απαραίτητη για την ανάπτυξη απογραφών, την ερμηνεία δεδομένων παρακολούθησης, τη θέσπιση ορίων ποιότητας, την αξιολόγηση της

«μοναδικότητας», της «φυσικότητας», καθώς και για άλλες ποσοτικές ή ποιοτικές εκτιμήσεις (Ζόγκαρης, 2009).

Στο Παράρτημα ΙΙ της Οδηγίας προτείνονται δύο συστήματα ταξινόμησης των επιφανειακών υδάτινων συστημάτων, το Σύστημα «Α» και το Σύστημα «Β».

Το Σύστημα «Α» βασίζεται σε 25 προκαθορισμένες οικοπεριοχές σύμφωνα με την κατανομή των κοινοτήτων των ζώων στα ευρωπαϊκά επιφανειακά ύδατα. Για κάθε οικοπεριοχή, οι τύποι καθορίζονται σύμφωνα με το υψόμετρο, τη γεωλογία και το μέγεθος λεκάνης τους. Η Ελλάδα ανήκει στην έκτη και έβδομη οικοπεριοχή (Ελληνικά δυτικά Βαλκάνια και ανατολικά Βαλκάνια αντίστοιχα). Επίσης κατηγοριοποιεί τα παράκτια συστήματα σε 6 οικοπεριοχές.

Το Σύστημα «Β» χρησιμοποιεί τους υποχρεωτικούς περιγραφείς του Συστήματος «Α», και άλλους εναλλακτικούς, μερικοί από τους οποίους καθορίζουν τη δομή και τη σύνθεση των βιολογικών κοινοτήτων των ποταμών. Επιπλέον, είναι πιο ευέλικτο αφού επιτρέπει στο κάθε Κράτος μέλος να επιλέξει όχι μόνο τις παραμέτρους, αλλά και τις επιμέρους κατηγορίες κάθε παραμέτρου (Αποστολάκη 2009).

8.3.2 Ανάπτυξη καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων ιχθυοπανίδας προσαρμοσμένες στις ελληνικές συνθήκες

8.3.2.1 *Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος*

Ο υπολογισμός των καμπύλων καταλληλότητας ενδιαιτήματος γίνεται με βάση τη μέθοδο της υποβρύχιας παρατήρησης (ΥΠ). Η παρατήρηση γίνεται σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος.

Τα βασικά βήματα της μεθόδου είναι:

Βήμα 1: Βιβλιογραφική έρευνα, χρήση προϋπαρχόντων βάσεων δεδομένων και επιτόπιες επισκέψεις ώστε να γίνουν γνωστά τα είδη ψαριών που υπάρχουν στο υπό μελέτη υδάτινο σύστημα. Συγκεκριμένα για την Ελλάδα συνδυάζοντας ιχθυολογικά και περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά από τη βιβλιογραφία (Ζόγκαρης, 2009) προκύπτουν οι εξής περιγραφές των βιοτικών τύπων:

Α. Βιοτικός Τύπος Πέστροφας (ή Ζώνη Πέστροφας)

Ο βιοτικός τύπος πέστροφας κυριαρχείται από το ομώνυμο είδος (*Salmo trutta*) που σε πολλά ορεινά ρέματα με σχετικά χαμηλή θερμοκρασία, μεγάλη κλίση και υψηλή ταχύτητα

ροής, αποτελεί το μοναδικό είδος ψαριού που απαντάται. Σε ομαλότερα ή/και λιγότερο ψυχρά ρέματα, η πέστροφα, αν και εξακολουθεί να αποτελεί το κυρίαρχο είδος, συνυπάρχει με το είδος *Barbus peloponnesius*, το οποίο πάντα απαντάται σε πολύ χαμηλότερη αφθονία (βιοτική ομάδα b). Οι δύο αυτοί υποτύποι αντιστοιχούν στις ποτάμιες περιοχές epirhithral και metarhithral του συστήματος ταξινόμησης Illies & Botosaneau 1963 και στις ζώνες «upper trout zone» και «lower trout zone» του συστήματος ζώνωσης του Huet 1959 (βλ. Παράρτημα 3.1.1).

Β. Βιοτικός Τύπος Πέστροφας - Μπριάνας (ή Ζώνη Πέστροφας - Μπριάνας)

Ο τύπος πέστροφας-μπριάνας χαρακτηρίζεται από τη μεγάλη αφθονία των ειδών *Salmo trutta* και *Barbus peloponnesius* με μικρή συμμετοχή του *Leuciscus pleurobipunctatus* και ενίοτε του *L. cephalus*. Στον Αώο, το *Leuciscus pleurobipunctatus* απουσιάζει και τον οικολογικό του θώκο

καταλαμβάνει το είδος *Alburnoides bipunctatus*. Το *Alburnoides bipunctatus* πιθανότατα είναι πιο ευρύοικο –καταλαμβάνοντας μεγαλύτερο εύρος ενδιαιτημάτων και απαντώντας σε μεγαλύτερες πληθυσμιακές πυκνότητες από το *Leuciscus pleurobipunctatus*. Σε ποταμούς που διατηρούν διαμήκη συνεκτικότητα, πολύ συχνά απαντά και το χέλι *Anguilla anguilla*. Από πλευράς αβιοτικών παραμέτρων, ο τύπος πέστροφας-μπριάνας χαρακτηρίζεται από σχετικά ψυχρά νερά, ηπιότερες κλίσεις σε σύγκριση με τον τύπο πέστροφας και μικρό έως μέτριο πλάτος ενεργού κοίτης Ο τύπος αυτός αντιστοιχεί στην ποτάμια περιοχή hyporhithral του συστήματος Illies & Botosaneau 1963 και πιθανόν στη ζώνη θύμαλου του συστήματος Huet 1959.

C. Βιοτικός Τύπος Ορεινών Κυπρινοειδών (ή Ζώνη Ορεινών Κυπρινοειδών)

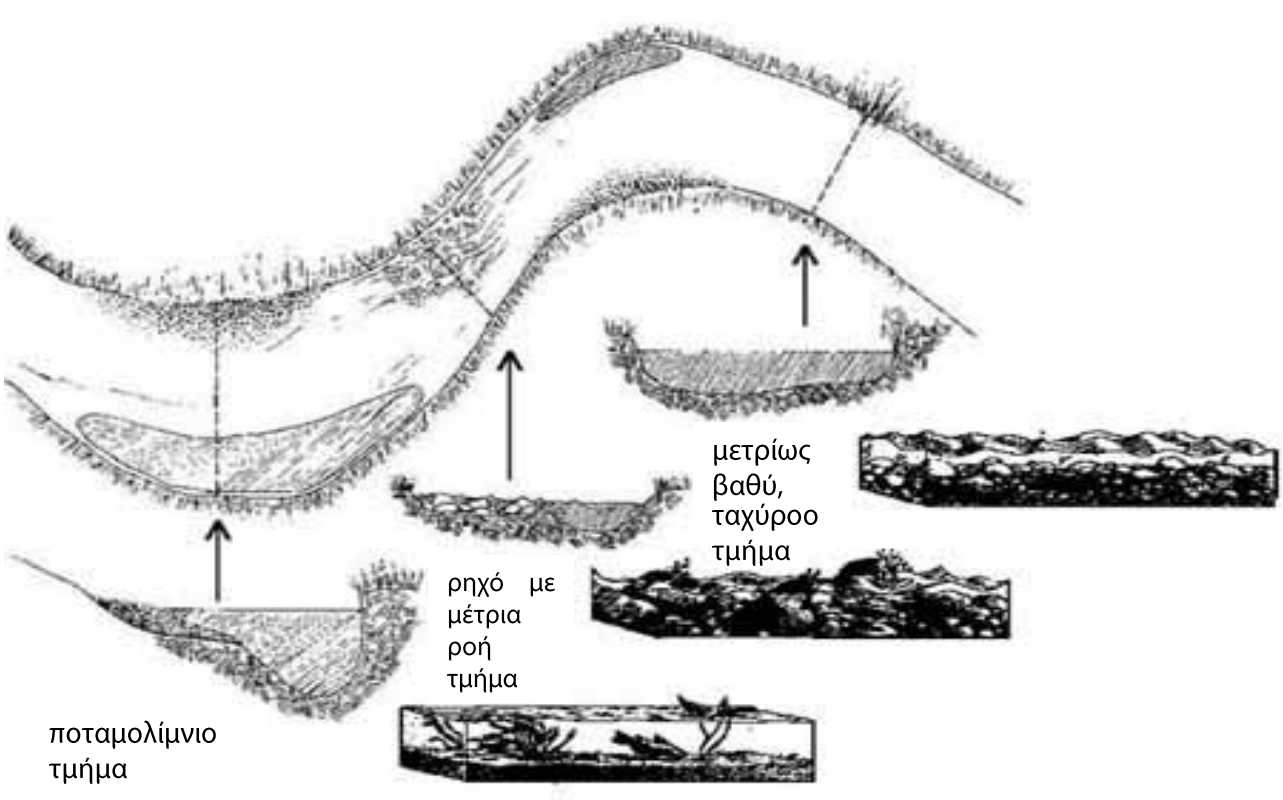
Ο τύπος ορεινών κυπρινοειδών φιλοξενεί ένα συγκριτικά μεγαλύτερο αριθμό ειδών από ότι οι προηγούμενοι τύποι, με μεγάλη συμμετοχή των κυπρινοειδών *Leuciscus cephalus, L. pleurobipunctatus, Barbus peloponnesius* και *Barbus albanicus*. Το είδος *Blennius fluviatilis* απαντά τοπικά, αλλά συχνά σε μεγάλη αφθονία. Σε ορισμένους σταθμούς υπάρχει συμμετοχή πέστροφας, αλλά το είδος απαντάται σε σχετικά μικρή αφθονία (< 10%). Οι περιβαλλοντικές παράμετροι που χαρακτηρίζουν τον τύπο αυτό είναι ήπιες κλίσεις, μικρή ταχύτητα ροής, μέτριες έως υψηλές θερινές θερμοκρασίες σε σύγκριση με τους προηγούμενους τύπους, και σχετικά μεγάλοι όγκοι νερού (ενίοτε μεγάλο βάθος και πλάτος κοίτης). Σε γενικές γραμμές, ο

τύπος αυτός μπορεί να διαχωριστεί σε δύο υποτύπους που διαφοροποιούνται κυρίως ως προς τα χαρακτηριστικά μεγέθους του ποταμού σε παροχή και πλάτος ενεργού καναλιού: ο υποτύπος των σχετικά μικρότερων ποταμών, και ο υποτύπος των μεγαλύτερων ποταμών, που συχνά παρουσιάζουν και υψηλότερη θερινή θερμοκρασία λόγω χαμηλότερου υψομέτρου. Και στους δύο υποτύπους απαντούν περίπου τα ίδια είδη ψαριών, αλλά σε διαφορετικές αναλογίες. Στον πρώτο υποτύπο επικρατούν κυρίως τα ψάρια της βιοτικής ομάδας f (*Barbus peloponnesius, Leuciscus pleurobipunctatus, Leuciscus cephalus* και, σε μικρή αφθονία, *Salmo trutta*). Στο δεύτερο υποτύπο απαντώνται τα ψάρια της βιοτικής ομάδας g (τα παραπάνω είδη –εκτός από το *Salmo trutta*, που συνήθως απουσιάζει– με συχνή όμως συμμετοχή των λιμνόφιλων ειδών *Barbus albanicus* και *Blennius fluviatilis*). Και στις δύο περιπτώσεις, η σύσταση των ειδών μπορεί να διαφέρει από περιοχή σε περιοχή, αντανακλώντας διαφορές στις τοπικές αβιοτικές συνθήκες ή ιστορικούς παράγοντες. Σε πολλές περιοχές κυρίαρχο είδος είναι το *Leuciscus cephalus*. Στον Αχελώο και τον Άραχθο χαρακτηριστική είναι η παρουσία (ενίοτε με υψηλό ποσοστό συμμετοχής) του είδους *Barbus albanicus*, το οποίο δεν απαντάται στους άλλους ποταμούς που ερευνήθηκαν. Τέλος, στον τύπο των ορεινών κυπρινοειδών απαντούν και ορισμένα λιμνόφιλα είδη (συνήθως όταν υπάρχει τεχνητή λίμνη σε κατάντη τμήματα του ποταμού) ή το ελόφιλο είδος *Pseudophoxinus stymphalicus*, όταν υπάρχουν τμήματα με στάσιμα νερά.

Βήμα 2: Ανάλογα με τον τύπο του ποταμού επιλέγονται και οι αντίστοιχοι τύποι ενδιαιτήματος μεσαίας κλίμακας (mesohabitat). Οι τύποι αυτοί διαφέρουν ανάλογα με το είδος της μελέτης και τα διαθέσιμα συστήματα τυπολογίας από τη διεθνή βιβλιογραφία. Οι συνηθέστεροι τύποι που χρησιμοποιούνται στη συγκεκριμένη μέθοδο αναφέρονται στον πίνακα 7.1., ενώ ορισμένοι από αυτούς αναπαρίστανται στο σχήμα 7.1.

Πίνακας 8.1. Τύποι μεσοενδιαιτήματος

Τύπος -Χαρακτηριστικές συνθήκες	**Αγγλική ορολογία**
ποταμολίμνια, βαθειά και αργή ροή	pools
ταχύροα αβαθή τμήματα	rapid
μετρίως βαθιά και ταχύροα	run
ρηχά με μέτρια ροή τμήματα	riffle



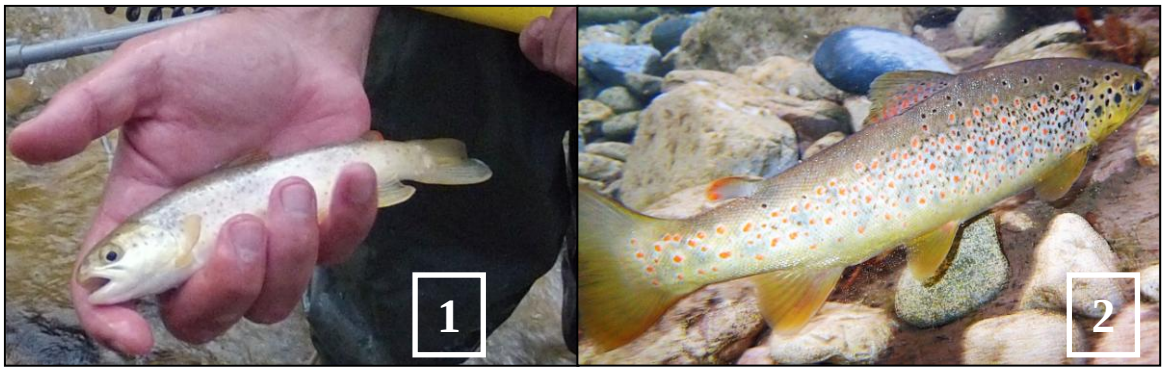
Σχήμα 8.1 Τύποι μεσοενδιαιτημάτων ποταμού, (Τροποποιημένο από: http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms41.cfm)

Βήμα 3: Για κάθε μία από τις παραπάνω κατηγορίες πραγματοποιείται η μέθοδος της υποβρύχιας παρατήρησης. Η παρατήρηση γίνεται με ομοιόμορφη προσπάθεια (equal effort) όσον αφορά την κάλυψη ως προς τα είδη μεσοενδιαιτήματος. Ως αντιπροσωπευτικά είδη για την ελληνική ορεινή ιχθυοπανίδα μπορούν να οριστούν τα είδη του πίνακα 7.2. Τα είδη αυτά κρίνονται κατάλληλα καθώς είναι ενδημικά για πολλά ορεινά ποτάμια της χώρας και ειδικά σε περιοχές όπου οι συνθήκες διαβίωσης τους βρίσκονται πολύ κοντά τις συνθήκες αναφοράς.

Το μέγεθος του δείγματος για την εκτίμηση των καμπυλών περιλαμβάνει τουλάχιστον 1000 καταγραφές (Martinez-Capel *et al.*, 2004), για τα 4 είδη ψαριών και για τις αντίστοιχες τάξεις μεγέθους σε επίπεδο μικροενδιαιτήματος (microhabitat, βλ. πίνακα 7.2. και εικόνες 7.1. έως 7.4.).

Πίνακας 8.2. Είδη ψαριών και τάξεις μεγέθους για την εκτίμηση των καμπυλών καταλληλότητας ενδιαιτήματος για τις ελληνικές συνθήκες

Λατινική Ονομασία	Τάξεις Μεγέθους (cm)	Ελληνική Ονομασία
Salmo farioides	**3:** < 12, 13-20, 21+	Ιονική Πέστροφα
Barbus peloponnesius	**2:** < 5 , 6+	Πελοποννησιακή Μπριάνα
Telestes pleurobipunctatus	**2:** < 5, 6+	Λιάρα
Squalius Peloponensis	**3:** <7, 8-15, 16+	Ποταμοκέφαλος Πελοποννήσου



Εικόνα 8.1 *Salmo farioides*, Δυτική Βαλκανική Πέστροφα (Ιονική πέστροφα), τάξη μεγέθους **1:** < 12 cm, **2:** 21cm +,

Εικόνα 8.2 *Barbus peloponnesius*, Πελοποννησιακή Μπριάνα, τάξη μεγέθους **1:** < 5cm, **2 :** 6cm+

Εικόνα 8.3 *Telestes pleurobipunctatus*, Λιάρα, τάξη μεγέθους < 5cm,

Εικόνα 8.4 *Squalius peloponensis*, Ποταμοκέφαλος Πελοποννήσου, τάξη μεγέθους 1: < 7 cm, 2 : 8-15cm, 3 : 16+

Βήμα 4: Στην υποβρύχια παρατήρηση ο παρατηρητής, ανάλογα με την παρουσία και την απουσία των ψαριών επιλέγει να διακρίνει τα ενδιαιτήματα που θα μελετήσει σε τμήματα (blocks) ή σε ομοιογενείς τομές (transects). Σε κάθε περίπτωση πρέπει να εφαρμόζεται ομοιόμορφη κατανομή όσον αφορά στην παρατήρηση.

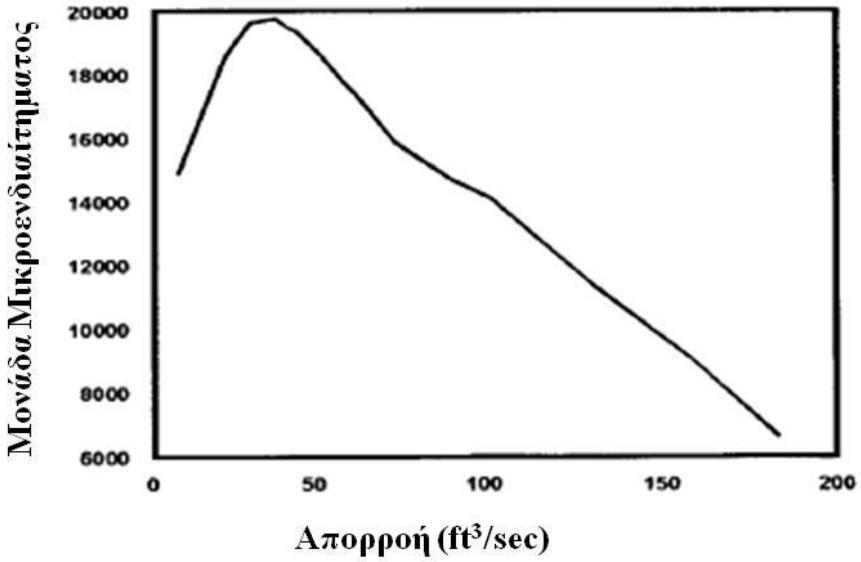
Βήμα 5: Στη συνέχεια, τοποθετούνται συγκεκριμένα αναγνωριστικά (markers) σε σημεία εντός του ποταμού όπου παρατηρείται η παρουσία των ψαριών. Τα αναγνωριστικά αυτά έχουν συγκεκριμένους κωδικούς (εικόνες 7.5.). Τη στιγμή που τοποθετείται το αναγνωριστικό, σημειώνεται από τον παρατηρητή το είδος του ψαριού, το μέγεθος, το υπόστρωμα, η κάλυψη, η δραστηριότητα, η απόσταση από το έδαφος και ο αριθμός των ψαριών.

Εικόνα 8.5 Διαφορετικοί τύποι αναγνωριστικών (markers)

Βήμα 6: Αφού ολοκληρωθεί η διαδικασία της τοποθέτησης των αναγνωριστικών, ο παρατηρητής μετράει το βάθος, την μέση ταχύτητα και την σημειακή ταχύτητα (στη μύτη των ψαριών) (Martinez-Capel *et al.*, 2008) σε κάθε ένα από τα σημεία που τοποθετήθηκαν

αναγνωριστικά. Στο σημείο αυτό πρέπει να αναφερθεί ότι ταυτόχρονα με την παρουσία υπολογίζεται και η απουσία των ψαριών καθώς για περιοχές σε απόσταση μεγαλύτερη του ενός μέτρου, όπου δεν έχουν τοποθετηθεί αναγνωριστικά, εκτιμώνται ως απουσία. Για να ολοκληρωθεί η διαδικασία, λαμβάνονται επιπλέον τιμές ταχύτητας και βάθους σε συγκεκριμένα σημεία απουσίας ψαριών εντός των blocks ή των transects.

Βήμα 7: Ολοκληρώνοντας τα δεδομένα αυτά μπαίνουν σε κατάλληλο λογισμικό (R Core Team (2013)) όπου υπολογίζονται οι καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος (σχήμα 7.1.).



Εικόνα 8.6 Καμπύλη που δείχνει τη σχέση μεταξύ της παροχής και του μικροενδιαιτήματος για το υπό μελέτη είδος. Οι μονάδες του μικροενδιαιτήματος εκφράζονται ως έκταση ανά μονάδα μήκους του ρεύματος.

8.3.2.2 *Ενδοποτάμια Αυξητική Ροή (In-stream Flow Incremental Methodology, IFIM)*

Πρόκειται για μια μέθοδο που ποσοτικοποιεί τη σχέση μεταξύ της ροής και των ενδιαιτημάτων. Προϊόν της μεθόδου αποτελεί η Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA) για κάθε είδος ενδιαιτημάτων που εξετάζεται. Στη μέθοδο αυτή εμπεριέχονται οι υδραυλικές και υδρολογικές συνθήκες της περιοχής μελέτης, οι οποίες λαμβάνονται υπόψη για το σχεδιασμό και την εκτίμηση των Καμπυλών Καταλληλότητας Ενδιαιτήματος.

Η Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση ενδιαιτήματος προκύπτει από το συνδυασμό των καμπύλων καταλληλότητας ενδιαιτήματος και από τα αποτελέσματα των υδραυλικών μοντέλων (PHABSIM).

8.3.2.3 *Υπολογιστικά Μοντέλα Καταλληλότητας Ενδιαιτημάτων (PHABSIM: Physical Habitat Simulation Model)*

Το λογισμικό PHABSIM αποτελείται από τρία βήματα: (1) δομή του καναλιού , (2) υδραυλική προσομοίωση , και (3) καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος

Πρόκειται, ουσιαστικά, για υπολογιστικά μοντέλα προσομοίωσης υδραυλικών και υδρολογικών παραμέτρων, με τα οποία καθορίζονται οι επιθυμητές, οικολογικά αποδεκτές ροές για είδη ή κοινωνίες που επιλέγονται ως στόχοι. Η λογική που ακολουθείται έχει ως εξής: οι αλλαγές στα φυσικά ενδιαιτήματα που προκαλούνται από τη ροή, μοντελοποιούνται με χρήση υδραυλικών προγραμμάτων, χρησιμοποιώντας μια ή περισσότερες υδραυλικές μεταβλητές όπως το βάθος, την ταχύτητα του νερού, τη σύνθεση του υποστρώματος και της κάλυψης της κοίτης. Το πλήθος των μεταβλητών μετράται σε πολλαπλές τομές του ποταμού στην περιοχή μελέτης. Οι προσομοιωμένες διαθέσιμες συνθήκες ενδιαιτήματος στη συνέχεια συνδέονται με πληροφορίες που αφορούν το εύρος των επιθυμητών ή ακατάλληλων συνθηκών ενδιαιτήματος για τα είδη-στόχους, όπως στάδια ανάπτυξης, συναθροίσεις και δραστηριότητα. Οι συγκεκριμένες πληροφορίες εξάγονται από τις ετησίως καθορισμένες καμπύλες δεικτών καταλληλότητας ενδιαιτημάτων (***habitat suitability index curves***). Τα εξαγόμενα δεδομένα, συνήθως υπό μορφή καμπύλων ενδιαιτήματος-απορροής για την πανίδα και τη χλωρίδα του οικοσυστήματος ή κατ' επέκταση ως χρόνος ενδιαιτήματος (***habitat time***) και χρόνος υπέρβασης (***exceedence time***), χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό της βέλτιστης οικολογικής παροχής (Tharme, 2003).

8.3.2.4 *Βήματα για το μοντέλο προσομοίωσης ενδιαιτημάτων*

Βήμα 1 : Χαρτογράφηση Ενδιαιτημάτων

Επιλέγετε ένα αντιπροσωπευτικό τμήμα του ποταμού με χαρακτηριστικούς τύπους μεσοενδιαιτημάτων[2]. Μετρούνται το μήκος, το πλάτος και χαρακτηριστικά βάθη για το κάθε ένα από αυτά. Στη συνέχεια, αναλύονται τα δεδομένα και προκύπτει μία μικρή περιοχή (200m με 300 m) ως αντιπροσωπευτικό δείγμα του ευρύτερου ποταμού.

Στην περιοχή αυτή γίνεται καταγραφή της τοπογραφίας της κοίτης είτε χρησιμοποιώντας τοπογραφικό GPS (για 2D υδραυλική προσομοίωση), είτε καταγράφοντας σειρά διατομών (transects) με την χρήση απλού τοπογραφικού εξοπλισμού (για 1D υδραυλική προσομοίωση) όταν δεν είναι εφικτή η προηγούμενη λύση.

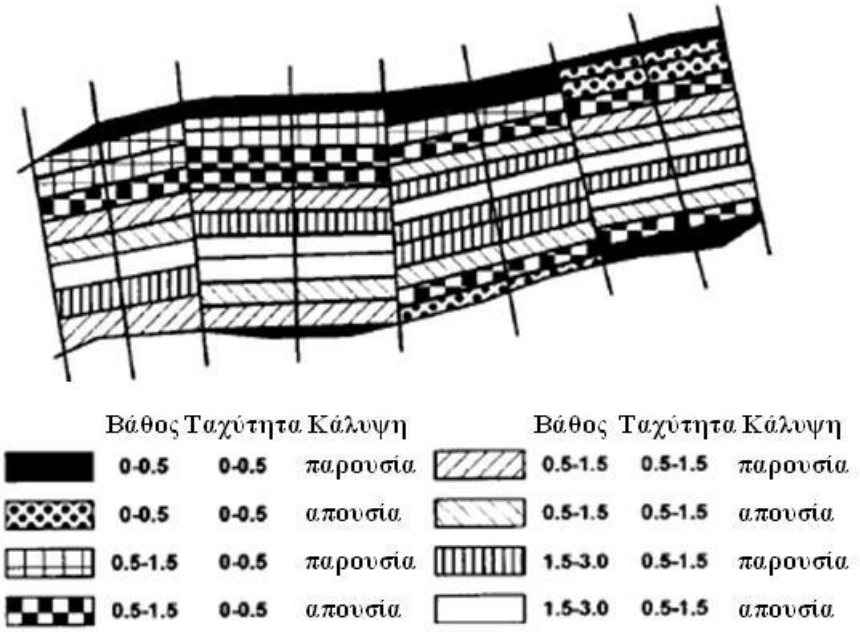
Για την παρακολούθηση της στάθμης των υδάτων του ποταμού τοποθετούνται σταθμηγράφοι στο σημείο όπου ορίζεται η αρχή του αντιπροσωπευτικού τμήματος από κατάντη προς τα ανάντη, ενώ ταυτόχρονα παίρνονται και δείγματα νερού για να γίνουν χημικές αναλύσεις ως συμπληρωματικές μετρήσεις.

Βήμα 2 και 3 : Υδραυλική Προσομοίωση και καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος

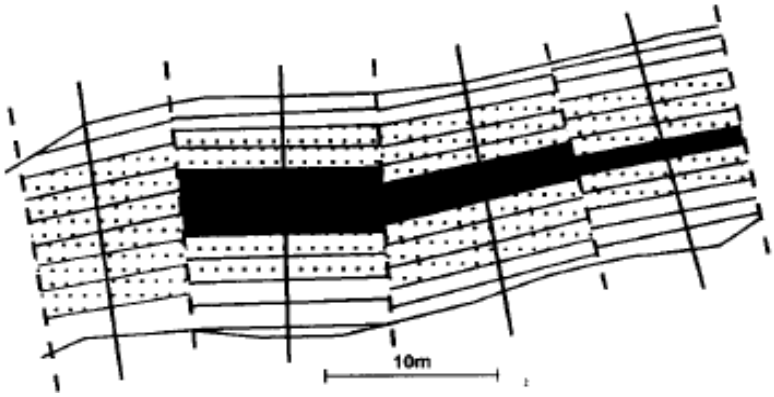
Για την περαιτέρω εφαρμογή της μεθόδου και με τη βοήθεια υδραυλικού μοντέλου, το ποτάμι χωρίζεται σε κελιά. Το κελί είναι μια χωρική ενότητα για τη διακριτοποίηση του ποταμού, όπως παρουσιάζεται στην εικόνα 7.7. Το κάθε κελί έχει τις δικές του τιμές για κάθε μία από τις υδραυλικές παραμέτρους. Οι τιμές αυτές προκύπτουν μέσα από το συνδυασμό μετρήσεων πεδίου και εφαρμογής του υδραυλικού μοντέλου.

Στη συνέχεια συνδυάζονται πληροφορίες που σχετίζονται με τα ψάρια και τα στάδια του κύκλου ζωής τους για κάθε ένα από τα κελία. Αυτό γίνεται με σκοπό να διαμορφωθούν κριτήρια τα οποία συσχετίζουν την παρουσία ψαριών με τις υδραυλικές παραμέτρους. Το PHABSIM υπολογίζει μία ισοδύναμη βέλτιστη επιφάνεια ενδιαιτήματος εφαρμόζοντας συντελεστές βαρύτητας για τη συνολική επιφάνεια του ρεύματος. Οι τιμές από την κάθε μία υδραυλική παράμετρο πολλαπλασιάζονται με τη συνολική επιφάνεια του κελιού και προκύπτει μία τιμή τελική τιμή που ονομάζεται Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area). Το άθροισμα όλων των τιμών των κελιών δίνει την τελική Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area) για όλο το μήκος του ποταμού, για μια τιμή παροχής (εικόνα 7.8).

[2] Ο όρος μεσοενδιαιτήματα χρησιμοποιείται για να αποδώσει τον αγγλικό όρο "Mesohabitat", ο οποίος αναφέρεται σε ενδιαιτήματα μεσαίας κλίμακας μεγέθους



Εικόνα 8.7 Τμήμα του ποταμού διαμοιρασμένο με κελιά χαρακτηριστικά του βάθους, της ταχύτητας και της κάλυψης όπως προέκυψε από μοντέλα PHABSIM.



Βέλτιστη περιοχή = 47m

Χρησιμοποιούμενη περιοχή = 94m

Εικόνα 8.8 Σταθμισμένη Κατάλληλη Έκταση (WUA, Weighted Usable Area) για όλο το μήκος του ποταμού, για μια τιμή παροχής.

9. Βιβλιογραφία

9.1 Διεθνής Έντυπη Βιβλιογραφία

- Abramovitz, JN., 1995. *Freshwater failures: the crises on five continents.* World Watch 8: 27–35.
- Acreman, M.C., 1998. *Principles of water management for people and the environment.* Water and Population Dynamics (Eds A. de Shirbinin & V. Dompka), pp. 25–48. American Association for the Advancement of Science, New York
- Acreman, M.C., 2001. *Ethical aspects of water and ecosystems*. Water Policy Journal, 3, 257–265
- Acreman, M. & Dunbar, M.J., 2004. *Defining environmental river flow requirements - A review*. Hydrology and Earth System Sciences, vol. 8, no. 5, pp. 861-876.
- Acreman, M.C., King, J., Hirji, R., Sarunday, W., Mutayoba, W., 2006. *Capacity Building to Undertake Environmental Flow Assessments in Tanzania.* Proceedings of the International Conference on River Basin Management, Morogorro, Tanzania, March 2005. Sokoine University, Morogorro.
- Acreman, M.C., Ferguson, J.D., 2010. *Environmental flows and the European Water Framework Directive.* Freshwater Biology, 55, 32-48.
- Annear T.C.I., and Conder, A.L., 1984. *Relative bias of several fisheries instream flow methods.* North American Journal of Fisheries Management, v. 4, p. 531-539.
- Annear, T.C.I., Chisholm, I., Beecher, H. *et al*., 2004. *Instream Flows for Riverine Resource Stewardship*. (revised edn) Instream Flow Council, Cheyenne, WY.
- Arthington A.H., King J.M., O'Keefe J.H., Bunn S.E., Day J.A., Pusey B.J., Bluhdorn D.R. & Tharme R., 1992. *Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems. In*J.J. Pigram & B.P. Hooper eds. Proceedings of an International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment. Armidale, USA, Centre for Water Policy Research, University of New England. pp. 69-76
- Arthington, A.H., Lloyd, R., 1998. *Logan River Trial of the Building Block Methodology for Assessing Environmental Flow Requirement.* Workshop Report. Centre for Catchment and Instream Research and Department of Natural Resources, Brisbane, Australia.

– Arthington, A.H., 1998a., *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Holistic Methodologies.* Occasional Paper No. 26/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australia.
– Arthington, A.H., Zalucki, J.M. (Eds), 1998. *Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods*. (Authors – Arthington, A.H., Brizga, S.O., Pusey, B.J., McCosker, R.O., Bunn, S.E., Loneragan, N., Growns, I.O. & Yeates, M.) LWRRDC Occasional Paper 27/98. ISBN 0 642 26746 4.
– Arthington, A.H, Brizga, S.O, Choy, S.C, Kennard, M.J, Mackay, S.J, McCosker, R.O, Ruffini, J.L, Zalucki, J.M., 2000. *Environmental Flow Requirements of the Brisbane River Downstream of Wivenhoe Dam. South East Queensland*. Water Corporation, and Centre for Catchment and In-Stream Research, Griffith University: Brisbane, Australia.
– Arthington AH, Pusey BJ., 2003. *Flow restoration and protection in Australian rivers.* River Research and Applications 19:377–395.
– Arthington, A.H., Tharme, R.E., Brizga, S.O., Pusey, B.J., Kennard, M.J., 2004. *Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies.* In: Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Vol. II (Eds R. Welcomme & T. Petr), pp. 37–65. RAP Publication 2004 ⁄ 17. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
– Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L., Naiman, R.J., 2006. *The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems.* Ecological Applications, 16, 1311–1318.
– Biggs B.J.F., Nikora V.I. & Snelder T.H., 2005. *Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function.* River Research and Applications, 21, 283– 298.
– Boavida, I., Santos, J.M., Cortes, R.V., Pinheiro, A.N. & Ferreira, M.T. 2011, *Assessment of instream structures for habitat improvement for two critically endangered fish species*, Aquatic Ecology, vol. 45, no. 1, pp. 113-124.
– Bovee, K.D., Milhous, R., 1978. *Hydraulic Simulation in Instream Flow Studies: Theories and Techniques.* Instream Flow Information Paper 5, 162 pp., US Department of Fisheries and Wildlife Service: Fort Collins, Colorado.
– Bovee, K.D., 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental*

– Bunn S.E. & Arthington A.H., 2002. *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity.* Environmental Management, 30, 492–507.
– Caissie, D. and El-Jabi, N., 1995. *Comparison and regionalization of hydrologically based instream flow techniques in Atlantic Canada.* Canadian Journal of Civil Engineering, 22: 235- 246.
– CAWMA (Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture)., 2007. *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture.* Earthscan and Colombo: International Water Management Institute, London.
– Davies, P.E. and Humphries, P., 1996. *Final Report: An Environmental Flow Study of the Meander*, Macquarie and South Esk Rivers, Tasmania
– Davis, R. & Hirji, R., 2003. *Water resources and environment, World Bank technical notes C.1* No. 26320). Washington, D.C., The World Bank.
– Davis, R., & Hirji, R., 2003. *Water Resources and Environment: Technical Note C.2.*
– Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O. *et al*., 2006. *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges.* Biological Review, 81, 163–182.
– Dunbar, M.J., Acreman, M.C., Gustard, A., Elliot, C.R.N., 1998. *Overseas Approaches to Setting River Flow Objectives.* Phase I Report to the Environment Agency. Environment Agency R&D Technical Report W6-161, 82.
– DWAF, 1999. *Resource directed measures for protection of water resources.* Volume 2: Integrated manual. Version 1.0. Pretoria, SA, Department of Water Affairs and Forestry, Institute for Water Quality Studies. 45 pp.
– Dynesius, M, Nilsson, C., 1994. *Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world.* Science 266: 753–762.
– Dyson M., Bergkamp M. & Scanlon J., 2003. *Flow: The Essentials of Environmental Flows*. IUCN, Gland, Switzerland, Cambridge.
– Elliott, C.R.N., Johnson, I.W., Sekulin, A.E., Dunbar, M.J., Acreman, M.C., 1996. *Guide to the Use of the Physical Habitat Simulation System.* Report to National Rivers Authority. Institute of Hydrology, Wallingford.
– Elliott, C.R.N., Dunbar, M.J., Gowing, I. & Acreman, M.C., 1999. *A habitat assessment approach to the management of groundwater dominated rivers.* Hydrological Processes, vol. 13, no. 3, pp. 459-475.

– Espegren, G.D., 1996. Development *of instream flow recommendations in Colorado using R2CROSS.* Denver, CO, Water Conservation Board, 34 p.
– European Commission, 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy.* Official Journal 22 December 2000 L 327/1. European Commission, Brussels.
– Falkenmark, M., Widstrand, C., 1992. *Population and water resources: a delicate balance.* Population Bulletin, 47, 1–36.
– Gilpin, A., 1995. *Environmental Impact Assessment: Cutting Edge for the Twenty First Century.* Cambridge University Press, Cambridge.
– Ginot, V., 1995. *EVHA, un logiciel d'evaluation de l'habitat du poisson sous Windows.* Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 337/338/339, 303–308.
– Global Water System Project (GWSP), 2005. *Science Framework and Implementation Activities.* ESSP Report No. 3, Earth System Science Partnership. Available at: http://www.gwsp.org/products.html (last accessed on 18 March 2009).
– Green Cross International (GCI), 2000. *National Sovereignty and International Watercourses.* Ruckstuhl SA: Renens, Switzerland
– IPCC, 2007. *The physical science basis. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Eds S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller). Cambridge University Press, Cambridge.
– Jiménez, J.A., Calvo, J., Pizarro, F., Gonzalez, E., 2005. *Conceptualizacion de Caudal Ambiental en Costa Rica.* Determinacion Inicial Para el Rıo Tempisque. IUCN, San Jose, Costa Rica.
– Jorde, K., 1996. *Ecological evaluation of instream flow regulations based on temporal and spatial variability of bottom shear stress and hydraulic habitat quality*. Ecohydraulics 2000, Proceedings of the Second International Symposium on Habitat Hydraulics (Eds M. Leclerc, H. Capra, S. Valentin, A. Boudreault & Y. Cote). Quebec, pp. 6163–6174, INRS-Ea4.

– Jorde, K., Schneider M., Peter A., Zoellner F., 2001. *Fuzzy based models for the evaluation of fish habitat quality and instream flow assessment*. International Symposium on Environmental Hydraulics.
– Jowett, I.G., 1997. *Instream flow methods: A comparison of approaches.* Regulated Rivers: Research & Management, 13: 115-127
– Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems.* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 106, 110–127.
– Karim, K., Gubbels, M.E., and Goulter, I.C., 1995. *Review of determination of instream flow*
– Keeffe J., 2009. *IFIM Instream Flow Incremental Methodology*. U.S. Geological Survey, Curso de Caudales Ambientales Lima, Peru. Nov 25 to 27.
– Killingtveit, Å., Lundteigen Fossdal, M., 1994. *The River System Simulator – an integrated Model system for water resources planning and operation*. Hydraulic Engineering Software V Water Resources and Distribution (Eds W. R. Blain & K. L. Katsifarakis), 35–41. Ecology and Environment. vol 7, Wessex Institute, Sorthampto, UK.
– King, J.M., Tharme, R.E., 1994. *Assessment of the Instream Flow Incremental Methodology and Initial Development of Alternative Instream Flow Methodologies for South Africa*. 590 pp., Water Research Commission Report No. 295/1/94. Water Research Commission: Pretoria, South Africa.
– King, J.M., Louw, D., 1998. *Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the building block methodology.* Aquatic Ecosystem Health and Restoration, 1: 109- 124.
– King J., Tharme R., Brown C., 1999, *Definition and implementation of instream flows*. Cape Town World Commission on Dams, WCD Thematic Report Environmental Issues ll.i.
– King, J.M., Tharme, R.E., de Villiers, M.S. (eds), 2002. *Environmental flow assessments for rivers: Manual for the building block methodology*. Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT131/00. Pretoria, SA, Water Research Commission. 340.
– Lamouroux N., Capra H., Pouilly M. & Souchon Y., 1999. *Fish habitat preferences in large streams of southern France*. Freswater Biology 42, 673–687.

– Lanna, A. E. L. E Benetti, A. D., 2002. *Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão* Ecológica no Rio Grande do Sul: Relatório Final. Fundação Estadual de Proteção Ambiental FEPAM: Porto Alegre, RS.
– Loar, J.M., Sale, M.J., Cada, G.F., 1986. *Instream flow needs to protect fisheries resources.* Water Forum '86: World Water Issues in Evolution, Proceedings of the ASCE Conference. ASCE: Long Beach, California.
– Lohr, S.C., 1993. Wetted *stream channel, fish-food organisms and trout relative to the wetted perimeter inflection method: Bozeman*, MT, Montana State University, Ph.D. dissertation, 246 p.
– Lytle, D.A., Poff, N.L., 2004. *Adaptation to natural flow regimes*. Trends in Ecology and Evolution, 19, 94–100.
– Maddock, I., 1999. *The importance of physical habitat assessment for evaluating river health*. Freshwater Biology 41 (2), 373-391.
– Martínez-Capel F., García de Jalo´ n D. & Rodilla-Alama´ M., 2004. *On the estimation of nose velocities and their influence on the physical habitat simulation for Barbus bocagei.* Hydroecologie Apliquee 14, 139–159.
– Martinez-Capel F, Peredo M, Hernαndez-Mascarell AB,Munnι A., 2008. *Nose velocity calculation for spatial analysis of habitat and environmental flow assessments*. Gumiero B, Rinaldi M, Fokkens B, editors. Proceedings 4th ECRR International Conference on River Restoration 2008. Venice: CIRF—Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale;. p. 769–78.
– McCully, P., 1996. *Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams*. ZED books: London and New Jersey.
– *Methodology.* Instream Flow Paper 12. U.S. Fish and Wildlife Service, Fort Collins, Colorado.
– Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report*. Island Press, Washington, DC.
– Moore, M., 2004. *Perceptions and Interpretations of Environmental Flows and Implications for Future Water Resources Management; A Survey Study*. MSc Thesis, Department of Water and Environmental Studies, Linkoping University, Linkoping.

– Moriarty, P., Butterworth, J., Batchelor, C., 2004. *Integrated Water Resources Management*. IRC, Delft. Available at: http://www.irc.nl.
– National Science and Technology Council (NSTC), 2004. *Science and Technology to Support Fresh Water Availability in the United States.* Committee on Environment and Natural Resources, Subcommittee on Water Availability and Quantity. Executive Office of The President Washington DC National Science And Technology Council, Washington, DC.
– Nehring, R.B., 1979. Evaluation *of instream flow methods and determination of water quantity needs for streams in the State of Colorado: Fort Collins*. CO, Division of Wildlife, 144 p.
– Nelson, F.A., 1984. *Guidelines for using the wetted perimeter (WETP) computer program of the Montana Department of Fish*. Wildlife, and Parks: Bozeman, MT, Montana Department of Fish, Wildlife, and Parks, variously paged.
– Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. *Regulation of the world's large river systems.* Science, 308, 405–408.
– Norris, R.H., Thoms, M.C., 1999. *What is river health?* Freshwater Biology, 41, 197-209.
– O'Keeffe, J.H., Hughes, D.A., 2002. *The flow stress response method for analysing flow modifications: Applications and developments.* Proceedings of International Conference on Environmental Flows for Rivers. Cape Town, SA, University of Cape Town.
– Palau, A. & Alcázar, J., 2012. *The basic flow method for incorporating flow variability in environmental flows*. River Research and Applications, vol. 28, no. 1, pp. 93-102.
– Palmer, M.A., Reidy Liermann, C.A., Nilsson, C., Florke, M., Alcamo, J., Lake, P.S., Bond, N., 2008. *Climate change and the world's river basins: anticipating management options*. Frontiers in Ecology and the Environment, 6, 81–89. paper, report no 26122. Available online: http://www-wds.worldbank.org.
– Parker, G. W. Armstrong, D. S., 2001. *Preliminary Assessment of Streamflow Requirements for Habitat Protection for Selected Sites on the Assabet and Charles Rivers, Eastern Massachusetts*. U.S. Geological Survey
– Petts G.E., 1996. *Water allocation to protect instream flows.* Regulated Rivers - Research & Management, 12, 353–365.

– Petts, G.E., Bickerton, M.A., Crawford, C., Lerner, D.N., Evans, D., 1999. *Flow management to sustain groundwater-dominated stream ecosystems.* Hydrological Processes. 13: 497-513.
– Petts G. E. 2009. Instream Flow Science For Sustainable River Management, *Journal of the American Water Resources Association*. 45, (5), 1071–1086.
– Pirot, J.-Y., Meynell, P.-J., Elder, D., 2000. *Ecosystem Management: Lessons From Around the World. A Guide for Development and Conservation Practitioners*. IUCN, Gland.
– Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegaard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C., 1997. *The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration.* BioScience, 47, 769–784.
– Poff N.L. & Zimmerman J.K.H., 2010. *Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows*. Freshwater Biology, 55, 194–205.
– Poff, N.L., Richter, B.D., Arthington, A.H., Bunn, S.E., Naiman, R.J., Kendy, E., Acreman, M., Apse, C., Bledsoe, B.P., Freeman, M.C., Henriksen, J., Jacobson, R.B., Kennen, J.G., Merritt, D.M., O'Keeffe, J.H., Olden, J.D., Rogers, K., Tharme, R.E. & Warner, A., 2010. *The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards*. Freshwater Biology, vol. 55, no. 1, pp. 147-170.
– Postel, SL., 1995. *Where have all the rivers gone?* World Watch 8: 9–19.
– Postel S. & Richter B., 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Island Press, Washington, DC.
– Power, M.E., Sun, A., Parker, G., Dietrich, W.E., Wootton, J.T., 1995. *Hydraulic food chain models.* BioScience, 45, 159–167.
– Pringle C, Vellidis G, Heliotis F, Bandacu D, Christofor S., 1993. *Environmental problems of the Danube Delta.* American Scientist 81: 350–361.
– Pusey, B.J., 1998. *Methods addressing the flow requirements of fish*. A.H. Arthington & J.M. Zalucki eds. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: Review of methods. LWRRDC Occasional Paper Series 27/98. Canberra, Land and Water Resources R & D Corporation. pp. 66-105.

– Ramsar Convention, 2006. *The Ramsar Convention Manual*. A Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 4th edn.
– Reiser, D.W., Wesche, T.A., and Estes, C., 1989. *Status of instream flow legislation and practices in North America*. Fisheries, 14: 22-28.
– Revenga C, Murray S, Abramovitz J, Hammond A., 1998. *Watersheds of the World: Ecological Value and Vulnerability.* Washington (DC): World Resources Institute and Worldwatch Institute.
– Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J., Braun, D.P., 1996. *A method for assessing hydrological alteration within ecosystems*. Conservation Biology, 10, 1163–1174.
– Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wigington, R. & Braun, D.P., 1997. *How much water does a river need?*. Freshwater Biology, vol. 37, no. 1, pp. 231-249.
– Richter BD, Braun DP, Mendelson MA, Master LL., 1998. *Threats to imperiled freshwater fauna.* Conservation Biology 11: 1081–1093.
– Richter BD, Warner AT, Meyer JL, Lutz K., 2006. *A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations.* River Research and Applications 22:297–318.
– Rowlston, W.S., Palmer, C.G., 2002. *Processes in the development of resource protection provisions on South African Water Law.* Proc. Int. Conf. Environmental Flows for River Systems, Cape Town, South Africa.
– Schuler G. W. and Nehring R. B., 1994. *Using the habitat simulation model to evaluate a stream enhancement project*. Rivers 4, 175-193.
– Scott, W., and C. S. Shirvell., 1987. *A critique of the instream flow incremental methodology and observations on flow determination in New Zealand*. Pages 27-43 *in* J. R. Kemper and C. Craig, editors. Regulated streams: advances in ecology. Plenum Press, New York, N.Y. 431 pp.
– Smith, R.D., Maltby, E., 2003. *Using the Ecosystem Approach to Implement the Convention on Biological Diversity Key Issues and Case Studies*. IUCN, Gland.
– Souchon, Y., Keith, P., 2001. *Freshwater fish habitat: science, management and conservation in France*. Aquatic Ecosystem Health and Management, 4, 401–412.

– Stalnaker, C.B., Arnette, S.C. (Eds), 1976. *Methodologies for the Determination of Stream Resource Flow Requirements: An Assessment.* US Fish and Wildlife Service, 199 pp., Office of Biological Services, Western Water Association: Washington DC.
– Steward, H.J., Madamombe, E.K., Topping, C.C., 2002. *Adapting environmental flow methodologies for Zimbabwe.* Proceedings of International Conference on Environmental Flows for Rivers. Cape Town, SA, University of Cape Town.
– Tennant, DL., 1976. *Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources.* Fisheries 1(4): 6–10.
– Tharme, RE., 1996. *Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers*. Water law review final report for policy development for the Department ofWater Affairs and Forestry, Pretoria. Freshwater Research Unit, University of Cape Town, South Africa.
– Tharme, R.E, King, J.M., 1998. *Development of the Building Block Methodology for Instream Flow Assessments, and Supporting Research on the Effects of Different Magnitude Flows on Riverine Ecosystems.* Water Research Commission Report No. 576/1/98.
– Tharme, R.E., 2000. *An overview of environmental flow methodologies, with particular reference to South Africa.* Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block Methodology, King JM, Tharme RE, De Villiers MS (eds). Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT131/00. Water Research Commission: Pretoria, South Africa; 15–40.
– Tharme, R.E., 2003. *A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers*. River Research and Applications, vol. 19, no. 5-6, pp. 397-441.
– Thorp JH, Thoms MC, Delong MD., 2006. *The riverine ecosystem synthesis: biocomplextity in river networks across space and time.* River Research and Applications 22: 123–147.
– Vehanen T., Huusko A., Yrjana T., Kylmanen I., Sirnio V.P. and Lahti M., 2000. *Habitat restoration in large hydropeaking impoundments in Finland: problems and solutions.* Proc Int. Conf: Protection and Restoration of the Environment V., V. A. Tsihrintzis G.P. Korfiatis K.L. Kastsifratis and A.C. Demetracopoulos (Eds), Thassos, Greece.

– Vorosmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J., Lammers, R., 2000. *Global water resources: vulnerability from climate change and population growth.* Science, 289, 284–288.
– Walker K.F., Sheldon F. & Puckridge J.T., 1995. *A perspective on dryland river ecosystems*. Regulated Rivers: Research & Management, 11, 85–104.
– World Commission on Dams (WCD), 2000. *Dams and Development. A New Framework for Decision-making*. The report of the World Commission on Dams, Earthscan Publications: London.
– World Conservation Union (IUCN), 2000. *Vision for Water and Nature. A World Strategy for Conservation and Sustainable Management of Water Resources in the 21st Century*. IUCN: Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
– Yulianti, J.S. and Burn, D.H., 1998. *Investigating links between climatic warming and low streamflow in the Prairies region of Canada*. Canadian Water Resources Journal, 23: 45-60.

9.2 Ελληνική Έντυπη Βιβλιογραφία

– Αποστολάκη Κ.Ε., 2009. *Τυπολογία και τυποχαρακτηριστικές συνθήκες αναφοράς των ποταμών της λεκάνης απορροής της λίμνης Ταυρωπού*. Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης Διακομματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών των Τμημάτων Βιολογίας, Γεωλογίας & Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ., Θεσσαλονίκη.
– Γεράκης Π.Α., Τσιούρης Σ. & Τσιαούση Β., 2007. *Υδατικό καθεστώς και βιωτή υγροτόπων: προτεινόμενη ελάχιστη στάθμη λιμνών και παροχή ποταμών Μακεδονίας και Θράκης*. Μουσείο Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας/ΕΚΒΥ.
– Ζόγκαρης Σ., 2009. *Συμβολή στη βιοτική ταξινόμηση των ποταμών της Ελλάδας με βάση την ιχθυοπανίδα και την παρόχθια βλάστηση*. Διδακτορική διατριβή. Πανεπιστήμιο Ιωαννίνων Σχολή Διαχείρισης Φυσικών Πόρων και Επιχειρήσεων Τμήμα Διαχείρισης Περιβάλλοντος και Φυσικών Πόρων, Αγρίνιο.
– Κουτσογιάννης, Δ., Μαμάσης Ν., και Ευστρατιάδης Α., 2009. *Διερεύνηση οικολογικής παροχής*, Ειδική Τεχνική Μελέτη για την Οικολογική Παροχή από το Φράγμα Στράτου, Εργοδότης: Δημόσια Επιχείρηση Ηλεκτρισμού, Ανάδοχος: ECOS Μελετητική Α.Ε., 88 σελίδες, Αθήνα.

– Οικονόμου, Α.Ν., Ζόγκαρης, Σ., Χατζηνικολάου, Γ., Τάχος, Β.Α., Γιακουμή, Σ., Κομματάς, Δ., Κούτσικος, Ν., Βαρδάκας, Λ., Blasel, K. & Dussling, U., 2007. *Δημιουργία Ιχθυολογικού Πολυπαραμετρικού Δείκτη για την Εκτίμηση της Οικολογικής Κατάστασης Ορεινών Ρεμάτων και Ποταμών.* Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών - Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων. Υπουργείο Ανάπτυξης, Δ/ση Υδατικού Δυναμικού & Φυσικών Πόρων. Κύριο Τεύχος 115 σελ. - Παραρτήματα 189 σελ.
– Οικονόμου, Α., Ζόγκαρης Σ., Χατζηνικολάου Γ., Γιακουμή Σ., Τάχος Β., Βαρδάκας Λ., Σκουλικίδης Ν., Δημητρίου Η., Μουσούλης Η., Οικονόμου Ε., 2009. *Μελέτη της ιχθυοπανίδας και προτάσεις για τη διατήρησή της στην περιοχή κατασκευής του Υ/Η Ιλαρίωνα.* Τελική έκθεση Ελληνικό Κέντρο Θαλασσίων Ερευνών - Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων. Δημόσια Επιχείρηση Ηλεκτρισμού.
– Οδηγία 2000/60/ΕΚ του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου της 23 Οκτωβρίου 2000 για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων
– Τσιούρης Σ., 2005. *Απαιτούμενη περιβαλλοντική παροχή ποταμών: μια μεθοδολογική προσέγγιση. Η περίπτωση των ποταμών της βόρειας Ελλάδας*. Ανοιχτές Πύλες στη γνώση των οικοσυστημάτων και του νερού ΕΚΒΥ.

9.3 Πηγές στο διαδίκτυο

– www.environment.gov.au

1. Ευρετήριο Όρων

Βιωτή : Είναι το σύνολο των οργανισμών που υπάρχουν σε μια συγκεκριμένη γεωγραφική περιοχή, σε συγκεκριμένο χρονικό διάστημα.

Ενδιαίτημα : ορίζεται ως το φυσικό περιβάλλον στο οποίο ζει και αναπαράγεται ένα είδος, ένας πληθυσμός ή μια βιοκοινότητα

Έργα Υδρομάστευσης : Έργα μεταφοράς νερού

Καμπύλες καταλληλότητας ενδιαιτήματος ιχθυοπανίδας : Μαθηματικά μοντέλα προσομοίωσης χαρακτηριστικών που προτιμούν τα ψάρια

Μεσοενδιαίτημα : Το φυσικό περιβάλλον, σε μεσαία κλίμακα, στο οποίο ζει και αναπαράγεται ένα είδος, ένας πληθυσμός ή μια βιοκοινότητα

Μικροενδιαίτημα : Το φυσικό περιβάλλον, σε μικρή κλίμακα, στο οποίο ζει και αναπαράγεται ένα είδος, ένας πληθυσμός ή μια βιοκοινότητα

Ποτάμι : Τα υδάτινα ρεύματα που παρουσιάζουν μόνιμη ροή

Υδατικό Καθεστώς : Το σύνολο των χαρακτηριστικών που αφορούν τα νερά των ποταμών

Υδρο-οικολογία : Είναι η επιστήμη που σχετίζεται με τα ενδιαιτήματα των οργανισμών και το πως αυτοί αλληλεπιδρούν με τα υπόγεια και επιφανειακά νερά

2. Παραρτήματα

2.1 Παράρτημα Α

2.1.1 Διαμήκης ζώνωση των βιοτικών τύπων και των αβιοτικών τους χαρακτηριστικών (Ζόγκαρης, 2009).

	ΤΥΠΟΣ Α (ΠΕΣΤΡΟΦΑΣ)	ΤΥΠΟΣ Β (ΠΕΣΤΡΟΦΑΣ-ΜΠΡΙΑΝΑΣ)	ΤΥΠΟΣ C (ΟΡΕΙΝ. ΚΥΠΡΙΝΟΕΙΔΩΝ)
ΑΠΟΣΤΑΣΗ ΑΠΟ ΠΗΓΗ	ΜΙΚΡΗ	ΜΙΚΡΗ – ΜΕΣΑΙΑ	ΜΕΓΑΛΥΤΕΡΗ
ΕΚΤΑΣΗ ΥΠΟΛΕΚΑΝΗΣ	ΜΙΚΡΗ	ΜΙΚΡΗ – ΜΕΣΑΙΑ	ΜΕΓΑΛΥΤΕΡΗ
ΥΨΟΜΕΤΡΟ	ΣΥΝΗΘΩΣ > 500 Μ (ΣΠΑΝΙΑ ΕΩΣ 350 Μ)		250– 600 Μ (ΣΠΑΝΙΑ ΕΩΣ 800 Μ)
ΚΛΙΣΗ	> 2 %	≈ 2 %	< 2 %
ΘΕΡΙΝΗ ΘΕΡΜΟΚΡΑΣΙΑ ΝΕΡΟΥ	< 17 °C	15 - 20 °C	16 - 26 °C
ΣΚΙΑΣΗ	>50% (ΠΟΙΚΙΛΛΕΙ ΠΟΛΥ)	30-60	<30
ΠΛΑΤΟΣ ΚΟΙΤΗΣ	< 6 Μ	5 – 10 Μ	7 – 20 Μ
ΜΕΣΟ ΒΑΘΟΣ	< 30 CM	25 – 35 CM	> 30 CM
ΜΕΓΙΣΤΟ ΒΑΘΟΣ	< 1.5 Μ	< 2 Μ	< 2.5 Μ
ΥΠΟΣΤΡΩΜΑ	> 50 % ΒΡΑΧΟΙ, ΟΓΚΟΛΙΘΟΙ, ΚΡΟΚΑΛΕΣ (ΔΙΑΒΡΩΣΙΓΕΝΗΣ ΖΩΝΗ)	ΜΕΤΑΒΛΗΤΟ ΑΛΛΑ ΠΙΟ ΛΕΠΤΟΚΟΚΚΟ ΑΠΟ ΤΩΝ ΤΥΠΟ Α	
ΡΟΗ	ΤΑΧΕΙΑ ΚΑΙ ΤΥΡΒΩΔΗΣ ΣΥΧΝΑ ΜΕ ΥΔΑΤΟΠΤΩΣΕΙΣ	ΤΑΧΕΙΑ ΜΕ ΤΥΡΒΩΔΗ ΣΗΜΕΙΑ	ΜΕΤΑΒΛΗΤΗ ΕΩΣ ΣΤΑΘΕΡΗ
ΓΕΩΜΟΡΦΟΛΟΓΙΑ ΚΟΙΤΗΣ	ΣΤΕΝΟΣ ΔΙΑΥΛΟΣ	ΣΥΝΗΘΩΣ ΣΤΕΝΟΣ Η ΕΛΑΦΡΩΣ ΜΕΑΝΔΡΙΖΩΝ ΔΙΑΥΛΟΣ	ΠΟΙΚΙΛΙΑ ΤΥΠΩΝ , ΠΕΡΙΛΑΜΒΑΝΟΝΤΑΣ ΚΑΙ ΔΙΑΚΛΑΔΙΖΟΜΕΝΟ ΠΟΤΑΜΟ
ΟΙΚΟΤΟΠΟΙ	ΥΔΑΤΟΠΤΩΣΕΙΣ, ΤΑΧΥΡΟΑ ΚΑΙ ΑΒΑΘΗ ΤΜΗΜΑΤΑ, ΠΟΛΛΑ ΕΜΠΟΔΙΑ ΚΑΙ ΒΑΘΙΕΣ ΜΙΚΡΕΣ ΠΟΤΑΜΟΛΙΜΝΕΣ	ΜΙΚΡΕΣ ΠΟΤΑΜΟΛΙΜΝΕΣ ΚΑΙ ΚΥΜΑΤΙΣΜΑΤΑ (ΑΒΑΘΕΙΣ ΥΦΑΛΟΙ)	ΜΑΚΡΙΕΣ ΚΑΙ ΗΡΕΜΕΣ ΠΟΤΑΜΟΛΙΜΝΕΣ, ΣΥΧΝΑ ΚΑΙ ΑΒΑΘΗ ΚΥΜΑΤΙΣΜΑΤΑ, ΣΥΧΝΑ ΑΠΑΝΤΟΥΝ ΚΑΙ ΜΙΚΡΑ ΕΛΗ

2.2 Παράρτημα Β

2.2.1 Πρωτόκολλα πεδίου

General Characterizations

Date:_____Place/site code: _____

Sumpling team: _____

Snorkling Starting time: _____ Finish time _____

Meteorology- Light: _____

Observations:_____

	Mesohabitat Type	Dimensions (long. × width.)	Area (m^2)	N° cells= Sup/1.5	Nº Trans.=			
1								
2								
3								
4								
5								
6								
	TOTAL							
	MEDIAS							

SKETCH OF THE RIVER SECTION

RIVER: _____ Site Name /CODE: _____

City/town: _____

OBSERVATIONS:_____

Francisco Martínez Capel. Tesis Doctoral.

Transects for physical habitat simulation (and for habitat availability)						
River:	Area:			Elevation of the water surface:		
Distances from left or right bank (same always):				Date	Elevation	flow
Nº transect		Date:				
Distance from the 1st transect		Time:				
		Observations:	Zero Flow Level:			

Shore Dist. (m)	Depth (m)	Velocity (m/s)	Vel Focal	Substrate										Observa-tions	
				R	V	L	A	GV	GR	CR	B	GB	RM		Quality gauging st.

ΕΥΡΩΠΑΪΚΗ ΕΝΩΣΗ
ΕΥΡΩΠΑΪΚΟ ΤΑΜΕΙΟ
ΠΕΡΙΦΕΡΕΙΑΚΗΣ ΑΝΑΠΤΥΞΗΣ

Field data Scoreboard: microhabitat

Date: Reach: Start time: Finish Time: Meteorological conditions:

Persons-samplers:

Mean visibility (m): Water temperatures:

	Nº Marker	Sp	Lenght classes	Depth m	Focal light % cm		Mean velocity	Focal velocity	Distanc between markers	Distanc. from the shore	Substrate	cover	Nº of markers.	Activity - obs -
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														