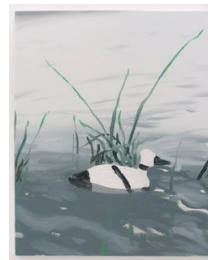


ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ - ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ
(Δ.Π.Μ.Σ.) "ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝ ΚΑΙ ΑΝΑΠΤΥΞΗ"

**Η Χρήση Βιοτικών Δεικτών στα
πλαίσια εφαρμογής της Οδηγίας -
Πλαίσιο για τα νερά στην Ελλάδα**



Ιωαννίδου Θεοδώρα

Μεταπτυχιακή Εργασία η οποία υποβάλλεται
για μερική εκπλήρωση των απαιτήσεων
για το Διεπιστημονικό - Διατμηματικό
Δίπλωμα Ειδίκευσης
του Δ.Π.Μ.Σ. του Ε.Μ.Πολυτεχνείου
"Περιβάλλον και Ανάπτυξη"

**Περιβάλλον
και Ανάπτυξη**

Αθήνα, Ιούνιος 2008

Επιβλέπων: Επ. Καθηγητής Δ. Μαμάης

Επιτροπή Παρακολούθησης:
Καθηγητής Α. Ανδρεαδάκης
Επ. Καθηγητής Δ. Μαμάης
Καθηγητής Δ. Ρόκος

Πρόλογος

Το νερό είναι ένα από τα κυρίαρχα στοιχεία του περιβάλλοντος που μας περιβάλλει. Η ονομασία «Γαλάζιος πλανήτης» δεν είναι τυχαία καθώς οφείλεται στο γαλάζιο χρώμα της γης που επικρατεί όταν την κοιτάμε από το διάστημα, αφού το 71% της επιφάνειάς της καλύπτεται από νερό. Όμως, η κατανομή του νερού στη βιόσφαιρα είναι άνιση. Το 95% είναι δεσμευμένο στα πετρώματα με αποτέλεσμα να μη συμμετέχει ενεργά στον υδρολογικό κύκλο και επομένως να μην μπορεί να χρησιμοποιηθεί από τον άνθρωπο. Από την υπόλοιπη ποσότητα νερού της βιόσφαιρας (5%), το 94% αποτελεί του ωκεανούς, το 1.9% τους πολικούς πάγους, το 5% τα εσωτερικά ύδατα (ποτάμια, λίμνες και εκμεταλλεύσιμα υπόγεια ύδατα) και το 0.001% βρίσκεται στην ατμόσφαιρα με τη μορφή υδρατμών (UNEP, 1991).

Πρωταρχικό στοιχείο στη διατήρηση της ισορροπίας της φύσης είναι το νερό, καθώς επηρεάζει και κατευθύνει με την ποιότητα και την ποσότητά του το γενικό οικολογικό σύστημα. Οι φυσικές και χημικές ιδιότητες του νερού όχι μόνο στηρίζουν τους βιολογικούς κύκλους των οργανισμών αλλά και ελέγχουν τις κλιματικές και γεωλογικές συνθήκες κάθε περιοχής. (Κουσουρής, 1998) Όμως, η ποιότητα και η ποσότητα του νερού εξαρτώνται κυρίως από τις ανθρωπογενείς δραστηριότητες. Πιο συγκεκριμένα, με το πέρασμα πολλών αιώνων και φτάνοντας στη βιομηχανική επανάσταση, διαφοροποιούνται οι χρήσεις των υδατικών πόρων, εντατικοποιούνται οι ανθρωπογενείς δραστηριότητες που σχετίζονται με αυτούς και αρχίζουν να εμφανίζονται κίνδυνοι που απειλούν και την ποιότητα και την επάρκειά του. Σε αυτό συνέβαλε σημαντικά και η αυξημένη χρήση των επιφανειακών νερών, ιδιαίτερα των λιμνών και ποταμών, για ύδρευση, άρδευση, ενέργεια, υδατοκαλλιέργειες, αναψυχή και τουρισμό. Επιπλέον, η τεχνολογική εξέλιξη του ανθρώπου είχε ως άμεσο αποτέλεσμα την ρύπανση των υδατικών πόρων.

Η συνεχώς αυξανόμενη επιβάρυνση των υδάτινων σωμάτων, εξαιτίας των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων, οδήγησε μοιραία στο ολοένα αυξανόμενο ενδιαφέρον τόσο του κοινού και των περιβαλλοντικών οργανώσεων όσο και των πολιτικών ηγεσιών. Αρχικά οι οδηγίες που εκδόθηκαν από την Ευρωπαϊκή Ένωση είχαν ως στόχο την ορθολογική χρήση του νερού με κύριο σκοπό την εξυπηρέτηση των ανθρώπινων αναγκών. Σε επόμενο στάδιο οι οδηγίες είχαν ως στόχο την καταπολέμηση της ρύπανσης των υδάτων, και συγκεκριμένα περιλάμβαναν ορισμένα κριτήρια χημικής καθαρότητας του νερού και το χαρακτηρισμό επικίνδυνων ουσιών. Όμως, με το πέρασμα του χρόνου κρίθηκε αναγκαία η

συνολική εκτίμηση της ποιότητας των οικοσυστημάτων, από την οποία δε θα μπορούσε να λείπει η συμμετοχή των βιοτικών παραγόντων. Μετά από μία περίοδο διαπραγματεύσεων του Ευρωπαϊκού Κοινοβουλίου και του Συμβουλίου, τον Δεκέμβριο 2000 εκδόθηκε η Οδηγία - Πλαίσιο για το νερό. Η εν λόγω Οδηγία θεσπίζει ένα ενιαίο πλαίσιο για την ολοκληρωμένη διαχείριση των οικοσυστημάτων και θεσμοθετούνται για πρώτη φορά στόχοι και μεθοδολογίες που αποσκοπούν στην καθεαυτή προστασία όλων των τύπων υδάτινων οικοσυστημάτων (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Προκειμένου να αξιολογηθεί η κατάσταση των υδάτινων σωμάτων, σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο, πρέπει να λαμβάνονται υπόψη τα βιολογικά, υδρομορφολογικά και φυσικοχημικά ποιοτικά στοιχεία των οικοσυστημάτων.

Η παρούσα εργασία ασχολείται με τις μεθόδους εκτίμησης που βασίζονται στα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία. Συγκεκριμένα, θα αναφερθούν ορισμένοι μέθοδοι που χρησιμοποιούνται από τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης, προκειμένου να εκτιμηθεί η κατάσταση των ποταμών, παράκτιων και μεταβατικών υδάτων καθώς επίσης και των λιμνών.

Αυτή η εργασία δε θα μπορούσε να πραγματοποιηθεί χωρίς τη βοήθεια του επιβλέποντα Επίκουρου Καθηγητή κ. Μαμάη, ο οποίος υπήρξε πάντα πρόθυμος να βοηθήσει και να καθοδηγήσει την έρευνά μου. Επιπλέον, δε θα πρέπει να παραλείψω τη διαρκή διαθεσιμότητα και την πάντα θετική αντιμετώπιση των ιδεών που εξέφραζα. Θα ήθελα να ευχαριστήσω ιδιαίτερα τον ερευνητή στο ΕΛΚΕΘΕ κ. Π. Παναγιωτίδη, ο οποίος με το ενδιαφέρον, τη συμπαράσταση και τις δημιουργικές παρατηρήσεις του υποστήριξε αυτή την εργασία. Ένα μεγάλο «ευχαριστώ» οφείλω να εκφράσω στον κ. Γκρίτζαλη (βιολόγος, ΕΛΚΕΘΕ), ο οποίος από την πρώτη στιγμή αφιέρωσε πολύ από το χρόνο του για συζήτηση προκειμένου να μου μεταδώσει τις πολύτιμες εμπειρίες του από την εφαρμογή της Οδηγίας. Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον ερευνητή ΕΛΚΕΘΕ κ. Ν. Σκουλικίδη για τα στοιχεία που μου προσέφερε. Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω τα υπόλοιπα μέλη της τριμελούς επιτροπής, τους καθηγητές κ. Ρόκο και κ. Ανδρεαδάκη για τη συμμετοχή τους.

Περιεχόμενα

Πρόλογος.....	2
Περιεχόμενα.....	4
Πίνακας Πινάκων.....	6
Πίνακας Εικόνων.....	7
Περίληψη.....	9
Summary.....	11
1.1 Εισαγωγή.....	13
1.2 Εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο 2000/60	16
1.3 Η Εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο 2000/60 στην Ελλάδα	22
1.4 Στόχος και Αντικείμενο Μελέτης.....	23
2. Ποτάμια.....	25
2.1 Εκτίμηση της Ποιότητας των Ποταμών με τη χρήση Βιοτικών Δεικτών	25
2.1.1. Μακροασπόνδυλα.....	27
2.1.2. Διάτομα.....	29
2.1.3 Περίφυτο - Άλγη.....	30
2.1.4 Υδρόβια Φυτά - Μακρόφυτα.....	30
2.1.5 Ψάρια.....	32
2.1.6 Σύγκριση των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων (Biological Quality Elements, BQEs).....	35
2.2 Συστήματα Βιολογικής Εκτίμησης με βάση τα Βενθικά Μακροασπόνδυλα.....	37
2.2.1 Συστήματα Ποσοτικής Ανάλυσης.....	38
2.2.1.α. Σαπροβιοτική Προσέγγιση.....	38
2.2.1.β. Προσέγγιση Ποικιλότητας.....	39
2.2.2 Συστήματα Ποιοτικής Ανάλυσης.....	43
2.2.2.α Βιοτική Προσέγγιση.....	43
2.2.2.β Δείκτες Ομοιότητας - Πολυπαραγοντική (multivariate) Προσέγγιση.....	45
2.2.2.γ Πολυμετρική (multimetric) Προσέγγιση	45
2.2.2.δ Δείκτες Κυριαρχίας.....	46
2.2.2.ε Προσέγγιση με τη χρήση Οικολογικού Λόγου Ποιότητας (EQR)	48
2.3 Πρωτόκολλα Δεικτών	49
2.3.1 Indice Biotico Estesio (IBE).....	49
2.3.2 Belgian Biotic Index (BBI).....	56
2.3.3 Biological Monitoring Working Party (BMWP).....	60
2.3.4 Average Score Per Taxon (ASPT).....	62
2.3.5 Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP ή BMWP').....	62
2.3.5 Hellenic Evaluation Score (HES).....	64
2.3.6 STAR_ICM.....	68
2.4 Εφαρμογή των βιοτικών δεικτών - Εκτίμηση Οικολογικής Κατάστασης ενός Ποταμού.....	74

2.4.1 Σημαντικοί Παράμετροι για την Εφαρμογή του Συστήματος AQEM	77
2.4.1.α Συνθήκες Αναφοράς	77
2.4.1.β Ιστορικά Δεδομένα	81
2.4.1.γ Τυπολογία Ποταμών.....	81
2.4.2 Γενική Περιγραφή της Διαδικασίας του Συστήματος Εκτίμησης AQEM.....	89
2.4.3 Εκτίμησης της Ποιότητας ενός ποταμού με τη χρήση Βιοτικών δεικτών - Σύστημα Εκτίμησης AQEM.....	94
2.4.3.α Επίπεδο Αναγνώρισης – Ταξινόμηση	105
2.4.3.β Δειγματοληψία - Ενδιατήματα.....	109
2.4.3.γ Συνθήκες Αναφοράς.....	111
2.4.3.δ Τυπολογία και Εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας.....	112
2.4.3.ε Ιστορικά Δεδομένα.....	114
3. Μεταβατικά και Παράκτια Ύδατα.....	118
3.1. Παράκτια Ύδατα.....	120
3.1.1 Βενθικά Μακροασπόνδυλα.....	120
3.1.1.α AZTI Marine Biotic Index (AMBI).....	121
3.1.1.β Δείκτης BENTIX.....	123
3.1.1.γ Δείκτης Βιολογικής Ποιότητας (Biological Quality Index, BQI).....	125
3.1.1.δ Βενθικός Τροφικός Δείκτης (Infaunal Trophic Index, ITI).....	127
3.1.2 Υδατική Χλωρίδα - Μακρόφυτα.....	128
3.1.2.α. Δείκτης Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Evaluation Index, EEI).	129
3.1.2.β Δείκτες BENTHOS και CARLIT.....	136
3.1.3 Υδατική Χλωρίδα - Αγγειόσπερμα (Posidonia oceanica).....	138
3.1.4 Υδατική Χλωρίδα - Φυτοπλαγκτόν.....	142
3.2 Μεταβατικά Ύδατα.....	145
4. Λίμνες.....	147
4.1 Διαβαθμονόμηση - Η περίπτωση της Ελλάδας.....	148
4.2 Δείκτες που χρησιμοποιήθηκαν στην άσκηση Διαβαθμονόμησης.....	150
4.3 Αποτελέσματα Διαβαθμονόμησης για τις λίμνες της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου.....	153
4.4 Υπολογισμός EQRs για τις μεθόδους μέτρησης της σύνθεσης του φυτοπλαγκτού	154
4.5 Βενθικά Μακροασπόνδυλα ως Βιοτικοί δείκτες για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των Λιμνών.....	155
5. Συμπεράσματα - Προτάσεις	163
Βιβλιογραφία.....	170
Παράρτημα.....	180

Πίνακας Πινάκων

Τίτλος Πίνακα	Σελίδα
Πίνακας 1.1: Χρονοδιάγραμμα Εφαρμογής της Οδηγίας - Πλαίσιο	16
Πίνακας 2.1: Συγκριτική Αξιολόγηση των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων	36
Πίνακας 2.2: Αποκρίσεις των τιμών των δεικτών που προκαλούνται από τη ρύπανση	40
Πίνακας 2.3: Ορισμένες Διαδεδομένες Μέθοδοι εκτίμησης με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα και η χώρα προέλευσής τους	50
Πίνακας 2.4: Όρια για τον καθορισμό των Συστημικών Μονάδων (S.U.)	55
Πίνακας 2.5: Αντιστοίχιση των τιμών του δείκτη IBE στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας.	55
Πίνακας 2.6: Υπολογισμός του δείκτη I.B.E	56
Πίνακας 2.7: Πρακτικοί περιορισμοί για τον καθορισμό των Συστημικών Μονάδων	59
Πίνακας 2.8: Αντιστοίχιση των τιμών του δείκτη BBI στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας	60
Πίνακας 2.9: Υπολογισμός του Βιοτικού Δείκτη BBI	60
Πίνακας 2.10: Υπολογισμός του Δείκτη BMWP	62
Πίνακας 2.11: Αντιστοίχιση των τιμών των δεικτών BMWP και IBMWP στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας	64
Πίνακας 2.12: Υπολογισμός του δείκτη HES και του δείκτη Μετάφρασης του (Interpretation Index)	68
Πίνακας 2.13: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με το δείκτη HES	69
Πίνακας 2.14: Υπολογισμός του δείκτη STAR_ICM	71
Πίνακας 2.15: Κριτήρια Καθορισμού των ορίων της καλής κατάστασης του δείκτη STAR_ICM	72
Πίνακας 2.16: Όρια των κλάσεων των δείκτη STAR_ICM για τους τύπους ποταμών της Ελλάδας	73
Πίνακας 2.17: Περιγραφικά χαρακτηριστικά των τύπων ποταμών της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG)	73
Πίνακας 2.18: Σύστημα Α της τυπολογίας των ποταμών	82
Πίνακας 2.19: Σύστημα Β της τυπολογίας των ποταμών	84
Πίνακας 2.20: Αποτελέσματα που προέκυψαν από την εφαρμογή του συστήματος εκτίμησης AQEM για έναν τόπο δειγματοληψίας στον ποταμό Πείρο	95
Πίνακας 2.21: Περιγραφή των τύπων ροής που υπολογίζονται από το λογισμικό AQEM DIP	102
Πίνακας 2.22: Περιγραφή των τύπων μικροενδιατημάτων που υπολογίζονται από το λογισμικό AQEM DIP	102
Πίνακας 2.23: Τα διαφορετικά επίπεδα αναγνώρισης που απαιτούνται από ορισμένους βιοτικούς δείκτες	108
Πίνακας 3.1: Βιολογικά Ποιοτικά Στοιχεία που πρέπει να χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο 200/60	118
Πίνακας 3.2: Οι πέντε οικολογικές ομάδες του δείκτη AMBI	121
Πίνακας 3.3: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη AMBI	121
Πίνακας 3.4: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη BENTIX	124

Πίνακας 3.5: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη BQI	126
Πίνακας 3.6: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη TI	127
Πίνακας 3.7: Προσωρινή λίστα των γενών των Ελληνικών φυκών ταξινομημένων στις ομάδες οικολογικής κατάστασης (ESGs)	132
Πίνακας 3.8: Εκτίμηση του Δείκτη EEI και των αντίστοιχων Οικολογικών Κλάσεων Ποιότητας (ESCs) από την αφθονία των Ομάδων Οικολογικής Κατάστασης (ESGs)	133
Πίνακας 3.9: Αριθμητικό σύστημα βαθμολόγησης για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων.	133
Πίνακας 3.10: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη EEI	134
Πίνακας 3.11: Παραδείγματα ποιοτικών τιμών για διαφορετικές κοινωνίες των Καταλανικών ακτών	136
Πίνακας 3.12: Περιγραφικοί Παράγοντες που περιλαμβάνονται στα συστήματα ταξινόμησης της <i>Posidonia oceanica</i>	139
Πίνακας 3.13: Συμφωνημένο εύρος των δύο βασικών περιγραφικών παραγόντων ως ποσοστιαία απόκλιση από τις συνθήκες αναφοράς.	140
Πίνακας 3.14: Καθορισμός Ανθίσεων	142
Πίνακας 3.15: Επίπεδα χλωροφύλλης - α και συχνότητα και συγκέντρωση των επιβλαβών φυτοπλαγκτονικών ειδών	142
Πίνακας 3.16: Ελληνικό σύστημα τροφικής ταξινόμησης	142
Πίνακας 3.17: Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας με βάση τη χλωροφύλλη - α	143
Πίνακας 3.18: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη EEI	144
Πίνακας 4.1: Βιολογικά Ποιοτικά Στοιχεία που χρησιμοποιούνται στην άσκηση διαβαθμολόγησης της Οδηγίας - Πλαίσιο για τις λίμνες	146
Πίνακας 4.2: Τιμές μέγιστου οικολογικού δυναμικού	151
Πίνακας 4.3: Τιμές ορίου καλής - μέτριας οικολογικής ποιότητας	151
Πίνακας 4.4: Τιμές EQR για το όριο καλής - μέτριας οικολογικής ποιότητας	153

Πίνακας Εικόνων

Τίτλος Εικόνας	Σελίδα
Εικόνα 1.1: Δείκτης Επιδόσεων ανά κράτος μέλος όσον αφορά τις επιδόσεις στον τομέα υποβολής αναφορών από τα κράτη μέλη	22

Εικόνα 2.1: Διαγραμματική απεικόνιση της κατά μήκος ζώνωσης των ποταμών, και οι βιοκοινότητες που καταλαμβάνουν κάθε ζώνη, όπως προτάθηκε από τους Illies & Botosaneanu	85
Εικόνα 2.2: Διαγραμματική απεικόνιση του Συνεχόμενου Ποταμού (RCC), ως άξονα με αυξανόμενη τάξη. Δίνεται το εύρος του πλάτους του ποταμού (m) της κάθε τάξης, και οι τάξεις έχουν ταξινομηθεί σε ανώτερα τμήματα (headwaters, τάξεις 1 – 3), μεσαίου μεγέθους ποτάμια (τάξεις 4 – 6) και μεγάλα ποτάμια (τάξεις 7 – 12)	88
Εικόνα 2.3: Στάδια της Διαδικασίας AQEM	89
Εικόνα 2.4: Παράδειγμα θέσεων των «μονάδων δειγματοληψίας» σε έναν θεωρητικό τόπο δειγματοληψίας σύμφωνα με τη “multihabitat” τεχνική που εφαρμόζεται στο σύστημα εκτίμησης AQEM	91
Εικόνα 2.5: Αποψη του ποταμού Πείρου	93
Εικόνα 2.6: Αποψη του ποταμού Πείρου	94
Εικόνα 2.7: Κατανομή των κυριότερων ομάδων taxa των μακροασπόνδων σε δείγματα που συλλέχθηκαν από ένα τροποποιημένο τμήμα (stretch) του ποταμού Πάμισου (στη ΝοτιοΔυτική Ελλάδα, Πελοπόννησος), με τη χρήση τριών Ευρωπαϊκών μεθόδων δειγματοληψίας: α) AQEM, β) RIVPACS, γ) IBE	110
Εικόνα 3.1: Διάγραμμα ροής των διαδικασιών τυπολογίας και ταξινόμησης με τη χρήση της πανίδας των βενθικών μακροασπόνδων	123
Εικόνα 3.2: Ομάδες Οικολογικής Κατάστασης (ESGs) I και II των θαλασσιών βενθικών μακροφύτων	130
Εικόνα 3.3: Η μήτρα που βασίζεται στη μέση αφθονία (%) των ESGs,, προκειμένου να καθορισθεί η κλάση οικολογικής ποιότητας των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων	132
Εικόνα 3.4: Σχηματική Αναπαράσταση των Συστημάτων Ταξινόμησης του <i>Posidonia oceanica</i>	138
Εικόνα 4.1: Διαγραμματική απεικόνιση της Επιλογής 1 για τη διαδικασία διαβαθμονόμησης	147

Περίληψη

Η Οδηγία - Πλαίσιο για το νερό εκδόθηκε τον Οκτώβριο 2000 και θέτει τα θεμέλια για τη διαχείριση και προστασία των υδάτινων οικοσυστημάτων στην Ευρωπαϊκή Ένωση. Βασικός στόχος της είναι η επίτευξη της «καλής οικολογικής κατάστασης» όλων των Ευρωπαϊκών υδάτων έως το 2015.

Στην πρώτη ενότητα της παρούσας εργασίας παρουσιάζονται τα βασικά στοιχεία της Οδηγίας - Πλαίσιο, το χρονοδιάγραμμα για την εφαρμογή της καθώς και ορισμένες πληροφορίες για το στάδιο εφαρμογής της στην Ελλάδα. Μία καινοτομία της Οδηγίας αποτελεί η χρήση των οργανισμών ως δεικτών της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων οικοσυστημάτων. Οι μέθοδοι που έχουν αναπτυχθεί, οι οποίες χρησιμοποιούν τους οργανισμούς με στόχο την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης ορίζονται ως βιοτικοί δείκτες. Για τους διαφορετικούς τύπους υδάτινων οικοσυστημάτων (ποτάμια, μεταβατικά και παράκτια ύδατα, λίμνες) αναπτύσσονται διαφορετικοί βιοτικοί δείκτες.

Στόχος της παρούσας εργασίας είναι η παρουσίαση και αξιολόγηση ορισμένων χαρακτηριστικών βιοτικών δεικτών που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της κατάστασης των υδάτινων οικοσυστημάτων. Ως εκ τούτου στη δεύτερη ενότητα παρουσιάζονται ορισμένες γενικές αρχές και είδη βιοτικών δεικτών, με έμφαση σε αυτούς που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση των ποταμών. Οι βιοτικοί δείκτες που βασίζονται στα βενθικά μακροασπόνδυλα παρουσιάζονται πιο αναλυτικά καθώς υπάρχουν αρκετά διαθέσιμα δεδομένα για αυτή την ομάδα οργανισμών και επιπλέον θεωρούνται από τους πιο αντιπροσωπευτικούς για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών. Στη συνέχεια αφού πρώτα παρατίθενται τα πρωτόκολλα υπολογισμού ορισμένων βιοτικών δεικτών που βασίζονται στα μακροασπόνδυλα για την εκτίμηση των ποταμών, παρουσιάζεται ένα παράδειγμα εφαρμογής τους για την εκτίμηση της κατάστασης του ποταμού Πείρου. Συγκεκριμένα, για τον υπολογισμό των δεικτών και κατά συνέπεια την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης χρησιμοποιείται το σύστημα εκτίμησης AQEM (www.aqem.de).

Στην τρίτη ενότητα παρατίθενται οι βιοτικοί δείκτες που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων, ενώ στην τέταρτη ενότητα παρουσιάζονται οι δείκτες για την εκτίμηση της κατάστασης των λιμνών. Στην τέταρτη ενότητα τα στοιχεία που χρησιμοποιήθηκαν στην παρούσα εργασία προέρχονται κυρίως από την άσκηση διαβαθμονόμησης που

πραγματοποιήθηκε από τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης προκειμένου να ελέγξει η συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων των βιοτικών δεικτών.

Τέλος, παρατίθενται τα συμπεράσματα της εργασίας, όπου επισημαίνονται τα κυριότερα ζητήματα που αφορούν τη χρήση των βιοτικών δεικτών ως μέθοδο εκτίμησης και παρακολούθησης της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων οικοσυστημάτων και επισημαίνονται τα σημεία που χρειάζονται βελτίωση και περαιτέρω έρευνα.

Κρίνεται απαραίτητο να διευκρινιστεί πως το αντικείμενο που πραγματεύεται η παρούσα εργασία εξελίσσεται ραγδαία τη δεδομένη χρονική περίοδο. Ως εκ τούτου από τη μία νέα δεδομένα και αποτελέσματα παρουσιάζονται με ταχύτατους ρυθμούς και από την άλλη υπάρχουν σημαντικές ελλείψεις στοιχείων. Πραγματοποιήθηκε μία προσπάθεια παρουσίασης των πιο πρόσφατων και ταυτόχρονα τεκμηριωμένων στοιχείων και αποτελεσμάτων. Είναι γενικά αποδεκτό ότι ο τομέας εκτίμησης και παρακολούθησης των υδάτινων σωμάτων θα συνεχίσει να απασχολεί την επιστημονική κοινότητα, όχι μόνο στα πλαίσια εφαρμογής της Οδηγίας αλλά και εξαιτίας του γεγονότος ότι το νερό είναι το πιο πολύτιμο και αναντικατάστατο αγαθό για την επιβίωση τόσο του ανθρώπου όσο και των υπόλοιπων μορφών ζωής στον πλανήτη μας.

Summary

The Water Framework Directive (WFD), which was published on October 2000, sets the boundary for the management and the protection of aquatic ecosystems in the European Union. The basic target of the WFD is the achievement of “good ecological status” of all European waters until 2015.

In the first unit of the present study the basic elements of the WFD, the timetable of implementation and some information about the stage of implementation in Greece are presented. A novelty of the WFD is the use of organizations as indicators of the ecological status of aquatic ecosystems. The developed methods, which use living organizations in order to assess ecological status, are referred to as biotic indices. Different biotic indices are developed for the different types of aquatic ecosystems (rivers, coastal and transitional waters and lakes).

The aim of the present study is the presentation and evaluation of some representative biotic indices, which are used in order to evaluate the status of aquatic ecosystems. In the second unit the biotic indices, which aim at the evaluation of the ecological status of rivers, are mentioned. In particular, biotic indices, which are based on aquatic invertebrates, are presented in detail. They are considered to reflect the status of rivers in the best way and there are extended available data for these indices. Moreover, it is presented a case of implementation of the AQEM evaluation system (www.aqem.de) to the Greek river Piros.

In the third unit the biotic indices which are used for the evaluation of ecological quality of coast and transitional waters are presented. Furthermore, in the fourth unit the biotic indices which are used for the evaluation of ecological quality of lakes are mentioned. The data used in the fourth unit come from the Intercalibration exercise, which took place by the member states of European Union. The Intercalibration exercise is aimed at consistency and comparability of the results of the monitoring systems operated by each member state for the biological quality elements.

Conclusions are presented in the last chapter, where the main aspects concerning the use of biotic indices are pointed out. Moreover, issues concerning the use and implementation of biotic indices for the evaluation of ecological status of aquatic ecosystems are discussed and aspects which need improvement and further investigation are underlined.

It should be elucidated the fact that the issue of this study is under rapid development at the present time. On one hand new data and results are released in short order and on the other hand there are still major lacks of evidence. In the present study it is attempted to present some of the most recent and documented data and evidence. It is generally accepted the fact that estimation and monitoring of aquatic ecosystems will continue to concern scientific community not only because of the requirements of the WFD but also because water is the most precious and irreplaceable good for the survival of human being as well as the rest beings on our planet.

1.1 Εισαγωγή

“Το νερό δεν είναι εμπορικό προϊόν όπως όλα τα άλλα, αποτελεί κληρονομιά που πρέπει να προστατεύεται και να τηγχάνει κατάλληλης μεταχείρισης”

Το νερό είναι απαραίτητο για την επιβίωση και την ανάπτυξη του ανθρώπου. Είναι καθοριστικής σημασίας για τη ζωή του ανθρώπου και αναγκαίο για πολλές βιομηχανικές διαδικασίες και δραστηριότητες. Πρέπει επίσης να είναι διαθέσιμο σε επαρκή ποσότητα και ποιότητα στη φύση ώστε να εξασφαλίζεται η υποστήριξη της άγριας ζωής, των φυτών και των οικοσυστημάτων μοναδικής αξίας. Υπερβολικές ποσότητες ύδατος μπορεί να προκαλέσουν απώλεια της ζωής και σοβαρές ζημιές λόγω πλημμυρών, όπως συμβαίνει στην Ευρωπαϊκή Ένωση σχεδόν κάθε χρόνο. Η λειψυδρία είναι εξίσου καταστροφική, όπως διαπιστώνεται κατά τις περιόδους ξηρασίας που παρατηρούνται όλο και συχνότερα. Λαμβάνοντας υπόψη τις προβλέψεις για τις επιπτώσεις της αλλαγής του κλίματος αναμένεται να αυξηθούν η συχνότητα και η οξύτητα των προαναφερθέντων φαινομένων. Η διατήρηση ισορροπίας μεταξύ των ανωτέρω ζητημάτων είναι ο απώτερος στόχος της Οδηγίας - Πλαίσιο για τα νερά (WFD), η οποία εκδόθηκε στις 22 Οκτωβρίου 2000, και θέτει τα θεμέλια για μία σύγχρονη ολιστική και φιλόδοξη πολιτική ύδατος στην Ευρωπαϊκή Ένωση (ΕΕ, SEC(2007) 363).

Η Οδηγία - Πλαίσιο για τα νερά, που είναι υποχρεωτική για όλα τα κράτη - μέλη, σηματοδοτεί την έναρξη μιας νέας εποχής στην περιβαλλοντική πολιτική της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Από τη μία πλευρά θεσπίζει ένα ενιαίο κοινοτικό και νομοθετικό πλαίσιο για τη διαχείριση και την προστασία των υδάτων με κοινές αρχές και μέσα. Το πλαίσιο αυτό δημιουργεί συνεκτικότητα στην πολιτική της διαχείρισης των υδατικών πόρων που μέχρι τότε ήταν αποσπασματική. Από την άλλη πλευρά θεσμοθετούνται για πρώτη φορά στόχοι και μεθοδολογίες που αποσκοπούν στην προστασία των οικοσυστημάτων.

Σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο τα νερά θεωρείται ως πολύτιμο οικοσύστημα και αναγνωρίζεται η εξάρτηση της οικονομίας και της δημόσιας υγείας. Ο βασικός στόχος που θέτει η Οδηγία - Πλαίσιο είναι η επίτευξη «καλής οικολογικής κατάστασης» όλων των Ευρωπαϊκών υδάτων έως το 2015, η οποία θα εξασφαλίσει την ικανοποίηση των ανθρώπινων αναγκών, τη λειτουργία των οικοσυστημάτων και την προστασία της βιοποικιλότητας. Μια βασική καινοτομία είναι η καθιέρωση των

μηχανισμών ολοκληρωμένης διαχείρισης των υδατικών πόρων σε επίπεδο λεκάνης απορροής. Έτσι, οι σκοποί της διαχείρισης και προστασίας καλύπτουν όλες τις κατηγορίες υδάτων, εσωτερικά, μεταβατικά, παράκτια και υπόγεια. Επιπλέον, το αντικείμενο της διαχείρισης διευρύνεται ώστε να περιλαμβάνει και τα οικοσυστήματα, των οποίων διατήρηση της καλής κατάστασης αποκτά σημαντική βαρύτητα στα διαχειριστικά σχέδια (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Επομένως, όλος ο σχεδιασμός διαχειριστικών μέτρων και διοικητικών ενεργειών πρέπει να γίνεται με γνώμονα την «ποιότητα» των υδάτινων σωμάτων.

Βασική παράμετρος για την εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο αποτελεί το γεγονός ότι η περιοχή στην οποία στηρίζεται και εφαρμόζεται η διαχείριση των υδάτων είναι η λεκάνη απορροής. Καθώς οι λεκάνες απορροής δεν συμπίπτουν με τα διοικητικά όρια, η διαχείριση υδάτων απαιτεί στενή συνεργασία μεταξύ όλων των διοικήσεων και των ιδρυμάτων που εμπλέκονται. Αυτό είναι ιδιαίτερα απαιτητικό στην περίπτωση των διασυνοριακών και διεθνών υδάτων. Η Οδηγία καθιστά αυτή τη συνεργασία, μεταξύ των Κρατών Μελών, υποχρεωτική και ενθαρρύνει τη συνεργασία με χώρες εκτός της Ευρωπαϊκής Κοινότητας (ΕΕ, SEC(2007) 363). Επιπλέον, η Οδηγία υποστηρίζει την αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει» και με αυτόν τον τρόπο εξασφαλίζει το γεγονός ότι οι τιμές του ύδατος αποτελούν κατάλληλα κίνητρα, ώστε οι χρήστες του να χρησιμοποιούν αποδοτικά τους υδατικούς πόρους. Αυτό θα συμβάλλει στην ολοκληρωμένη διαχείριση των πόρων, οι οποίοι βρίσκονται σε έλλειψη. Ένα ακόμα σημαντικό στοιχείο που περιλαμβάνεται στην Οδηγία - Πλαίσιο είναι η συμμετοχική διαδικασία, με την οποία εξασφαλίζεται η ενεργή συμμετοχή όλων των επιχειρηματικών, αγροτικών και άλλων εμπλεκόμενων, των Μη Κυβερνητικών Οργανώσεων (ΜΚΟ) και της τοπικής κοινωνίας στις διαχειριστικές δραστηριότητες σε επίπεδο λεκανών απορροής.

Συνοπτικά, η Οδηγία - Πλαίσιο εισάγει στόχους και τρόπους διαχείρισης, που στοχεύουν στη δημιουργία θετικής κατάστασης μεταξύ οικολογίας και οικονομίας στην κατάλληλη γεωγραφική κλίμακα και συνεπώς στην πραγματική επίτευξη της ολοκληρωμένης διαχείρισης υδατικών πόρων.

Βάσει των παραπάνω στοιχείων, τα κράτη μέλη δεσμεύονται να αναπτύξουν κατάλληλα συστήματα ταξινόμησης και εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων σωμάτων και να δημιουργήσουν προγράμματα δειγματοληψιών και συνεχούς παρακολούθησης όλων των κατηγοριών και τύπων νερών που να

καλύπτουν όλες τις λεκάνες απορροής και να περιλαμβάνουν όχι μόνο τα φυσικοχημικά αλλά και τα βιολογικά κριτήρια (ΕΛΚΕΘΕ, 2003).

Το χρονοδιάγραμμα εφαρμογής παρουσιάζεται παρακάτω (Πίνακας 1.1). Στις περισσότερες περιπτώσεις τα Κράτη Μέλη έχουν επιπροσθέτως τρεις μήνες για την αναφορά στην Επιτροπή της προόδου στην εφαρμογή ενός συγκεκριμένου σταδίου. Μόνο για το Άρθρο 3 η διορία για την κατάθεση της αναφοράς ήταν έξι μήνες μετά την ημερομηνία της εφαρμογής.

Πίνακας 1.1: Χρονοδιάγραμμα Εφαρμογής της Οδηγίας – Πλαίσιο.

ΕΤΟΣ	ΘΕΜΑ	ΑΝΑΦΟΡΑ ΣΤΗΝ ΟΔΗΓΙΑ
2000	<ul style="list-style-type: none"> Έναρξη Εφαρμογής της Οδηγίας 	Άρθρο 25
2003	<ul style="list-style-type: none"> Ενσωμάτωση στην Εθνική Νομοθεσία Αναγνώριση των Περιφερειών και των Αρχών των λεκανών απορροής των ποταμών 	Άρθρο 23 Άρθρο 3
2004	<ul style="list-style-type: none"> Χαρακτηρισμός των λεκανών απορροής: πιέσεις, επιδράσεις και οικονομική ανάλυση 	Άρθρο 5
2006	<ul style="list-style-type: none"> Καθιέρωση δικτύου παρακολούθησης Έναρξη δημόσιας διαβούλευσης (στα τέλη) 	Άρθρο 8 Άρθρο 14
2008	<ul style="list-style-type: none"> Δημόσια παρουσίαση πρόχειρου διαχειριστικού σχεδίου των λεκανών απορροής ποταμών 	Άρθρο 13 Άρθρο 14
2009	<ul style="list-style-type: none"> Οριστικοποίηση των διαχειριστικών σχεδίων των λεκανών απορροής ποταμών περιλαμβανομένων προγραμμάτων μετρήσεων 	Άρθρο 13 Άρθρο 11
2010	<ul style="list-style-type: none"> Παρουσίαση Πολιτικών Τιμολόγησης 	Άρθρο 9
2012	<ul style="list-style-type: none"> Δημιουργία λειτουργικών προγραμμάτων μετρήσεων 	Άρθρο 11
2015	<ul style="list-style-type: none"> Επίτευξη περιβαλλοντικών στόχων, λήξη πρώτου διαχειριστικού κύκλου 	Άρθρο 4
2020	<ul style="list-style-type: none"> Λήξη δεύτερου διαχειριστικού κύκλου 	Άρθρο 4 Άρθρο 13
2027	<ul style="list-style-type: none"> Λήξη τρίτου διαχειριστικού κύκλου και τελευταία προέκταση των προθεσμιών 	Άρθρο 4 Άρθρο 13

Πηγή: Ανακοίνωση της Επιτροπής στο Ευρωπαϊκό Κοινοβούλιο και το Συμβούλιο (SEC(2007) 363)

1.2 Εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο 2000/60

Στις 22 Μαρτίου 2007 η Ευρωπαϊκή Επιτροπή εξέδωσε μια ανακοίνωση στο Ευρωπαϊκό Κοινοβούλιο και το Συμβούλιο με τίτλο «Προς την αειφόρο διαχείριση του νερού στην Ευρωπαϊκή Ένωση - Πρώτο Στάδιο Εφαρμογής της Οδηγίας Πλαίσιο για το νερό 2000/60 ΕΚ» (SEC(2007) 362) στην οποία αξιολογούνται οι δράσεις των κρατών μελών προς την εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο σε σχέση με το επίσημο χρονοδιάγραμμα (Πίνακας 1.1). Προς αυτό το σκοπό η Επιτροπή εξέτασε και αξιολόγησε τις εκθέσεις των κρατών μελών ιδίως όσον αφορά τέσσερα θέματα:

- τη συμμόρφωση της νομοθετικής μεταφοράς,
- τη συμμόρφωση προς το άρθρο 3,
- τη συμμόρφωση προς το άρθρο 5 και
- τη συνολικά αναφερόμενη επίδοση.

Το κείμενο που ακολουθεί αποτελεί μία περιληπτική επισκόπηση της προαναφερθείσας ανακοίνωσης της Ευρωπαϊκής Ένωσης.

α) Νομοθετική μεταφορά - Μία αρνητική εικόνα

Η Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60 πρέπει να ενσωματωθεί στις εθνικές νομοθεσίες προκειμένου να αποκτήσει πλήρως τη δεσμευτική νομοθετική της φύση. Το Άρθρο 24 της Οδηγίας προβλέπει αυτό τον όρο και θέτει ως προθεσμία για την ενσωμάτωση τις 23 Δεκεμβρίου 2003. Για τα 10 Κράτη Μέλη που μπήκαν στην Ευρωπαϊκή Ένωση την 1 Μαΐου 2004 και τα 2 που προσχώρησαν την 1 Ιανουαρίου 2007 η ημερομηνία της προσχώρησης αποτελεί και την προθεσμία για την ενσωμάτωση της Οδηγίας στην εθνική νομοθεσία.

Ενώ όλα τα νέα Κράτη Μέλη (περιλαμβανομένων των Βουλγαρίας και Ρουμανίας) ενσωμάτωσαν την Οδηγία εντός του προβλεπόμενου χρονικού ορίου, ελάχιστα από τα ΕΕ-15 Κράτη Μέλη ενσωμάτωσαν την Οδηγία Πλαίσιο για το Νερό στην εθνική τους νομοθεσία εντός της προβλεπόμενης προθεσμίας. Για 11 υποθέσεις (Βέλγιο, Γερμανία, Φιλανδία, Γαλλία, Ιταλία, Λουξεμβούργο, Ολλανδία, Πορτογαλία, Σουηδία και Ηνωμένο Βασίλειο), η Επιτροπή κίνησε τις προβλεπόμενες διαδικασίες αντιμετώπισης αναλόγων παραβάσεων. Το Ευρωπαϊκό Δικαστήριο καταδίκασε 5 Κράτη Μέλη (Βέλγιο, Λουξεμβούργο, Γερμανία, Ιταλία και Πορτογαλία), επειδή δεν είχαν κοινοποιήσει τον όρο ενσωμάτωσης της Οδηγίας στις εθνικές νομοθεσίες. Επιπλέον, το Δικαστήριο διευκρίνισε σειρά θεμάτων σχετικά με την ενσωμάτωση αυτή. Εν τω μεταξύ μία προκαταρκτική ανάλυση της ενσωμάτωσης

της Οδηγίας στην Ελλάδα αποκάλυψε ότι έχει πραγματοποιηθεί μόνο τμηματικώς. Αυτή η υπόθεση άνοιξε το 2005 οπότε και υποβλήθηκε η αίτηση στο Δικαστήριο. Στις 8 Μαρτίου 2007 υιοθετήθηκε Προεδρικό Διάταγμα, το οποίο θα πρέπει να εκτιμηθεί.

Η ποιότητα της μεταφοράς στο εθνικό δίκαιο είναι χαμηλή. Βάσει αντιστοιχίας προκαταρκτικής αξιολόγησης, η Επιτροπή εντόπισε 19 κράτη μέλη με σοβαρές αδυναμίες όσον αφορά τα άρθρα 4, 9 ή 14. Τα περισσότερα από τα υπόλοιπα κράτη μέλη δεν έχουν μεταφέρει πλήρως τη Οδηγία στην εθνική τους νομοθεσία.

β) Διοικητικές ρυθμίσεις (άρθρο 3) – Ενθαρρυντική έναρξη

Μετά από την ενσωμάτωση στην εθνική νομοθεσία, το επόμενο σημαντικό βήμα ήταν να χαρακτηριστούν οι περιοχές των λεκανών απορροής των ποταμών και να ορισθούν οι αρμόδιες αρχές (βάσει του άρθρου 3, Οδηγία – Πλαίσιο 2000/60). Το πρώτο βήμα της πρακτικής υλοποίησης ήταν η δημιουργία διοικητικών ρυθμίσεων. Ο σκοπός αυτών των ρυθμίσεων είναι *«η διασφάλιση του ότι οι απαιτήσεις της Οδηγίας για την επίτευξη των περιβαλλοντικών στόχων, που καθιερώθηκαν στο Άρθρο 4, και συγκεκριμένα όλων των προγραμμάτων των μετρήσεων συντονίζονται για ολόκληρη την περιφέρεια της λεκάνης απορροής των ποταμών»* (Άρθρο 3, παράγραφος 4, Οδηγία – Πλαίσιο 2000/60). Για το σκοπό αυτό το Άρθρο 3 ορίζει ειδικές ενέργειες και πιο συγκεκριμένα:

- αναγνώριση των περιοχών λεκανών απορροής των ποταμών εντός των εθνικών ορίων (παράγραφος 1)
- εκχώρηση των υπόγειων και παράκτιων υδάτων στην κοντινότερη ή πιο κατάλληλη λεκάνη απορροής ποταμού (παράγραφος 1)
- καθιέρωση κατάλληλων διοικητικών ρυθμίσεων περιλαμβανομένου της αναγνώρισης της κατάλληλης αρμόδιας αρχής (παράγραφος 2). Στην περίπτωση περισσότερων της μίας αρμόδιων αρχών υπεύθυνων για μία περιοχή λεκάνης απορροής ποταμού, πρέπει να ορίζεται μία αρμόδια αρχή ως συντονιστικό όργανο έτσι ώστε να εξασφαλίζεται ο συντονισμός όλων των άλλων αρχών (Παράρτημα I, σημείο (v)). Τα Κράτη Μέλη μπορούν να χρησιμοποιούν υπάρχοντα εθνικά ή διεθνή σώματα ως αρμόδιες αρχές (Παράγραφος 6)
- Η καθιέρωση διεθνών περιοχών λεκανών απορροής ποταμών μεταξύ Κρατών Μελών (Παράγραφος 3) και η προσπάθεια καθιέρωσης περιοχών

λεκανών απορροής ποταμών όπου τα υδρογραφικά όρια εκτείνονται πέραν των ορίων της Ευρωπαϊκής Ένωσης (Παράγραφος 5)

- Οι διοικητικές ρυθμίσεις πρέπει να εφαρμοσθούν μέχρι τις 22 Δεκεμβρίου 2003 και η αναφορά θα πρέπει να σταλεί στην Επιτροπή μέχρι τις 22 Ιουνίου 2004 (Παράγραφοι 7,8 και Παράρτημα Ι)

Τα περισσότερα από τα Κράτη Μέλη υπέβαλαν τις αντίστοιχες εκθέσεις εγκαίρως στην Επιτροπή. Εντούτοις η Επιτροπή κίνησε διαδικασίες για την αντιμετώπιση παραβάσεων για 9 Κράτη Μέλη (Βέλγιο, Δανία, Γαλλία, Ελλάδα, Ιταλία, Μάλτα, Πολωνία, Ισπανία και Σουηδία) λόγω καθυστερημένης υποβολής των εκθέσεων. Σε όλες τις περιπτώσεις, πλην μίας (Ισπανία), η κατάληξη ήταν θετική και για τις περισσότερες εντός του 2004. Μολονότι οι περισσότερες από τις διοικητικές διατάξεις κατά τα φαινόμενα επαρκούν για την εξασφάλιση της ορθής εφαρμογής, οι πραγματικές επιδόσεις θα καταστούν σαφείς μόνο στην πράξη κατά τα επόμενα χρόνια. Ωστόσο, συχνά παραμένει αδιευκρίνιστος ο τρόπος με τον λειτουργούν οι συντονιστικές ρυθμίσεις μεταξύ των επιμέρους αρχών στα κράτη μέλη. Τα περισσότερα από τα αυτά που συμμετέχουν σε διεθνείς περιοχές λεκανών απορροής ποταμών σύναψαν τις αναγκαίες συμφωνίες και κατέληξαν στις απαραίτητες συντονιστικές ρυθμίσεις. Σε ορισμένες περιπτώσεις, ωστόσο, η ως άνω διαδικασία εξακολουθεί να τελεί υπό εξέλιξη ή υπάρχουν σαφή περιθώρια βελτίωσης των ρυθμίσεων για το διεθνή συντονισμό των καταβαλλόμενων προσπάθειών.

Η εφαρμογή του Άρθρου 3 έχει ως αποτέλεσμα την καθιέρωση 110 περιοχών λεκανών απορροής ποταμών (River Basin Districts, RBD) στην Ευρωπαϊκή Ένωση. Για κάθε μία από αυτές τις περιοχές λεκανών απορροής ποταμών πρέπει να οριστικοποιηθούν τα διαχειριστικά σχέδια έως το Δεκέμβριο του 2009.

γ) Περιβαλλοντική και οικονομική ανάλυση (άρθρο 5) – Μεγάλη ποικιλία και ορισμένα σημαντικά κενά

Το δεύτερο βήμα της πρακτικής εφαρμογής της Οδηγίας – Πλαίσιο είναι η εκπόνηση περιβαλλοντικής και οικονομικής ανάλυσης έως το Δεκέμβριο 2004 (ανάλυση βάσει του Άρθρου 5, «article 5 analysis»). Η ανάλυση αυτή αποτελεί τη βάση όπου μπορούν να στηριχτούν τα διαχειριστικά σχέδια των λεκανών απορροής ποταμών και η ανάκαμψη του κόστους των υπηρεσιών νερού.

Το Άρθρο 5 της Οδηγίας - Πλαίσιο ορίζει ότι «κάθε Κράτος Μέλος θα διασφαλίσει ότι για κάθε περιοχή λεκάνης απορροής ποταμού ή για το τμήμα μιας διεθνούς περιοχής λεκάνης απορροής ποταμού το οποίο εμπίπτει μέσα στα σύνορά του θα πραγματοποιηθεί

- *ανάλυση των χαρακτηριστικών του,*
- *απολογισμός των επιδράσεων των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων στην κατάσταση των επιφανειακών και των υπόγειων υδάτων και*
- *μία οικονομική ανάλυση των χρήσεων του νερού, σύμφωνα με τις τεχνικές προδιαγραφές που υπάρχουν στα Παραρτήματα II και III και ότι θα συμπληρωθεί το αργότερο τέσσερα χρόνια μετά την έναρξη της ισχύος της Οδηγίας».*

Η ανάλυση των χαρακτηριστικών περιλαμβάνει (για τα επιφανειακά υδάτινα σώματα) την αναγνώριση των ποταμών, λιμνών, μεταβατικών και παραλιακών υδάτων καθώς και την αναγνώριση των βαρέως τροποποιημένων και των τεχνητών επιφανειακών υδάτινων σωμάτων. Επιπλέον, για κάθε κατηγορία επιφανειακού ύδατος τα σχετικά επιφανειακά υδάτινα σώματα εντός της λεκάνης απορροής ποταμού θα πρέπει να διαφοροποιηθούν σύμφωνα με τον τύπο στον οποίο ανήκουν (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παράρτημα II.1.1). Επιπροσθέτως, για κάθε τύπο επιφανειακού υδάτινου σώματος χαρακτηρισμένου σύμφωνα με το τμήμα 1.1 του Παραρτήματος της Οδηγίας - Πλαίσιο, θα οριστούν οι τυπο-ειδικές συνθήκες αναφοράς (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παράρτημα II.1.3).

Ο απολογισμός των επιδράσεων της ανθρώπινης δραστηριότητας στην κατάσταση των επιφανειακών υδάτινων σωμάτων περιλαμβάνει την εκτίμηση των σημειακών και μη πηγών ρύπανσης, της αφαίρεσης νερού, της ρύθμισης της ροής του νερού και τις μορφολογικές μεταβολές (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παράρτημα II.1.4). Για τα υπόγεια ύδατα εκτιμώνται οι μη σημειακές πηγές ρύπανσης, η αφαίρεση και η τεχνητή επαναφορά (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παράρτημα II.2.1). Επιπλέον, θα πρέπει να προσδιοριστούν τα υδάτινα σώματα που βρίσκονται σε κίνδυνο αποτυχίας ως προς τους στόχους περιβαλλοντικής ποιότητας (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παραρτήματα II.1.5 και II.2.1).

Η οικονομική ανάλυση της χρήσης του νερού θα περιέχει λεπτομερείς πληροφορίες για τον υπολογισμό της ανάκτησης του κόστους των υπηρεσιών του

νερού καθώς και πληροφορίες για την κρίση του αποτελεσματικού ως προς το κόστος συνδυασμού των μετρήσεων στο πρόγραμμα μετρήσεων το 2009 (Οδηγία - Πλαίσιο 2000/60: Παράρτημα III).

Ενώ πολλά από τα κράτη μέλη έχουν υποβάλει μία εθνική αναφορά που καλύπτει όλες τις λεκάνες απορροής ποταμών μέσα στην επικράτειά τους, αρκετά κράτη μέλη έχουν υποβάλει μία αναφορά για κάθε λεκάνη απορροής ποταμού. Συνολικά περισσότερες από 90 αναφορές υποβλήθηκαν από τα κράτη μέλη εξαιρουμένων σχετικών παρελθόντων εγγράφων. Οκτώ κράτη μέλη της Ευρώπης των 25 επέβαλαν την αναφορά για το άρθρο 5 εντός της προθεσμίας και επιπλέον 9 κράτη μέλη έστειλαν τις αναφορές τους εντός τριών μηνών μετά το τέλος της προθεσμίας της 22^{ης} Μαρτίου 2005. Η Ιταλία και η Ελλάδα υπέβαλαν τις αναφορές τους αργότερα από το πέρας ενός έτους μετά τη λήξη της προθεσμίας. Η Βουλγαρία και η Ρουμανία υπέβαλαν τις αναφορές τους εθελοντικά το Μάρτιο του 2005. Εν γένει, τα περισσότερα από τα κράτη μέλη καταβάλλουν σοβαρές προσπάθειες σ' αυτήν την πρώτη ανάλυση, δημιουργώντας μια βάση πληροφοριών που κατά το παρελθόν δεν υπήρχε σε επίπεδο Ευρωπαϊκής Ένωσης.

Ωστόσο, επιβάλλεται να σημειωθεί ότι τόσο η ποιότητα όσο και η λεπτομερειακότητα των εκθέσεων ποικίλουν ιδιαίτερα. Πολλά από τα κράτη μέλη συνέταξαν καλή ή ικανοποιητική έκθεση. Ωστόσο, σε όλες τις περιπτώσεις, θα πρέπει να αντιμετωπιστούν τα κενά των δεδομένων, ώστε να διαμορφωθεί ένα στέρεο υπόβαθρο για τα διαχειριστικά σχέδια των λεκανών απορροής των ποταμών το 2009. Είναι σαφές ότι ορισμένες εκθέσεις δεν ανταποκρίνονται στις ελάχιστες απαιτήσεις της Οδηγίας. Κύρια αδυναμία αποτελεί η οικονομική ανάλυση. Αυτό αφορά ιδιαίτερα τον ορθό χαρακτηρισμό των υπηρεσιών και των χρήσεων του ύδατος καθώς και την αξιολόγηση του επιπέδου ανάκτησης του κόστους.

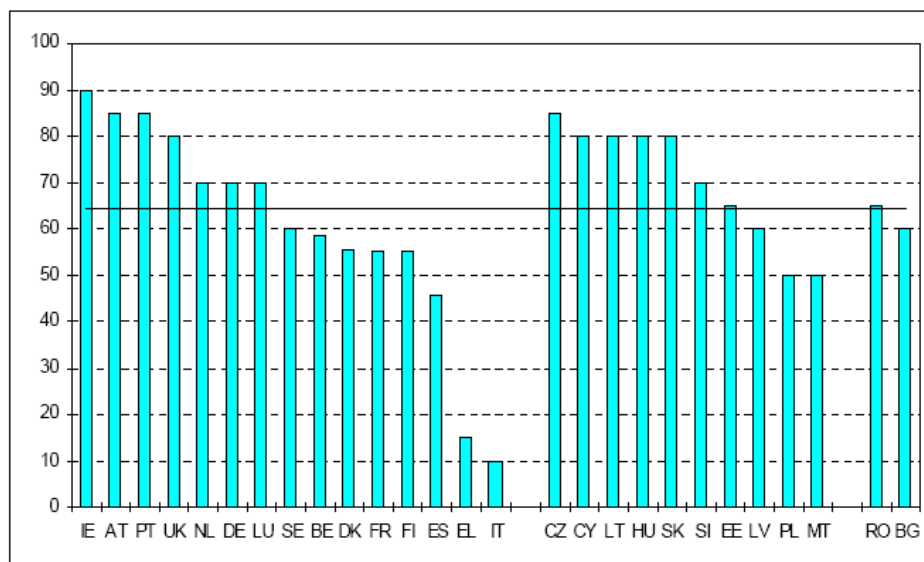
δ) Οι επιδόσεις στον τομέα των εκθέσεων - Χαμένες ευκαιρίες

Πέραν της ποιότητας του περιεχομένου των εκθέσεων, ένας άλλος σημαντικός δείκτης είναι η γενικότερη επίδοση στον τομέα των εκθέσεων. Για την εκτίμηση της επίδοσης αυτής λαμβάνεται υπόψη το κατά πόσον οι αναφορές των κρατών μελών αντανακλούν την έγκαιρη, περιεκτική και σαφή εκτίμηση της διαδικασίας εφαρμογής της Οδηγίας - Πλαίσιο. Η υπόθεση έχει ως εξής: εάν μία μη λεπτομερής αναφορά φτάσει με σημαντική καθυστέρηση στην Επιτροπή, τότε δεν θα μπορέσει να

πραγματοποιηθεί με σωστό και δίκαιο τρόπο η ανάλυση. Έτσι τα κριτήρια για την εκτίμηση των εθνικών αναφορών έχουν ως εξής:

- ημερομηνία υποβολής των αναφορών
- σαφήνεια και πληρότητα των αναφορών
- ανάλυση κενών και διευκρίνιση της μελλοντικής εκτέλεσης, για την περίπτωση που η εφαρμογή δεν έχει ολοκληρωθεί.

Η Οδηγία - Πλαίσιο προσφέρει σημαντικές δυνατότητες απλούστευσης της διοίκησης και εξοικονόμησης δαπανών μακροπρόθεσμα. Εντούτοις, η βελτίωση της σαφήνειας και της πληρότητας των εκθέσεων θα διευκολύνει την ανακοίνωση των αποτελεσμάτων στο κοινό. Οι πρώτες ενδείξεις όσον αφορά τις επιδόσεις στον τομέα των υποβαλλόμενων εκθέσεων είναι κατά πόσον αυτές υποβλήθηκαν έγκαιρα, υπήρξαν σαφείς και πλήρεις. Τα αποτελέσματα έδειξαν σημαντικές διαφορές μεταξύ των κρατών μελών, κυρίως ως προς την ποιότητα και τον βαθμό λεπτομέρειας των αναφορών. Στην Εικόνα 1.1 συνοψίζεται η κατάσταση και βαθμολογούνται κατά μέσο όρο τα κράτη μέλη όσον αφορά την ανταπόκρισή τους στις υποχρεώσεις για την υποβολή εκθέσεων βάσει του άρθρου 3 και του άρθρου 5.



Εικόνα 1.1: Δείκτης Επιδόσεων ανά κράτος μέλος όσον αφορά τις επιδόσεις στον τομέα υποβολής αναφορών από τα κράτη μέλη (Ανακοίνωση της Επιτροπής στο Ευρωπαϊκό Κοινοβούλιο και το Συμβούλιο (SEC(2007) 363))

1.3 Η Εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο 2000/60 στην Ελλάδα

Σύμφωνα με τους στόχους που θέτει η Οδηγία - Πλαίσιο και το χρονοδιάγραμμα εφαρμογής της (Πίνακας 1.1) θα έπρεπε στην Ελλάδα να έχουν πραγματοποιηθεί: α) η θεσμική εναρμόνιση με την Οδηγία (2003), β) ο προσδιορισμός και ο χαρακτηρισμός (πιέσεις, επιδράσεις και οικονομική ανάλυση) των υδατικών διαμερισμάτων και γ) η καθιέρωση του εθνικού δικτύου παρακολούθησης.

Η θεσμική εναρμόνιση με την Οδηγία - Πλαίσιο έγινε με τη δημοσίευση του Νόμου (ΦΕΚ 280/Α/9-12-2003, Ν. 3199/2003) για «*την προστασία και διαχείριση των υδάτων*», που έχει ψηφιστεί στη Βουλή στις 12 Νοεμβρίου 2003, πέντε Υπουργικές Αποφάσεις του 2005 (για τη συγκρότηση και τον τρόπο λειτουργίας του Εθνικού Συμβουλίου Υδάτων, τις κατηγορίες αδειών χρήσης υδάτων και εκτέλεσης έργων αξιοποίησής τους, τη διάρθρωση της Διεύθυνσης Υδάτων της Περιφέρειας και την οργάνωση της Κεντρικής Υπηρεσίας υδάτων του ΥΠΕΧΩΔΕ) και το ΠΔ 51/2007 (ΦΕΚ 54/Α/08-03-2007) για τον καθορισμό μέτρων και διαδικασιών για την ολοκληρωμένη προστασία και διαχείριση των υδάτων σε συμμόρφωση με τις διατάξεις της Οδηγίας 2000/60/ΕΚ «*για τη θέσπιση πλαισίου κοινοτικής δράσης στον τομέα της πολιτικής των υδάτων*». Όμως, δεν υποβλήθηκαν οι αναφορές εφαρμογής των άρθρων 3 (προσδιορισμός των επιμέρους λεκανών απορροής ποταμού και αρμοδίων αρχών) και 5 (ανάλυση χαρακτηριστικών, πίεση, επιπτώσεις στην περιοχή λεκάνης απορροής ποταμού) της Οδηγίας, πράγμα που έπρεπε να πραγματοποιηθεί το 2004. Και για τις δύο αυτές περιπτώσεις, η Επιτροπή δρομολόγησε διαδικασίες επί παραβάσει (Ανακοινωθέν τύπου της Επιτροπής IP/05/1303 της 18 Οκτωβρίου 2005). Το Ιούνιο 2006 η Ελλάδα απέστειλε μία αναφορά, αλλά η Επιτροπή των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων εκτίμησε ότι η έκθεση ήταν υπερβολικά γενικόλογη και προσέφυγε (υπόθεση C-264/07) στο Ευρωπαϊκό Δικαστήριο (έβδομο τμήμα), το οποίο καταδίκασε την Ελληνική Δημοκρατία στις 31-1-2008, και αυτή οφείλει να πληρώσει τα δικαστικά έξοδα (Λαζαρίδου, 2008).

Εκτός από τις ελλείψεις των αναφορών που εντόπισε η Ευρωπαϊκή Επιτροπή, ο Ν. 3199/2003 έχει ορισμένα σημεία που είναι αντίθετα με την Οδηγία - Πλαίσιο. Ένα από αυτά είναι το γεγονός ότι ο Ν. 3199/2003 θεωρεί ως μονάδα εφαρμογής των διατάξεων της Οδηγίας τις διοικητικές περιφέρειες όπου ανήκουν τα υδάτινα σώματα και όχι τις λεκάνες απορροής, που αποτελούν τα φυσικά όριά τους. Βέβαια, ο νόμος προβλέπει την περίπτωση όπου μια περιοχή λεκάνης απορροής ποταμού

μοιράζεται σε περισσότερες Περιφέρειες και καθορίζει ποιος θα είναι υπεύθυνος για αυτήν. Επιπλέον, δεν υπάρχει πρόβλεψη, παρά μόνο μία απλή αναφορά για τα διασυνοριακά υδάτινα σώματα. Τέλος, η ενσωμάτωση της αρχής της Οδηγίας «ο ρυπαίνων πληρώνει» είναι γενική και χωρίς εξειδικευμένες διευκρινήσεις.

Στην Ελλάδα εκκρεμεί ο χαρακτηρισμός των λεκανών απορροής, ο οποίος πρέπει να περιλαμβάνει την υφιστάμενη ποιοτική κατάσταση των επιφανειακών, παράκτιων και υπογείων υδάτων, τις περιβαλλοντικές πιέσεις και τις επιπτώσεις των ανθρωπογενών δραστηριοτήτων, καθώς και την οικονομική ανάλυση. Επιπλέον, πρέπει να καθοριστούν τα στοιχεία παρακολούθησης των υδάτινων σωμάτων και να οργανωθεί το δίκτυο παρακολούθησής τους. Η πραγματοποίηση αυτών των δράσεων είναι επείγουσα καθώς στο άμεσο μέλλον πρέπει να παρουσιαστεί το πρόχειρο διαχειριστικό σχέδιο για τις λεκάνες απορροής.

Από τα προαναφερθέντα καταλήγουμε στο συμπέρασμα πως η εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο για τα νερά στην Ελλάδα είναι αποσπασματική και δεν ανταποκρίνεται στις απαιτήσεις της Ευρωπαϊκής Επιτροπής. Κρίνεται επιτακτική η ανάγκη ανάληψης των κατάλληλων δράσεων προτού κριθεί πάλι από τα Ευρωπαϊκά Δικαστήρια ελλιπής η εφαρμογή της Οδηγίας στην Ελλάδα.

1.4 Στόχος και Αντικείμενο Μελέτης

Η Οδηγία - Πλαίσιο για τα νερά προσδιορίζει τρεις ομάδες ποιοτικών στοιχείων (βιολογικά, υδρομορφολογικά και φυσικοχημικά) ως απαραίτητα για την ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης ενός υδάτινου σώματος. Η εκτίμηση και παρακολούθηση αυτών των ποιοτικών στοιχείων αποτυπώνει την οικολογική κατάσταση των υδάτινων σωμάτων. Η παρούσα εργασία πραγματεύεται τις μεθόδους εκτίμησης που βασίζονται στην παρακολούθηση των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων και χρησιμοποιούνται από τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης, προκειμένου να εκτιμηθεί η κατάσταση των ποταμών, των παράκτιων και μεταβατικών υδάτων καθώς και των λιμνών.

Ως αρχικός στόχος της εργασίας είχε τεθεί η παρουσίαση και αξιολόγηση όλων των μεθόδων που χρησιμοποιούνται από όλα τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης. Όμως δεν κατέστη δυνατή η πραγματοποίηση αυτού του στόχου διότι αφενός πολλές μέθοδοι εκτίμησης βρίσκονται ακόμα υπό ανάπτυξη (και δεν υπήρχε η δυνατότητα πρόσβασης στα σχετικά δεδομένα) και αφετέρου διότι η έκταση και τα

χρονικά όρια περάτωσης της εργασίας δεν επέτρεπαν μία τόσο εκτεταμένη έρευνα. Ως εκ τούτου, αποφασίστηκε η παρουσίαση και αξιολόγηση εκείνων των μεθόδων εκτίμησης, οι οποίες είτε είναι πιο διαδεδομένες στον Ευρωπαϊκό χώρο, είτε δημιουργήθηκαν για την εκτίμηση των Ελληνικών υδάτων ή έχουν εφαρμοστεί σε αυτά. Πρέπει επίσης να σημειωθεί πως η ανάπτυξη των μεθόδων εκτίμησης που βασίζονται στα βιολογικά στοιχεία είναι ένας ραγδαία εξελισσόμενος τομέας στις μέρες μας. Οι κινητήριες δυνάμεις αυτής της ανάπτυξης στον Ευρωπαϊκό χώρο είναι οι απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο σε συνδυασμό με τα χρονικά όρια υλοποίησής τους. Συνεπώς, νέα δεδομένα και αποτελέσματα εφαρμογής των μεθόδων δημοσιεύονται με ταχύτατους ρυθμούς. Έγινε μία προσπάθεια η εργασία να περιέχει όσο το δυνατόν πιο πρόσφατα δεδομένα και αποτελέσματα.

Τέλος, ευελπιστούμε ότι στο απώτερο μέλλον, στα πλαίσια ίσως μίας διδακτορικής διατριβής, θα μπορέσει να πραγματοποιηθεί και να επεκταθεί ο αρχικός στόχος, από την καταγραφή και αξιολόγηση των μεθόδων στην πρακτική εφαρμογή τους (η οποία δυστυχώς δεν κατέστη δυνατή στα πλαίσια της μεταπτυχιακής εργασίας).

2. Ποτάμια

2.1 Εκτίμηση της Ποιότητας των Ποταμών με τη χρήση Βιοτικών Δεικτών

Τις τελευταίες δεκαετίες έχει γίνει παραδεκτή από την επιστημονική κοινότητα και από τα κράτη η σημασία της χρήσης τόσο φυσικοχημικών όσο και βιολογικών παραμέτρων για την ολοκληρωμένη μελέτη των υδάτινων οικοσυστημάτων. Επιπλέον, ο εντοπισμός των αιτιών της ρύπανσης είναι το πρώτο βήμα με στόχο τη βέλτιστη διαχείριση των φυσικών πόρων και την ορθολογική εκμετάλλευσή τους.

Τα συστήματα βιοτικών δεικτών αποτελούν μία μέθοδο για την εκτίμηση των επιδράσεων του συνόλου των αιτιών ρύπανσης στα οικοσύστημα των ποταμών, σε αντίθεση με τις μετρήσεις των φυσικοχημικών παραμέτρων προσδιορίζουν ποιες ακριβώς είναι οι αιτίες που προκαλούν το φαινόμενο της ρύπανσης. (Γιαννάκου, 2000) Ένα από τα σημαντικότερα πλεονεκτήματα της βιολογικής έναντι της χημικής παρακολούθησης των ποταμών είναι το γεγονός ότι η χημική ανάλυση δείχνει την ποιότητα του δείγματος τη στιγμή της δειγματοληψίας, σε αντίθεση με την παρακολούθηση των οργανισμών η οποία μπορεί να δώσει μία ενιαία εικόνα για την κατάσταση ενός ενδιαιτήματος, που χρονικά να καλύπτει τις προηγούμενες εβδομάδες ή/και μήνες (Αναγνωστοπούλου, 1992).

Η συμβολή της βιολογικής κοινότητας στη συλλογή πληροφοριών για την εκτίμηση της συνολικής ποιότητας του νερού είναι πολύ σημαντική. Η παρουσία ή απουσία μιας βιοκοινότητας σε ένα οικοσύστημα εξαρτάται και καθορίζεται από το περιβάλλον στο οποίο διαβιεί. Κάθε είδος ή ομάδα ειδών έχει συγκεκριμένες απαιτήσεις φυσικοχημικών παραμέτρων προκειμένου να εξασφαλιστεί η διαβίωσή του. Αλλαγές στην παρουσία ή απουσία, στον αριθμό, ή στη συμπεριφορά των ειδών φανερώνουν ότι κάποιο παράμετροι του περιβάλλοντός τους είναι εκτός ορίων ανοχής τους. Οι οργανισμοί οι οποίοι χρησιμοποιούνται για την παρακολούθηση της κατάστασης του περιβάλλοντος, ονομάζονται **βιοτικοί δείκτες**. Ειδικότερα οι βιοτικοί δείκτες χρησιμοποιούνται για την ανίχνευση αλλαγών του φυσικού περιβάλλοντος, την παρακολούθηση την παρουσίας μόλυνσης ή/και ρύπανσης και του αντίκτυπού της στο οικοσύστημα όπου ζουν οι οργανισμοί, την παρακολούθηση της προόδου αποκατάστασης του περιβάλλοντος και τον έλεγχο ουσιών (π.χ. πόσιμο νερό) για την παρουσία μολυσματικών παραγόντων.

Η παρουσία ενός οργανισμού – δείκτη εν αφθονία υποδηλώνει ότι οι φυσικές, χημικές και θρεπτικές του ανάγκες πληρούνται. Όταν η ποιότητα ενός ενδιαιτήματος χειροτερεύει εξαφανίζονται πρώτα τα πιο ευαίσθητα είδη και σταδιακά τα υπόλοιπα, ενώ κατορθώνουν να επιβιώσουν τα πιο ανθεκτικά είδη στη ρύπανση. Μετά από ένα χρονικό διάστημα ο πληθυσμός των ανθεκτικών ειδών στη ρύπανση πολλαπλασιάζεται εξαιτίας του μικρότερου ανταγωνισμού και της ύπαρξης άφθονης τροφής. Αυτή η διαδικασία έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της βιοποικιλότητας του περιβάλλοντος.

Ένας ευαίσθητος περιβαλλοντικός δείκτης πρέπει να έχει συγκεκριμένες περιβαλλοντικές ανοχές μικρού εύρους (Ghetti & Ravera, 1993). Η παρουσία ενός είδους, του οποίου η κατανομή και η αφθονία δεν επηρεάζονται από σημαντικές μεταβολές στις φυσικοχημικές παραμέτρους ποιότητας των νερών, δεν μπορεί να αποτελεί έναν ευαίσθητο δείκτη ποιότητας του περιβάλλοντος στο οποίο ζει (Johnson R.K. et al., 1993). Εκτός από την παραπάνω κυρίαρχη ιδιότητα, ένας οργανισμός που λειτουργεί ως τμήμα του βιοτικού δείκτη θα πρέπει να έχει τα ακόλουθα χαρακτηριστικά (Γιαννάκου, 2000, Hellawell, J. M., 1986):

- Διεθνώς αναγνωρισμένη ταξινόμηση
- Μεγάλο μέγεθος σώματος για εύκολη ταξινόμηση
- Μεγάλη γεωγραφική κατανομή (προκειμένου να είναι εφικτή η σύγκριση των αποτελεσμάτων σε τοπική και διεθνή κλίμακα)
- Αριθμητική αφθονία για ευκολία στη δειγματοληψία και στην ποσοτική ανάλυση
- Μικρή διακόμανση των γενετικών και οικολογικών χαρακτηριστικών του (δηλαδή να παρουσιάζει ίδια μορφολογικά και ανατομικά χαρακτηριστικά καθώς και παρόμοια συμπεριφορά σε διαφορετικά μήκη και πλάτη)
- Περιορισμένη κινητικότητα (για να είναι αντιπροσωπευτικός δείκτης του περιβάλλοντος στο οποίο βρέθηκε)
- Να έχει μεγάλης διάρκειας κύκλο ζωής προκειμένου η δειγματοληψία να μπορεί να πραγματοποιείται όλο το χρόνο
- Να είναι γνωστή η οικολογία του σε ικανοποιητικό βαθμό
- Να έχει δυνατότητα πειραματικών εφαρμογών σε εργαστηριακή κλίμακα.

Στη συνέχεια παρουσιάζονται, τα χαρακτηριστικά, τα πλεονεκτήματα και τα μειονεκτήματα ορισμένων σημαντικών ομάδων οργανισμών που χρησιμοποιούνται ως βιοτικοί δείκτες.

2.1.1. Μακροασπόνδυλα

Για την εκτίμηση της ποιότητας των ρεόντων υδάτων με χρήση των βιοτικών δεικτών οι επιστήμονες χρησιμοποιούν διάφορες ομάδες υδρόβιων οργανισμών όπως το πλαγκτόν, τα μακρόφυτα, την ιχθυοπανίδα, το φυτοβένθος (κυρίως τα διάτομα), τα μακροασπόνδυλα κ.α.. Από αυτές τις ομάδες οργανισμών τα βενθικά μακροασπόνδυλα χρησιμοποιούνται ευρέως και σε παγκόσμια κλίμακα ως βιοτικοί δείκτες. Ο όρος «μακροασπόνδυλα» όμως δε αντιστοιχεί σε ταξινομική ομάδα αλλά σε τεχνητή ορολογία ενός τμήματος των ομάδων των ασπόνδυλων ζώων (Alba-Tercedor, 2006). Γενικά, στα ρέοντα ύδατα μακροασπόνδυλοι θεωρούνται εκείνοι οι οργανισμοί που έχουν μέγεθος αρκετά μεγάλο ώστε να πιαστούν σε δίχτυ ή να συγκρατηθούν σε απόλη με μέγεθος δίχτυου από 250 μm έως 1000 μm , και επομένως διακρίνονται με γυμνό μάτι. Πρακτικά οι περισσότεροι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί είναι μεγαλύτεροι από 1 mm. Η πλειοψηφία των μακροασπόνδυλων είναι βενθικοί οργανισμοί, διαβιούν στο υπόστρωμα (ίζημα, φερτές ύλες, κορμοί, μακρόφυτα, νηματοειδή άλγη κ.α.) και εξαιτίας αυτού στη βιβλιογραφία αναφέρονται ως βενθικά μακροασπόνδυλα ή μακροζωοβένθος (Rosenberg & Resh, 1993). Όμως ορισμένοι αντιπρόσωποι των μακροασπόνδυλων που χρησιμοποιούνται επίσης ως βιοτικοί δείκτες είναι πελαγικοί και ελεύθεροι κολυμβητές στη στήλη νερού ή πλευστονικοί (pleustonic) και συσχετιζόμενοι με την επιφάνεια του νερού (Tachet et al., 2002, DePauw et al., 2006).

Τα πλεονεκτήματα της χρήσης των βενθικών μακροασπόνδυλων για τον προσδιορισμό της κατάστασης ενός οικοσυστήματος συνοψίζονται παρακάτω (Γιαννάκου, 2000):

- Τα βενθικά μακροασπόνδυλα ζουν ακίνητοι ή με πολύ μικρή δυνατότητα μετακίνησης σε συγκεκριμένες περιοχές βιοτικού ή αβιοτικού υποστρώματος με συνέπεια την αναγκαστική προσαρμογή ή εξαφάνιση κάτω από την επίδραση συγκεκριμένων επιδράσεων, οι οποίες μπορεί να είναι μόνιμες ή παροδικές (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Επιπλέον η περιορισμένη τους

κινητικότητα υποδηλώνει ότι είναι αντιπροσωπευτικοί του μέρους από το οποίο συλλέχθηκαν (σε αντίθεση με τα ψάρια).

- Είναι ευαίσθητα σε πολλά είδη ρύπανσης και η ευαισθησία τους αυτή διαφοροποιείται από είδος σε είδος, από οικογένεια σε οικογένεια κ.ο.κ..
- Είναι άφθονοι και ζουν σε μεγάλη ποικιλία ενδιαιτημάτων, παρουσιάζουν όμως προτίμηση σε συγκεκριμένες ζώνες ανά είδος ή ομάδα ειδών.
- Συλλέγονται εύκολα, έχουν σχετικά μεγάλο μέγεθος και ταξινομούνται πιο εύκολα από τους πλαγκτονικούς οργανισμούς.
- Τα μακροασπόνδυλα αντανakλούν τις βραχυπρόθεσμες περιβαλλοντικές αλλαγές. Τα περισσότερα είδη έχουν περίπλοκους κύκλους ζωής που διαρκούν περίπου ένα ή δύο έτη. Στα ευαίσθητα στάδια των κύκλων ζωής τους αντιδρούν αμέσως στην ύπαρξη στρεσογόνων παραγόντων, όμως η απόκριση ολόκληρης της κοινωνίας θα γίνει με πιο αργό ρυθμό (Barbour et al., 1999).
- Οι κοινωνίες των μακροασπόνδυλων εμφανίζουν μεγάλη ποικιλία ειδών όπως, νύμφες, προνύμφες εντόμων, ολιγόχαιτοι, μαλάκια, καρκινοειδή κ.α.. Επομένως, η πιθανότητα λοιπόν να αντιδράσουν κάποιες από αυτές τις ομάδες σε μία αλλαγή των περιβαλλοντικών παραμέτρων είναι πολύ μεγάλη, καθώς ο στόχος της έρευνας είναι να ανιχνεύει σημαντικές αλλαγές στα οικοσυστήματα και όχι μικρές αποκλίσεις που εύκολα απορροφώνται από την ομοιοστατική ικανότητα του οικοσυστήματος.
- Η δειγματοληψία είναι σχετικά απλή, απαιτεί λίγους ανθρώπους και φθηνά μέσα. Επιπλέον έχει ελάχιστες επιπτώσεις στη χλωρίδα και πανίδα της περιοχής.

Περιοριστικό παράγοντα εφαρμογής αποτελεί το γεγονός ότι τα βενθικά μακροασπόνδυλα δεν είναι κατάλληλα για την ανίχνευση παθογόνων ρύπων ενώ διάφοροι παράγοντες των οργανικών ρύπων μπορούν να επηρεάσουν την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Παράλληλα η ποσοτική δειγματοληψία απαιτεί μεγάλο αριθμό δειγμάτων και συνεπώς μεγάλο κόστος, ενώ οι εποχιακές διακυμάνσεις μπορεί να κάνουν αρκετά πολύπλοκη την εκτίμηση.

2.1.2. Διάτομα

Τα βενθικά διάτομα είναι μονοκύτταρα φύκη που ζουν προσκολλημένα σε διάφορα υποστρώματα (φυτοβένθος). Αποτελούν τους βασικούς πρωτογενείς παραγωγούς σε πολλά συστήματα επιφανειακών υδάτων (Peres et al., 1997) και παρέχουν την κύρια πηγή ενέργειας σε πολλά υδατικά τροφικά πλέγματα. Μεταβολές στην ποιότητα ή την ποσότητα της παραγωγικότητας των διατόμων μπορεί να επηρεάσει σημαντικά τα υψηλότερα τροφικά επίπεδα (De Noyelles et al., 1982). Επίσης λόγω του σύντομου κύκλου ζωής των διατόμων, οι βιοκοινότητές τους αντιδρούν γρήγορα σε χημικές και φυσικές μεταβολές που συμβαίνουν στο περιβάλλον (Round et al., 1990). Τα διάτομα από πολύ νωρίς αποτέλεσαν σημαντικούς οργανισμούς στην προσπάθεια οικολογικής παρακολούθησης των υδάτων με ευρεία χρήση σε ποικίλα οικοσυστήματα.

Τα πλεονεκτήματα της χρήσης των διατόμων ως βιοτικούς δείκτες είναι τα ακόλουθα (ΕΛΚΕΘΕ, 2003):

- Τα διάτομα είναι παρόντα σε όλα τα ποτάμια υδατικά συστήματα (Dell'Uomo, 1996) και προσαρμόζονται σε πολλά διαφορετικά ενδιαίτηματα (Lenoir & Coste, 1996), είναι δηλαδή κοσμοπολίτικοι οργανισμοί και παρόντες σε όλο το μήκος του ποταμού. Επιπλέον η ταξινομική και η αυτοοικολογία τους έχουν μελετηθεί ευρέως.
- Είναι ευαίσθητοι σε βραχυπρόθεσμες και μακροπρόθεσμες αλλαγές
- Δεν υπάρχουν στον κύκλο ζωής τους περίοδοι απουσίας.
- Είναι άφθονοι οργανισμοί και έχουν εύκολες διαδικασίες συλλογής, προετοιμασίας παρασκευασμάτων και δυνατότητα αποθήκευσης για συγκριτικές μελέτες
- Έχουν πυριτικό κέλυφος που δεν καταστρέφεται κατά τη μετακίνηση από το υπόστρωμα, και το οποίο διατηρεί τις λεπτομέρειες στις οποίες στηρίζεται η αναγνώριση.
- Εξαιτίας της αφθονίας τους είναι κατάλληλοι για αναλύσεις ποικιλότητας

Ως μειονέκτημα της χρήσης των διατόμων θα μπορούσε να θεωρηθεί το γεγονός ότι ο προσδιορισμός των ταξινομικών ομάδων απαιτεί εξειδίκευση. Επιπλέον μειονέκτημα, είναι το μικρό τους μέγεθος το οποίο υποδηλώνει ότι απαιτείται παρατήρηση στο μικροσκόπιο σε υψηλές μεγεθύνσεις. Οι βιοκοινότητες

των διατόμων αντιδρούν γρηγορότερα από αυτές των μακροασπόνδουλων στις μεταβολές των συνθηκών του περιβάλλοντος και παρέχουν πρόσθετη πληροφορία.

2.1.3 Περίφυτο - Άλγη

Με τον όρο περίφυτο, εννοούνται κυρίως τα άλγη τα οποία παρόλο που είναι χρήσιμα για τη βιολογική παρακολούθηση δεν χρησιμοποιούνται ευρέως για αυτό τον σκοπό. Αντιπροσωπεύουν κυρίως το πρώτο τροφικό επίπεδο και εμφανίζουν ένα εύρος ως προς διαφορετικούς παράγοντες ευαισθησίας. Συχνά, υποδεικνύουν τις επιπτώσεις που παρατηρούνται στις κοινότητες μακροασπόνδουλων και ψαριών μόνο έμμεσα.

Τα πλεονεκτήματα της χρήσης του περιφύτου (Barbour et al., 1999) :

- Τα άλγη έχουν γρήγορους αναπαραγωγικούς ρυθμούς και πολύ μικρούς κύκλους ζωής, γεγονός που τα καθιστά δείκτες για βραχυπρόθεσμες επιδράσεις
- Ως πρωτογενείς παραγωγοί, τα άλγη επηρεάζονται άμεσα από φυσικούς και χημικούς παράγοντες.
- Η δειγματοληψία είναι εύκολη, με σχετικά χαμηλό κόστος, απαιτεί λίγους ανθρώπους και επιφέρει ελάχιστες επιπτώσεις στην χλωρίδα και πανίδα της περιοχής απ' όπου συλλέγεται το δείγμα.
- Υπάρχουν σχετικά καθορισμένες μέθοδοι για την εκτίμηση των λειτουργικών και των μη ταξινομικών δομικών (μετρήσεις βιομάζας και χλωροφύλλης) χαρακτηριστικών για τις κοινότητες των αλγών.
- Τα άλγη είναι ευαίσθητα σε ορισμένους ρυπογόνους παράγοντες, οι οποίοι μπορεί να μην επηρεάζουν εμφανώς άλλους οργανισμούς ή να τους επηρεάζουν μόνο όταν βρίσκονται σε μεγαλύτερες συγκεντρώσεις.

2.1.4 Υδρόβια Φυτά - Μακρόφυτα

Υδρόβια φυτά χαρακτηρίζεται, με την ευρεία έννοια του όρου ο Haslam (1978) όλα τα φυτά που ζουν και αναπτύσσονται μέσα ή κοντά στο νερό. Τα υδρόβια φυτά κατατάσσονται ως προς τη μορφή τους και την ανάπτυξή τους κατά το Hutchinson (1975) στις παρακάτω ομάδες:

1. Τα φυτά που πλέουν ελεύθερα με ρίζες ελεύθερες ή χωρίς ρίζες (Πλευστόφυτα)
 - 1.α. Αυτά που πλέουν στην επιφάνεια

1. β. Αυτά που είναι βυθισμένα
2. Τα φυτά που είναι ριζωμένα στη γη (Ριζόφυτα)
 2. α. Αυτά που τμήμα του βλαστού τους αναδύεται πάνω από την επιφάνεια του νερού (Υπερυδατικά)
 2. β. Αυτά που τμήμα του βλαστού τους πλέει στο νερό (Εφυδατικά)
 2. γ. Αυτά τα φυτά που εκτός από τα άνθη τους είναι τελείως βυθισμένα στο νερό (Υφυδατικά)

Τα παραπάνω όρια δεν είναι αυστηρά. Σημαντικός αριθμός υδρόβιων φυτών είναι δυνατό να δημιουργεί και χερσόβιες μορφές. Επίσης και στις υποδιαιρέσεις του Hutchinson συμβαίνει να υπάρχουν παρεκκλίσεις, όπως το ελόβιο φυτό *Myosotis* που ενώ συνήθως συναντάται σαν υπερυδατικό συναντάται σπάνια και σαν υφυδατικό.

Οι παράγοντες που σχετίζονται με τη ζωνώδη ανάπτυξη της υδρόβιας μακροφυτικής βλάστησης είναι το βάθος του νερού, η διαπερατότητα του φωτός και η δράση των κυμάτων. Κατά τη μελέτη των υδρόβιων φυτών πρέπει να λαμβάνεται υπ' όψη ότι τα υδάτινα οικοσυστήματα υφίστανται συνεχείς μεταβολές λόγω των ανθρωπίνων δραστηριοτήτων που έχουν σαν κύρια αποτελέσματα τον ευτροφισμό και τη ρύπανση.

Τα υδρόβια μακρόφυτα αποτελούν χαρακτηριστικούς δείκτες της ποιοτικής κατάστασης των υδάτων, διότι (ΕΛΚΕΘΕ, 2003):

- Η βλάστηση που αναπτύσσεται σε κάθε υδάτινο οικοσύστημα είναι ενδεικτική των επικρατούσων περιβαλλοντικών συνθηκών και διαφοροποιείται ανάλογα με τις επικρατούσες συνθήκες. Ως εκ τούτου η καταγραφή και η παρακολούθηση της εξέλιξης των φυτοκοινωνιών σε ένα εύλογο χρονικό διάστημα, είναι ενδεικτική για τις ανθρωπογενείς επεμβάσεις στο περιβάλλον.
- Ο ευτροφισμός και η ρύπανση επηρεάζουν καθοριστικά τη σύνθεση των κοινωνιών των μακροφύτων. Πολλές κοινωνίες που περιγράφηκαν παλαιότερα, σήμερα δεν υπάρχουν όπως και πολλά υδρόβια μακρόφυτα έχουν εξαφανιστεί από ένα βιότοπο εξ αιτίας της επικράτησης σε αυτόν του πλαγκτού.

Τα υδρόβια μακρόφυτα σε αρκετές περιπτώσεις χρησιμοποιούνται για τη βελτίωση του περιβάλλοντος αφού έχουν τη δυνατότητα να συλλέγουν από το περιβάλλον βαρέα μέταλλα, τα οποία σε μεγάλες ποσότητες είναι ιδιαίτερα τοξικά.

Επίσης έχουν την ιδιότητα να σταθεροποιούν το ίζημα του πυθμένα και να προστατεύουν τις όχθες από τη διάβρωση. Οι ιστοί των φυτών καταναλώνονται από διάφορα ζώα, ενώ τα αποσυντιθέμενα υλικά των μακροφύτων παίζουν σημαντικό ρόλο στη τροφική αλυσίδα (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Ο τρόπος με τον οποίο αναπτύσσεται η υδρόβια μακροφυτική βλάστηση συμβάλλει στη μεταβολή του περιβάλλοντος.

2.1.5 Ψάρια

Διεθνώς, τα ψάρια χρησιμοποιούνται για εκτιμήσεις οικολογικής ποιότητας ποταμών και λιμνών και έχουν πλέον ενσωματωθεί σε αρκετά προγράμματα μακροχρόνιας παρακολούθησης σαν αποκλειστικός τρόπος ή σαν μέρος της διαδικασίας εκτίμησης. Το γενικότερο σκεπτικό είναι ότι τα ψάρια καταλαμβάνουν διάφορους τροφικούς θώκους και παίζουν σημαντικό ρόλο στη διατήρηση της ροής ενέργειας στο οικοσύστημα. Συνεπώς, όπου οι συνθήκες επιτρέπουν τη διαβίωση των ψαριών, τότε και άλλες συστηματικές ομάδες μπορούν να επιβιώσουν, αλλά και άλλες περιβαλλοντικές ή αισθητικές αξίες να διατηρηθούν. Η σημασία των ψαριών στην αξιολόγηση της οικολογικής ποιότητας οφείλεται σε μία σειρά από επί μέρους λόγους όπως (Barbour et al., 1999, ΕΛΚΕΘΕ, 2003):

- Τα ψάρια είναι καλοί δείκτες των μακροπρόθεσμων (μερικών ετών) επιπτώσεων, χωρίς επισκίαση από εποχιακά ή παροδικά φαινόμενα, σε ενδιαυτήματα μεγάλου εύρους διότι έχουν μεγάλη διάρκεια ζωής και μεγάλη κινητικότητα.
- Οι περιβαλλοντικές απαιτήσεις των περισσότερων ψαριών είναι γνωστές σε ικανοποιητικό βαθμό, διότι τα ψάρια είναι καλύτερα μελετημένα σε σχέση με άλλους οργανισμούς από πλευράς συστηματικής, βιολογίας, οικολογίας και φυσικής ιστορίας. Επιπλέον, υπάρχουν εκτεταμένες πληροφορίες για τη ζωή αρκετών ειδών καθώς επίσης και αρκετές πληροφορίες για την εξάπλωσή/κατανομή τους.
- Τα ψάρια έχουν την τάση να αντανakλούν συνολικά τις επιπτώσεις από τα χαμηλότερα τροφικά επίπεδα. Αυτός είναι ο λόγος που η δομή της κοινωνίας των ψαριών αντανakλά συνολικά την υγεία του οικοσυστήματος.
- Υπάρχει δυνατότητα εξαγωγής συμπερασμάτων για την οικολογική κατάσταση ενός σώματος με μία μόνο σειρά δειγματοληψιών κάθε ένα έως

τρία χρόνια, σε αντίθεση με άλλες μεθοδολογίες που μερικές φορές απαιτούν δειγματοληψίες σε εποχιακή ή σε μηνιαία βάση.

- Η συλλογή και η συστηματική αναγνώριση των ψαριών στο επίπεδο του είδους δεν παρουσιάζει ιδιαίτερες δυσκολίες. Επιπλέον, τα περισσότερα είδη μπορούν να ταξινομηθούν στο πεδίο από εξειδικευμένους επιστήμονες με αποτέλεσμα να μπορούν να απελευθερωθούν ξανά στο ενδιαίτημα χωρίς επιπτώσεις.
- Τα ψάρια έχουν οικονομική και αισθητική αξία, γεγονός που δημιουργεί ευαισθητοποίηση του κοινού και ενισχύει την αποδοχή προγραμμάτων παρακολούθησης, διατήρησης και αποκατάστασης των υδάτινων συστημάτων.
- Απαιτείται μικρός όγκος εργαστηριακών αναλύσεων σε σχέση με μεθοδολογίες που χρησιμοποιούν άλλες ομάδες οργανισμών. Στις περισσότερες περιπτώσεις, όλα τα δεδομένα καταγράφονται στο πεδίο και δεν απαιτείται καμία ανάλυση δειγματοληπτικού υλικού μετά την επιστροφή στο εργαστήριο. Αυτό γενικά ισχύει στην περίπτωση που η βιολογία των σημαντικών από οικολογική άποψη ψαριών που απαντούν στα υπό εξέταση σώματα είναι γνωστή από προηγούμενες έρευνες. Στην αντίθετη περίπτωση υπάρχει ανάγκη για εργαστηριακές αναλύσεις διερεύνησης του οικολογικού θώκου των ψαριών.

Ένα μειονέκτημα των ιχθυολογικών μεθόδων είναι ότι αυτές δεν μπορούν να εφαρμοστούν στις περιπτώσεις ρεμάτων με εποχιακά διακεκομμένη ροή, τα οποία κατά κανόνα στεροούνται ιχθυοπανίδας. Για παράδειγμα ορισμένα προσωρινά, ως προς τη ροή, ποτάμια που χαρακτηρίζονται από άριστες συνθήκες (τόσο πρόσφατα όσο και παλαιότερα) έχει διαπιστωθεί ότι δε έχουν ιχθυοπανίδα (π.χ. το ανώτερο μέρος του ποταμού Τσουράκι στην Πελοπόννησο, οι ποταμοί Τσιβδόγιαννη και Ασπροπόταμος στη Σαμοθράκη και στην Άνδρο). Επιπλέον, από ορισμένους τόπους συλλέγεται ιχθυοπανίδα που αποτελείται μόνο από έναν υβριδικό πληθυσμό. Μία πιθανή εξήγηση αυτού του φαινομένου θα μπορούσε να είναι η ύπαρξη ιχθυοτροφικών μονάδων κοντά στους τόπους δειγματοληψίας. Μία επιπλέον δυσκολία προκύπτει στις περιπτώσεις στις οποίες η ιχθυοπανίδα αποτελείται σχεδόν αποκλειστικά από ένα ενδημικό είδος, όπως για παράδειγμα το είδος *Ladigesocypris*

ghgiii που βρίσκεται μόνο σε ορισμένα ποτάμια της Ρόδου (Gianferrari, 1927, Stoumboudi et al., 2002, Γκριτζαλης, 2006).

Ένα άλλο μειονέκτημα της εκτίμησης της ποιότητας με τη χρήση των ψαριών ως βιοτικούς δείκτες, αποτελεί το γεγονός ότι οι εργασίες πεδίου είναι χρονοβόρες και απαιτούν σημαντική ανθρώπινη προσπάθεια ιδίως κατά τη διενέργεια πρώτης δειγματοληψίας σε έναν επιλεγέντα σταθμό κατά την οποία καταγράφονται τα «μόνιμα» χαρακτηριστικά της θέσης.

Όμως, θα πρέπει να σημειωθεί πως οι ιχθυολογικές μέθοδοι είναι αποτελεσματικές στις περιπτώσεις υδρολογικών και μορφολογικών αλλοιώσεων (ανθρωπογενείς επεμβάσεις στα χαρακτηριστικά ροής και στάθμης ποταμών και λιμνών αντίστοιχα). Στην κατηγορία αυτή αλλοιώσεων περιλαμβάνονται οι ευθυγραμμίσεις, οι εκβαθύνσεις ή άλλες επεμβάσεις στην κοίτη και στα πρηνή των ποταμών, καθώς και οι αποξηράνσεις της πλημμυρικής ζώνης ποταμών και των παράχθιων περιοχών λιμνών. Ειδικότερα στην Ελλάδα, τέτοιες επεμβάσεις αποτελούν αιτίες υποβάθμισης των υδάτινων οικοσυστημάτων. Επιπροσθέτως, οι ιχθυολογικές μέθοδοι βιολογικών εκτιμήσεων χρησιμοποιούνται διεθνώς σαν εργαλείο αναγνώρισης και ποσοτικοποίησης των επιπτώσεων της μεταβολής της οξύτητας του νερού, στην οποία πολλά ψάρια είναι εξαιρετικά ευαίσθητα. Στην Ελλάδα, δεν έχει ακόμα διερευνηθεί η εφαρμοστικότητα των ιχθυολογικών μεθόδων στις περιπτώσεις υποβάθμισης εξ αιτίας της ρύπανσης (ΕΛΚΕΘΕ, 2003). Αν και έχουν παρατηρηθεί ή αναφερθεί πολλά περιστατικά μαζικής θνησιμότητας ποτάμιων και λιμναίων ψαριών που έχουν αποδοθεί σε ρύπανση, το σημερινό επίπεδο γνώσης πάνω στις άμεσες και μακροχρόνιες επιδράσεις πολλών μορφών οργανικής και χημικής ρύπανσης στις ιχθυολογικές παραμέτρους δεν επιτρέπει την δημιουργία αξιόπιστων και προβλέψιμων ιχθυοδεικτών γι' αυτό το είδος επιβάρυνσης.

2.1.6 Σύγκριση των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων (Biological Quality Elements, BQEs)

Στη συνέχεια παρουσιάζεται ένας συγκεντρωτικός πίνακας αξιολόγησης των πλεονεκτημάτων και των μειονεκτημάτων των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων που αναλύθηκαν λεπτομερώς πιο πάνω.

Πίνακας 2.1: Συγκριτική Αξιολόγηση των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων

Χαρακτηριστικά των Ομάδων	Μακροασπόνδυλα	Διάτομα	Μακρόφυτα	Άλγη	Ψάρια
Πληροφορίες για τη ζωή, την κατανομή και τις περιβαλλοντικές απαιτήσεις	+++	+++	?/+ +	?/+	+++
Υπαρξη Ιστορικών Δεδομένων	++	?/ +	?/ +	?/ +	+++
Μεγάλη Διάρκεια του Κύκλου Ζωής	+++	+	+++	++	+++
Μικρός Βαθμός Κινητικότητας	+++	+++	+++	+++	+
Ικανότητα Αναγνώρισης και ευκολία Ταξινόμησης (επίπεδο ΕΙΔΟΥΣ)	+++	+++	?/+++	?/+++	++
Ικανότητα Αναγνώρισης και ευκολία Ταξινόμησης (επίπεδο ΟΙΚΟΓΕΝΕΙΑΣ)	+++	+++	+++	+++	+++
Ευκολία της μεθόδου δειγματοληψίας	+++	+++	++	++	+
Βαθμός επιπτώσεων της δειγματοληψίας στο ενδιαίτημα	+	+	+	+	+
Ευαισθησία στα διάφορα είδη ρύπανσης	++/?	+++	+/?	+	+/?
Ένδειξη των μακροπρόθεσμων αλλαγών	+	?	+/?	+/?	+
Ένδειξη των βραχυπρόθεσμων αλλαγών	++	++	+/?	+	+/?

+++ : ισχυρό πλεονέκτημα για το συγκεκριμένο χαρακτηριστικό του δεδομένου βιολογικού ποιοτικού στοιχείου

++ : πλεονέκτημα για το συγκεκριμένο χαρακτηριστικό του δεδομένου βιολογικού ποιοτικού στοιχείου

+ : το συγκεκριμένο χαρακτηριστικό δεν αποτελεί σημαντικό πλεονέκτημα για το δεδομένο βιολογικό ποιοτικό στοιχείο

+/? : το συγκεκριμένο χαρακτηριστικό του δεδομένου βιολογικού ποιοτικού στοιχείου αποτελεί σημαντικό πλεονέκτημα μόνο σε ορισμένες περιπτώσεις

+/? : το συγκεκριμένο χαρακτηριστικό του δεδομένου βιολογικού ποιοτικού στοιχείου αποτελεί πλεονέκτημα μόνο σε ορισμένες περιπτώσεις

Το περίφυτο, τα μακρόφυτα και τα άλγη των ποταμών είναι τρεις κατηγορίες αυτότροφων οργανισμών που διαβιούν στα ποτάμια, τα οποία όπως και στην περίπτωση των ψαριών στερούνται κάποια βασικά χαρακτηριστικά. Αυτό συμβαίνει

κυρίως στις περιπτώσεις όπου τα κατώτερα τμήματα των ποταμών είναι κοντά στα εκβολικά συστήματα και η πλημμυρική επιφάνεια είναι πολύ πλατιά - αντιπροσωπευτική περίπτωση της τυπικής πλατιάς έκτασης με προσχωματικές αποθέσεις. Αυτός ο σχηματισμός σε συνδυασμό με τις γενικότερες ξηρές κλιματικές συνθήκες στην περιοχή της Μεσογείου, δεν υποστηρίζει καλά ανεπτυγμένες κοινωνίες φυτών.

Ένα παρόμοιο πρόβλημα συχνά προκύπτει στα κατώτερα τμήματα των ποταμών, κυρίως στην Ελλάδα, στις περιπτώσεις όπου ο ρυθμός της παροχής χαρακτηρίζεται ως απρόβλεπτος. Αυτό συμβαίνει διότι η ποσότητα παροχής του νερού ποικίλει ανάλογα με τις ανάγκες για ενέργεια, παροχή νερού και γεωργικών σκοπών οι οποίες καλύπτονται από τη δημιουργία και διαχείριση διάφορων δεξαμενών. Τέτοιες συνθήκες επηρεάζουν τις κοινωνίες των μακροασπόνδυλων κοντά στις εκβολές των ποταμών όπου οι βενθικοί οργανισμοί των γλυκών υδάτων αντικαθίστανται περιστασιακά από οργανισμούς των θαλάσσιων ή υφάλμυρων υδάτων. Οι συνθήκες για τα μακρόφυτα και τους άλλους τύπους φυτικών κοινωνιών επίσης επηρεάζονται, και περιορίζονται σε λίγα είδη, με επικρατέστερα τα *Spermatophyta*, *Pteridophyta*, *Chlorophyta* κ.α..

Μεταξύ όλων των Βιολογικών Ποιοτικών Στοιχείων τα μακροασπόνδυλα είναι η βάση της πλειοψηφίας των μεθόδων που αναπτύχθηκαν παγκοσμίως για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας. Όπως όλα τα εργαλεία έχουν τόσο θετικά όσο και αρνητικά χαρακτηριστικά, τα οποία εξετάστηκαν λεπτομερώς. Λαμβάνοντας, λοιπόν, υπόψη τα πλεονεκτήματα έναντι των μειονεκτημάτων της χρήσης των μακροασπόνδυλων, η προτίμηση μεταξύ των επιστημόνων στρέφεται προς τη χρήση τέτοιων taxa ως δείκτες για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης και τη βιολογική παρακολούθηση των ρεόντων υδάτων. Ειδικότερα στα Μεσογειακά ποτάμια η χρήση των μακροασπόνδυλων συστήνεται περισσότερο από άλλες μεθόδους διότι παρά τις ανωμαλίες της παροχής νερού (αλλαγές και τροποποιήσεις, π.χ. αφαίρεση για γεωργικούς σκοπούς ή δημιουργία δεξαμενών), η υδατική πορεία του ποταμού είναι εύκολα επαναποικίσιμη από τα μακροασπόνδυλα. Τόσο ως προς την ταξινομική ποικιλότητα όσο και ως προς τον αριθμό των ατόμων, η κοινωνία των μακροασπόνδυλων έχει επίσης την ικανότητα γρήγορης ανάκαμψης από δριμείς ξηρασίες και πλημμύρες (Pires et al., 2000, Γκρίτζαλης, 2006).

2.2 Συστήματα Βιολογικής Εκτίμησης με βάση τα Βενθικά Μακροασπόνδυλα

Η προσέγγιση της ανάλυσης των κοινωνιών μακροασπόνδουλων στα ποτάμια μπορεί θεωρητικά να είναι δομική, λειτουργική, ταξινομική και μη ταξινομική (Matthews et al., 1982). Τα περισσότερα συστήματα ταξινόμησης που χρησιμοποιούνται είναι δομικά και ταξινομικά, το οποίο σημαίνει ότι βασίζονται στην παρουσία ή απουσία και στην ευαισθησία συγκεκριμένων taxa, καθώς και στην αφθονία (abundance) και ποικιλότητα (richness) των taxa. Όλες αυτές οι πληροφορίες μπορούν να μετατραπούν σε αριθμητικές τιμές (δείκτες).

Οι περισσότερες μέθοδοι ανάλυσης βασίζονται στην ανάλυση της συλλογής των ειδών ή των πληθυσμών συγκεκριμένων ταξινομικών ομάδων βενθικών μακροασπόνδουλων. Στην Ευρώπη οι κοινές μέθοδοι εκτίμησης βασίζονται στην ταξινομική - δομική προσέγγιση. Ο Metcalfe (1989) διαχώρισε τρεις κύριες προσεγγίσεις (για την εκτίμηση της απόκρισης των κοινωνιών μακροασπόνδουλων στη ρύπανση): α) τη Σαπροβιοτική Προσέγγιση, β) τη Βιοτική Προσέγγιση και γ) την Προσέγγιση Ποικιλότητας. Όμως αργότερα αναπτύχθηκαν και άλλες μέθοδοι προσέγγισης όπως η πολυμετρική (multimetric) και η πολυπαραγοντική (multivariate), η οποία μπορεί να θεωρηθεί ως τύπος των δεικτών ομοιότητας. (DePauw et al., 2006). Τέλος, θα ήταν παράληψη αν δεν αναφερθεί μία ιδιαίτερη κατηγορία δεικτών, οι δείκτες κυριαρχίας, διότι οι σχέσεις κυριαρχίας των ειδών μπορούν να δώσουν σημαντικές πληροφορίες για τη δομή των οικοσυστημάτων.

Γενικά τα συστήματα που έχουν αναπτυχθεί για την εκτίμηση της ποιότητας των ρεόντων υδάτων μπορούν να διαχωριστούν σε τρεις μεγάλες κατηγορίες, Α) στα Συστήματα Ποσοτικής Ανάλυσης και Β) στα Συστήματα Ποιοτικής Ανάλυσης (Γιαννάκου, 2000) και Γ) τους Δείκτες Ομοιότητας.

Επιπλέον, πρόσφατα έχουν αναπτυχθεί νέες προσεγγίσεις. Συγκεκριμένα, από τη δεκαετία του 1980 άρχισε η χρήση των πολυμετρικών συστημάτων εκτίμησης, τα οποία εξαπλώθηκαν γρήγορα. Επίσης, η δημιουργία του συστήματος RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) στο Ηνωμένο Βασίλειο οδήγησε στην εξάπλωση των μεθόδων, οι οποίες έχουν ως βασική αρχή τη σύγκριση με συνθήκες αναφοράς (Προσέγγιση με τη χρήση Οικολογικού Λόγου Ποιότητας, EQR). Αυτή η αρχή υιοθετήθηκε στην πρόταση των μεθόδων εκτίμησης στα πλαίσια της Ευρωπαϊκής Οδηγίας - Πλαίσιο. Τέλος, η χρήση της Πολυπαραγοντικής Προσέγγισης με σκοπό τη διάκριση μεταξύ των διαφορετικών τυπολογιών των ποταμών και των κοινωνιών μπορεί να θεωρηθεί ως ένας τύπος δεικτών ομοιότητας.

Στη συνέχεια θα αναφερθούν οι βασικές αρχές των διαφορετικών προσεγγίσεων. Παρουσιάζονται προσεγγίσεις, οι οποίες χρησιμοποιούν τόσο τα βενθικά μακροασπόνδυλα όσο και γενικότερα τα υπόλοιπα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία για την εκτίμηση της ποιότητας των οικοσυστημάτων.

2.2.1 Συστήματα Ποσοτικής Ανάλυσης

Τα Συστήματα Ποσοτικής Ανάλυσης περιλαμβάνουν το Σαπροβιοτικό Σύστημα και τους Δείκτες Ποικιλότητας.

2.2.1.α. Σαπροβιοτική Προσέγγιση

Είναι ο πρόδρομος όλων των προσεγγίσεων που χρησιμοποιούν είδη ή ομάδες ειδών ως δείκτες της ρύπανσης. Το Σαπροβιοτικό Σύστημα ήταν το πρώτο σύστημα που αναπτύχθηκε στις αρχές του 20^{ου} αιώνα από τους Kolkwitch και Marsson το 1902 και στη συνέχεια χρησιμοποιήθηκε από άλλους επιστήμονες όπως οι Zelinka και Marvan (1961), ο Liebman (1962) και ο Sladeczek (1973) (DePauw et al., 2006). Στην αρχική του μορφή βασίστηκε κυρίως στην παρουσία μικροοργανισμών που ανήκουν σε πλαγκτονικές και περιφυτικές κοινωνίες (Αναγνωστοπούλου, 1992). Ο στόχος του είναι η ποιοτική ταξινόμηση των υδάτων, η οποία βασίζεται στην ανθεκτικότητα, του οργανισμού δείκτη που είναι παρόν, ως προς τη ρύπανση (Απόκριση Α, Πίνακας 2.2). Καθένα από τα είδη εξαρτάται με συγκεκριμένο τρόπο από την παρουσία οργανικών ουσιών και άρα από την περιεκτικότητα σε διαλυμένο οξυγόνο: αυτή η αντοχή εκφράζεται ως τιμή του σαπροβιοτικού δείκτη. Το πλεονέκτημα είναι η γρήγορη ταξινόμηση των υπό εξέταση κοινωνιών, με βάση τους σαπροβιοτικούς δείκτες, η οποία μπορεί να εφαρμοσθεί σε παγκόσμια κλίμακα. Ένα βασικό πρόβλημα, όμως, είναι η αναγνώριση/ταυτοποίηση των οργανισμών στο επίπεδο του είδους. Ο υπολογισμός του σαπροβιοτικού δείκτη απαιτεί επιπλέον την εκτίμηση της αφθονίας (DePauw et al., 2006). Επίσης, το σύστημα του δείκτη υπονοεί περισσότερη πληροφορία από όση υπάρχει στην πραγματικότητα: οι ανθεκτικότητες στη ρύπανση είναι πολύ υποκειμενικές και σπανίως επιβεβαιώνονται από τις πειραματικές μελέτες.

Πίνακας 2.2: Αποκρίσεις των τιμών των δεικτών που προκαλούνται από τη ρύπανση

Κλάση Απόκρισης	Απόκριση ειδών vs Απόκριση Κοινωνιών	Περιγραφή Απόκρισης
A	Είδος	Η εμφάνιση ή η εξαφάνιση μεμονωμένων ειδών
B	Κοινωνία	Η μείωση των αριθμού των ειδών/ taxa που είναι παρόντα (μείωση της ποικιλότητας)
C	Κοινωνία	Η αλλαγή στους πληθυσμούς των μεμονωμένων ειδών
D	Κοινωνία	Η αλλαγή στην αναλογία της σύνθεσης των ειδών της κοινωνίας

Πηγή: DePauw et al., 2006

Το Σαπροβιοτικό Σύστημα αποτελεί τη βάση για την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων σε πολλές Ευρωπαϊκές χώρες, είναι αποδεκτό από το κοινό και αποτελεί παραδοσιακό εργαλείο για τη διαχείριση των υδάτων και των πολιτικών αποφάσεων. Όμως, εστιάζοντας μόνο στους παράγοντες της οργανικής υποβάθμισης των τρεχούμενων νερών η σαπροβιοτική προσέγγιση δεν εξυπηρετεί πλήρως τους στόχους των μοντέρνων προκλήσεων της διαχείρισης των υδάτων και της Οδηγίας - Πλαίσιο. Έτσι στις χώρες που εφαρμόζουν το Σαπροβιοτικό Σύστημα (κυρίως η Αυστρία, η Τσεχική Δημοκρατία και η Γερμανία) οι επιστήμονες σε συνεργασία με τους εθνικούς οργανισμούς το έχουν αναθεωρήσει. Οι αναθεωρήσεις περιλαμβάνουν μεταβολές και προσθήκες στη λίστα των ενδεικτών taxa, τις καθορισμένες τοποειδικές σαπροβιοτικές συνθήκες αναφοράς των ποταμών και την προσαρμογή στην ταξινόμηση της οικολογικής κατάστασης σύμφωνα με τις απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο (Peter Rolauffs et al, 2004).

2.2.1.β. Προσέγγιση Ποικιλότητας

Τα ποσοτικά συστήματα ανάλυσης που περιλαμβάνουν τους δείκτες ποικιλότητας βασίζονται στην ανθεκτικότητα των οργανισμών σε διάφορους βαθμούς ρύπανσης, στην κατανομή των πληθυσμών τους και στη σημασία του οργανισμού - δείκτη (Γιαννάκου, 2000).

Οι δείκτες ποικιλότητας στοχεύουν στην εκτίμηση της κοινωνικής δομής βάση της παρουσίας ειδών. Οι δείκτες ποικιλότητας σχετίζουν τον αριθμό των παρατηρούμενων ειδών (ποικιλότητα) με τον αριθμό των ατόμων (αφθονία). Η αρχή στην οποία βασίζονται είναι το γεγονός ότι η διατάραξη των υδάτινου

οικοσυστήματος ή οι κοινωνίες που βρίσκονται υπό πίεση οδηγούν σε μείωση της ποικιλότητας (DePauw et al., 2006). Εναλλακτικά η παραπάνω αρχή διατυπώνεται ως εξής: ένα μη διαταραγμένο περιβάλλον χαρακτηρίζεται από υψηλό βαθμό ποικιλότητας, από ίση κατανομή των ατόμων στα διάφορα είδη και από υψηλό συνολικό αριθμό ατόμων (Mason, 1991).

Το πλεονέκτημα των δεικτών ποικιλότητας έγκειται στο γεγονός ότι είναι εύκολοι στη χρήση και στον υπολογισμό, εφαρμόσιμοι σε όλους τους τύπους υδατικών πόρων, δεν έχουν γεωγραφικούς περιορισμούς και η χρήση τους είναι κατάλληλη για συγκριτικούς σκοπούς. Όμως το ότι δεν έχουν ξεκάθαρο όριο καθώς ούτε και επίπεδο αναφοράς αποτελεί το κυριότερο πρόβλημα. Η ποικιλότητα σε αδιατάρακτα υδατικά οικοσυστήματα μπορεί να διαφέρει σημαντικά και επιπλέον όλα τα είδη έχουν ίσα βάρη. Αυτός μάλλον είναι και ο λόγος για τον οποίο καμία χώρα στην Ευρώπη δεν έχει υιοθετήσει δείκτη ποικιλότητας ως εθνική μέθοδο εκτίμησης για τη βιολογική παρακολούθηση της ποιότητας των υδάτων (DePauw et al., 2006).

Χαρακτηριστικά παραδείγματα δεικτών ποικιλότητας είναι οι δείκτες του Margalef (1958) και του Menhinick (1964), οι οποίοι βασίζονται στην προϋπόθεση γραμμικής σχέσης μεταξύ ποικιλότητας και συνολικού αριθμού ατόμων ανά δείγμα. Επιπλέον παραδείγματα δεικτών ποικιλότητας είναι οι δείκτες των Shannon - Wiener (1949) και του MacArthur (1972), οι οποίοι βασίζονται στη σχετική αφθονία του κάθε είδους στη βιολογική κοινότητα (Γιαννάκου, 2000).

Η μεθοδολογία της προσέγγισης ποικιλότητας χρησιμοποιεί τις εξής παραμέτρους της κοινωνικής δομής:

- α) τον αριθμό των ειδών που καταγράφονται (ποικιλότητα, richness, B:Πίνακας 2,2),
- β) την ισοδιανομή των ατόμων (evenness, C: Πίνακας 2.2) και
- γ) το συνολικό αριθμό ατόμων που έχουν καταμετρηθεί (αφθονία, abundance, D: Πίνακας 2.2).

- Αριθμός των ειδών που καταγράφονται (ποικιλότητα, richness)

Ορισμένοι δείκτες ποικιλότητας οι οποίοι μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση διαφορετικών οικοσυστημάτων αναφέρονται στη συνέχεια (Κουσουρή, 1998).

- Ο δείκτης Simpson (1949) όπως τροποποιήθηκε από τον ίδιο για εκτίμηση ποικιλότητας δείγματος της βιοκοινότητας. Η πιθανότητα ότι τα δύο τυχαία επιλεγμένα άτομα ανήκουν στο ίδιο είδος, είναι το μέτρο της συγκέντρωσης που προτάθηκε από τον Simpson, δηλαδή το άθροισμα όλων των συνδυασμών των πιθανοτήτων για κάθε είδος $\lambda = \sum ni(ni - 1)/n(n - 1)$, όπου λ είναι η τιμή του δείκτη για δείγμα βιοκοινότητας, S είναι ο αριθμός των ειδών του δείγματος, ni είναι ο αριθμός των ατόμων του είδους i , και n ο συνολικός αριθμός των ατόμων όλων των ειδών του δείγματος. Ο δείκτης αυτό παίρνει τιμές από 0 έως 1 και μετρά την πιθανότητα για δύο τυχαία άτομα ενός δείγματος να ανήκουν στο ίδιο είδος. Με άλλα λόγια, αν η πιθανότητα είναι μεγάλη τότε η ποικιλότητα του δείγματος είναι μικρή. Πολλές φορές, χρησιμοποιείται ως δείκτης ποικιλότητας η έκφραση $D = 1/\lambda$. Η Pielou (1966) απέδειξε ότι αυτή η μέτρηση είναι μία μη βεβαιωμένη εκτίμηση της ποικιλότητας του πληθυσμού από τον οποίο πάρθηκε το δείγμα.
- Ο δείκτης Shannon υπολογίζεται από τον τύπο: $\lambda = - \sum \{(ni/n) \cdot \ln(ni/n)\}$, όπου η τιμή H' του δείκτη, ni ο αριθμός των ατόμων του είδους i , και n ο συνολικός αριθμός ατόμων όλων των ειδών του δείγματος. Ο δείκτης παίρνει τιμές από το 0 έως το άπειρο. Την τιμή 0 την παίρνει όταν υπάρχει ένα μόνο είδος στο δείγμα και τη μέγιστη τιμή όταν όλα τα είδη του δείγματος εκπροσωπούνται από τον ίδιο αριθμό ατόμων. Δηλαδή, ο δείκτης αυξάνεται με τον αριθμό των taxa (n) και γίνεται μέγιστος όταν τα taxa είναι ισομερώς κατανομημένα στο δείγμα. Η μέγιστη ποικιλότητα είναι $H'_{max} = \log(n)$.
- Ο δείκτης Shannon μετρά την αβεβαιότητα για την πρόβλεψη του είδους στο οποίο ανήκει ένα άτομο που επιλέγεται στην τύχη από ένα δείγμα. Όσο μεγαλύτερη είναι η αβεβαιότητα, τόσο μεγαλύτερη είναι η ποικιλότητα του δείγματος. Πρέπει να τονιστεί πως ο δείκτης αυτός είναι ο ευρύτερα χρησιμοποιούμενος δείκτης ποικιλότητας στη διεθνή βιβλιογραφία και βασίζεται στη θεωρία της πληροφορίας (Shannon & Weaver, 1949). Είναι επίσης γνωστό ότι στο δείκτη αυτό μπορούν να χρησιμοποιηθούν λογάριθμοι οποιασδήποτε βάσης χωρίς να μεταβάλλεται η αποτελεσματικότητά του.

- Οι δείκτες Hill (1973) φαίνονται ελκυστικοί στους οικολόγους και ερμηνεύονται εύκολα και από άλλους δείκτες ποικιλότητας:

$$N_0 = S \text{ (} S = \text{ο συνολικός αριθμός ειδών στο δείγμα)}$$

$$N_1 = e^{H'} \text{ (} H = \text{ο δείκτης Shannon)}$$

Ο δείκτης αυτός μετρά τον αριθμό των ειδών που εκπροσωπούνται με μεγάλο αριθμό ατόμων στο δείγμα.

$$N_2 = 1/\lambda \text{ (} \lambda = \text{ο δείκτης ποικιλότητας του Simpson)}$$

Ο δείκτης αυτός μετρά τον αριθμό των ειδών με πολύ μεγάλο αριθμό στο δείγμα.

Οι μονάδες των δεικτών του Hill είναι στην ουσία είδη και καθώς αριθμούς τους αυξάνεται, δίνεται μικρότερο βάρος στα σπάνια είδη. Σημειώνεται ότι για του δείκτες N_1 και N_2 προκύπτουν μικρότερες τιμές αφού μετρούν τον αριθμό των ειδών με πολύ μεγάλο αριθμό ατόμων. Άλλωστε οι δείκτες αυτοί δίνουν τη δυνατότητα απάντησης σε κάθε ερώτηση που ένας δείκτης ετερογένειας μπορεί να απαντήσει (Peet, 1974, Ludwig & Reynolds, 1988).

- Δείκτες ισοδιανομής των ατόμων (evenness)

Παρακάτω αναφέρονται ορισμένοι δείκτες ισοδιανομής οι οποίοι μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση διαφορετικών οικοσυστημάτων (Κουσουρή, 1998).

- Ο δείκτης $E_1 = J' = H/H_{\max} = H'/\ln(S) = \ln(N_1)/\ln(S)$, εκφράζει την ποικιλότητα H' σε σχέση με τη μέγιστη τιμή της H'_{\max} και παίρνει τιμές από 0 έως 1. Όσο η τιμή πλησιάζει τη μονάδα τόσο μεγαλύτερη ισοδιανομή των ειδών υπάρχει στο δείγμα. Ο δείκτης αυτός επηρεάζεται κατά πολύ από την αφθονία των ειδών. Για παράδειγμα η προσθήκη ενός σπάνιου είδους στο δείγμα με μικρό αριθμό ειδών αλλάζει δραστικά την τιμή του.
- Ο δείκτης Sheldon (1969): $E_2 = e^{H'}/S = N_1/N_0$. Είναι στην ουσία εκθετική μορφή του E_1 και μετρά τον λόγο του αριθμού των ειδών που αντιπροσωπεύονται με μεγάλο αριθμό ατόμων στο δείγμα προς τον αριθμό των ειδών του δείγματος.
- Ο δείκτης του Heip (1974): $E_3 = (e^{H'} - 1) / (S - 1) = (N_1 - 1)/(N_0 - 1)$. Αποτελεί τροποποιημένη μορφή του E_2 .

- Ο δείκτης του Hill (1973): $E_4 = (1 - \lambda) / e^H = N_2/N_1$. Μετρά τον λόγο των πολύ άφθονων ειδών προς τα άφθονα είδη. Με τη μείωση της ποικιλότητας ο δείκτης πλησιάζει το 1.
- Ο τροποποιημένος δείκτης του Hill (1973):
- $E_5 = (1/(\lambda - 1) / e^H - 1) = (N_2 - 1)/(N_1 - 1)$. Σύμφωνα με τον Hill (1973) ο δείκτης πλησιάζει το μηδέν καθώς ένα μόνο είδος γίνεται κυρίαρχο σε μία βιοκοινότητα, ιδιότητα που σαφώς είναι επιθυμητή για δείκτες ισοδιανομής.

- Δείκτες Αφθονίας (συνολικός αριθμός των ατόμων που έχουν)

Ορισμένοι δείκτες αφθονίας που μπορούν να χρησιμοποιηθούν ευρέως σε διαφορετικούς τύπους οικοσυστημάτων είναι οι εξής (Κουσουρή, 1998):

- Ο αριθμός των ειδών του δείγματος: S
- Ο δείκτης του Margalef (1958): $R_1 = [S - 1]/\ln(n)$, όπου S είναι ο αριθμός των ευρεθέντων ειδών και n είναι ο αριθμός όλων των ατόμων που βρέθηκαν στο δείγμα.
- Οι δείκτες R_1 (δείκτης Margalef) και R_2 (δείκτης Menhinick) είναι οι γνωστότεροι δείκτες αφθονίας των ειδών, ενώ η ομοιομορφία του δείκτη H' προσδιορίζεται σύμφωνα με την Pielou (1966) από τη σχέση $J = H/H_{\max}$, όπου $H_{\max} = \log_2 S$.
- Ο δείκτης του Menhinick (1964): $R_2 = S/[\div (n)]$, όπου S ο αριθμός των ειδών και n ο συνολικός αριθμός ατόμων όλων των ειδών του δείγματος.

2.2.2 Συστήματα Ποιοτικής Ανάλυσης

2.2.2.α Βιοτική Προσέγγιση

Η Βιοτική προσέγγιση συνδυάζει τα επιθυμητά χαρακτηριστικά της Σαπροβιοτικής και της Προσέγγισης Ποικιλότητας συνδυάζοντας τις ποσοτικές μετρήσεις της ποικιλότητας των ειδών (Προσέγγιση Β, Πίνακας 2.2) με τις ποιοτικές πληροφορίες των οικολογικών ευαισθησιών των μεμονωμένων taxa (Προσέγγιση Α, Πίνακας 2.2) σε μία αριθμητική έκφραση. Ο Woodiwiss (1980) ξεχωρίζει τα Συστήματα Βιοτικών Δεικτών (Biotic Index) και τα Βιοτικά Βαθμολογικά Συστήματα (Biotic Score), τα οποία χρησιμοποιούν τις Προσεγγίσεις Α και Β (Πίνακας 2.2) με διαφορετικό όμως τρόπο.

Στην προσέγγιση των Συστημάτων Βιοτικών Δεικτών (Biotic Index), ο δείκτης λαμβάνεται άμεσα από έναν πίνακα στον οποίο η ποικιλότητα (αριθμός των ειδών) συνδυάζεται με την παρουσία των περισσότερων ευαίσθητων taxon (π.χ. Trent Biotic Index, Woodiwiss, 1964). Αντίθετα, στα Βιοτικά Βαθμολογικά Συστήματα (Biotic Score) η βαθμολογία αποδίδεται σε κάθε taxon. Η βαθμολογία για τον τόπο προκύπτει από το άθροισμα των επιμέρους βαθμολογιών. Τα Βιοτικά Βαθμολογικά Συστήματα μπορεί επίσης να περιλαμβάνουν μετρήσεις της αφθονίας των οργανισμών.

Ο στόχος των Βιοτικών Δεικτών ή των Βιοτικών Βαθμολογικών Συστημάτων είναι η εκτίμηση της βιολογικής ποιότητας των τρεχούμενων υδάτων (που στις περισσότερες περιπτώσεις βασίζεται στα μακροασπόνδυλα) και η μέτρηση διαφόρων τύπων περιβαλλοντικών πιέσεων, οργανικών ή όξινων υδάτων κ.α.. Η αρχή στην οποία βασίζονται αυτά τα συστήματα είναι το γεγονός ότι οι ομάδες των μακροασπόνδυλων εξαφανίζονται και ο αριθμός των ταξινομικών ομάδων μειώνεται καθώς αυξάνεται η ρύπανση (DePauw et al., 2006). Συγκεκριμένα αυτά τα συστήματα προσδίδουν σε κάθε είδος (ή ομάδα ειδών) ένα βαθμό που αντιστοιχεί στην ευαισθησία ή στην αντοχή τους στη ρύπανση. Όσο μεγαλύτερη είναι η ευαισθησία του οργανισμού στους παράγοντες ρύπανσης τόσο μεγαλύτερος είναι και ο βαθμός που παίρνουν, ενώ όσο μεγαλύτερη αντοχή δείχνουν στη ρύπανση τόσο χαμηλότερο βαθμό παίρνουν. Το άθροισμα των βαθμών αυτών για κάθε τόπο δίνει μία τιμή, η οποία αντιστοιχεί στην ποιότητα των νερών και αποτελεί έναν πιθανό τρόπο εκτίμησης της ρύπανσης του συγκεκριμένου τόπου (Γιαννάκου, 2000). Σημαντικά πλεονεκτήματα είναι το γεγονός ότι απαιτείται μόνο ποιοτική δειγματοληψία, ότι η ταξινόμηση πραγματοποιείται σε επίπεδο οικογένειας ή γένους καθώς και ότι δεν υπάρχει ανάγκη εύρεσης της αφθονίας για κάθε taxon (DePauw et al., 2006). Από την άλλη βασικό μειονέκτημα είναι ο τρόπος με τον οποίο θα προσδιοριστούν οι αντιπροσωπευτικές κοινωνίες αναφοράς με τις οποίες ο υπό εξέταση τόπος θα συγκριθεί.

Η πλειοψηφία των δεικτών που χρησιμοποιούνται σήμερα στην Ευρώπη για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των ποταμών ανήκουν στα Συστήματα Βιοτικών Δεικτών. Χαρακτηριστικά παραδείγματα είναι οι δείκτες BBI (Belgian Biotic Index, Βέλγιο), IBGN (Indice Biotique Global Normalisé, Γαλλία), IBE (Indice Biotico Estesio, Ιταλία), ASPT (Average Score Per Taxon, Μ. Βρετανία) και BMWP (Biological Monitoring Working Party, Μ. Βρετανία).

2.2.2.β Δείκτες Ομοιότητας - Πολυπαραγοντική (multivariate) Προσέγγιση

Η βάση της εφαρμογής της πολυπαραγοντικής Προσέγγισης είναι οι δείκτες ομοιότητας (Sandin et al., 2001). Ο δείκτης ομοιότητας Jaccard (Jaccard (1908) & Washington (1984)) είναι ο πιο συχνά χρησιμοποιούμενος και εκφράζει το ποσοστό των κοινών ειδών μεταξύ δύο τόπων. Άλλα παραδείγματα δεικτών ομοιότητας είναι ο Ποσοστιαίος Δείκτης Ομοιότητας (Whittaker, 1952), ο δείκτης ανομοιότητας Bay - Curtis (Bay & Curtis, 1957), ο δείκτης Sorensen (Sorensen, 1948) και ο Ευκλείδεια ή Οικολογική απόσταση (Williams, 1971). Όλοι αυτοί οι δείκτες εκφράζουν το κατά πόσο η βιοκοινότητα σε κάθε τόπο δειγματοληψίας είναι όμοια με το μέσο όρο όλων των κοινωνιών αναφοράς. Οι δείκτες ομοιότητας δεν έχουν ως αποτέλεσμα την κλάση εκτίμησης δεδομένης της φύσης τους.

Οι Πολυπαραγοντικές προσεγγίσεις, από τη δεκαετία του 1990, εφαρμόζονται ευρέως για την ανάπτυξη των πολυμετρικών συστημάτων. Η επιλογή των μεθόδων υπολογισμού (metrics) βασίζεται στο κατά πόσο αυτά είναι συμπληρωματικά ή επεξηγηματικά. Η συμπληρωματικότητα των συστημάτων βαθμολόγησης είναι απαραίτητη προκειμένου να εξασφαλιστεί ότι οι συσχετιζόμενες μέθοδοι υπολογισμού (metrics) δεν επιδρούν/επικρατούν στη συνολική εκτίμηση, ενώ οι επεξηγηματικές παράμετροι είναι ενδιαφέρουσες για την εις βάθος μελέτη των αιτιών της υποβάθμισης. Με την νέα χιλιετία άρχισε μία αλλαγή από τη χρήση πολυπαραγοντικών στατιστικών (ταξινόμηση, παλινδρόμηση, ομαδοποίηση κ.α., που βασίζονται σε λειτουργίες κατανομής των δεδομένων) σε υπολογιστικές τεχνικές (που βασίζονται σε μεθόδους έρευνας ικανών να δώσουν λύσεις, π.χ. τεχνητά νευρωνικά δίκτυα, επαγωγικός λογικός προγραμματισμός κ.α.). Τα σημαντικότερα παραδείγματα συστημάτων εκτίμησης που χρησιμοποιούν πολυπαραγοντικές προσεγγίσεις είναι το RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System, Μ. Βρετανία) και το AusRivAS (Australian River Assessment System, Αυστραλία) (Davies, 2000, DePauw et al., 2006).

2.2.2.γ Πολυμετρική (multimetric) Προσέγγιση

Τα πρώτα πολυμετρικά συστήματα αναπτύχθηκαν στις Η.Π.Α. από τον Karr (1981) για εκτιμήσεις της ιχθυοπανίδας. Πρόσφατα, όμοια συστήματα έχουν σχεδιαστεί για τις κοινωνίες βενθικών μακροασπόνδυλων. Στα πολυμετρικά συστήματα αρκετές μέθοδοι υπολογισμού (metrics) που αντιπροσωπεύουν

διαφορετικά χαρακτηριστικά της κοινωνίας μακροασπόνδυλων αθροίζονται σε μία τιμή του δείκτη ή της βαθμολογίας, η οποία αποτελεί την έκφραση της συνολικής ποιότητας. Αναμένεται ότι στις περιπτώσεις που περιλαμβάνονται περισσότεροι περιγραφικοί παράγοντες, τα αποτελέσματα θα είναι ένας δείκτης αντιπροσωπευτικός για το υδάτινο οικοσύστημα (π.χ. Δείκτης Οξύτητας του Johnson (1998)). Τα πολυμετρικά συστήματα μπορεί να περιλαμβάνουν μεθόδους μετρήσεων (metrics) τόσο δομικές όσο και της ισορροπίας της κοινωνίας, της ανθεκτικότητας, των τροφικών ομάδων και άλλα (π.χ. USEPA, 1996). Στο περιεχόμενο της Οδηγίας - Πλαίσιο, το Ευρωπαϊκό Πρόγραμμα AQEM (www.aqem.de) πρότεινε μία στρατηγική και μεθοδολογία για την καθιέρωση πολυμετρικών μεθόδων εκτίμησης για τους διαφορετικούς τύπους ποταμών στην Ευρώπη, οι οποίες βασίζονται στα μακροασπόνδυλα (Hering et al., 2004). Τα περισσότερα πολυμετρικά συστήματα δεν έχουν ως στόχο το διαχωρισμό των επιπτώσεων των διαφορετικών στρεσογόνων παραγόντων (Lorenz et al., 2004). Όμως, υπάρχει η σύσταση τα πολυμετρικά συστήματα που αναπτύσσονται να είναι εξειδικευμένα ως προς τους στρεσογόνους παράγοντες (π.χ. οργανική ρύπανση, οξύτητα, μορφολογική υποβάθμιση) για να διευκολύνεται ο προσδιορισμός των αιτιών όταν επικρατούν συνθήκες υποβάθμισης. Οι Brabec et al. (2004) και Buffagni et al. (2004) έχουν αναπτύξει χαρακτηριστικά στρεσοειδικά συστήματα. Για την εκτίμηση της ποιότητας του ιζήματος των ποταμών αναπτύχθηκε η μέθοδος TRIAD, η οποία συνδυάζει τις φυσικο-χημικές, οικοτοξικολογικές και βιολογικές πληροφορίες που βασίζονται στα μακροασπόνδυλα (De Cooman et al., 1999, De Pauw & Heylen, 2001, DePauw et al., 2006).

2.2.2.8 Δείκτες Κυριαρχίας

Η μελέτη της κυριαρχίας των ειδών σε ένα οικοσύστημα αποτελεί σημαντική πληροφορία για τη δομή του οικοσυστήματος. Η κυριαρχία ενός είδους στη βιοκοινότητα αποτελεί επίσης σημαντική πληροφορία για τη διαβάθμιση της ρύπανσης στο περιβάλλον, μια και υπάρχει μεταβολή στο πρότυπο της κατανομής των αφθονιών κάθε είδους. Σε μία δεδομένη βιοκοινότητα, υπό συνθήκες ρύπανσης, συνήθως μερικά είδη φθάνουν σε υψηλές τιμές αφθονίας, πολλών ειδών η αφθονία ελαττώνεται, ενώ άλλα δεν επηρεάζονται (Gray et al., 1988). Έτσι, οι μετρήσεις της επικράτησης των ειδών μπορούν να θεωρηθούν ως διακριτές ιδιότητες της δομής της

βιοκοινότητας, ευαίσθητες στη ρύπανση. Επιπλέον, έχει αποδειχθεί ότι είναι ιδιαίτερα σημαντική η αρνητική συσχέτιση του δείκτη επικράτησης του McNaughton (1967) με το δείκτη ποικιλότητας του δείκτη Shannon - Weaver (Cook, 1976). Ωστόσο, ο συνδυασμός διαφορετικών τεχνικών, μεθόδων και δεικτών βοηθά καλύτερα στην προσέγγιση της επίδρασης της ρύπανσης στη βενθική πανίδα.

Η ανάλυση των αποτελεσμάτων του βένθους είναι πολύ σημαντική διαδικασία και έχει ως σκοπό τον έλεγχο της ρυπαντικής κατάστασης καθ' όλη τη διάρκεια μίας αξιολόγησης. Η ανάλυση αυτή μπορεί να γίνει με διάφορες μεθόδους. Από παλιά έχει προταθεί (Leppakoski, 1975) ο διαχωρισμός των βενθικών οργανισμών σε προοδευτικά (progressive), οπισθοδρομικά (regressive) και αδιάφορα (indifferent), ανάλογα με το κατά πόσον είναι ή όχι ευαίσθητα στην οργανική ρύπανση. Έτσι, μία περιοχή που υφίσταται οργανική ρύπανση μπορεί να υποδιαιρεθεί σε διαφορετικές ζώνες ρύπανσης, με τη χρησιμοποίηση της παρουσίας ορισμένων ειδών, της αφθονίας τους και της βιομάζας τους. Για παράδειγμα, μπορεί να αναφερθεί ότι είδη οπισθοδρομικά πρώτης τάξης θεωρούνται τα *Ostracoda* και το αμφίποδο *Pontoporeia affinis*. Οπισθοδρομικά δεύτερης τάξης είναι το νηματώδες *Prostoma obscurum*, *Saduria entomon* και από τα γαστερόποδα τα είδη του γένους *Hydrobia*. Προοδευτικά είδη πρώτης τάξης είναι το δίπτερο έντομο *Chironomus plumosus* ενώ δεύτερης τάξης θεωρούνται τα πολύχαιτα *Nereis diversicolor* και *Macoma baltica*.

Αυτό που θα πρέπει να τονιστεί είναι ότι μεγάλο ρόλο παίζει η κατάσταση του πυθμένα της υπό εκτίμησης περιοχής, διότι αυτή διαφοροποιείται ανάλογα με το είδος και το βαθμό της οργανικής ρύπανσης (Κουσουρή, 1998). Το ιζήμα πλησίον της πηγής ρύπανσης σχεδόν στερείται βενθικής μακροπανίδας. Μακρύτερα από την πηγή ρύπανσης παρατηρείται αύξηση της αφθονίας των ειδών σε μικρούς αριθμούς. Αυτή η περιοχή συγκρατεί μερικά είδη που αντέχουν στη ρύπανση, ενώ ακολουθείται από ένα σημείο με μικρό αριθμό ειδών, αφθονίας και βιομάζας. Στη συνέχεια, ακολουθεί η περιοχή υψηλής αφθονίας σε είδη και βιομάζα, όπου το οργανικό περιεχόμενο του ιζήματος είναι ακόμα υψηλό, αλλά το περιεχόμενο του οξυγόνου δεν επαρκεί.

2.2.2.ε Προσέγγιση με τη χρήση Οικολογικού Λόγου Ποιότητας (EQR)

Η τιμή οποιουδήποτε συστήματος εκτίμησης μπορεί να συγκριθεί με την τιμή των συνθηκών αναφοράς, υπολογίζοντας την αναλογία μεταξύ των δύο αυτών τιμών. Αυτός ο λόγος σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο ονομάζεται Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Quality Ratio, EQR). Οι συνθήκες αναφοράς μπορεί να βασίζονται σε πραγματικές δειγματοληψίες, στην κρίση εμπειρογνομόνων, σε ιστορικά δεδομένα, σε μοντέλα προσομοίωσης ή σε συνδυασμό όλων των προαναφερθέντων παραγόντων. Ένα παράδειγμα Λόγου Οικολογικής Ποιότητας είναι ο Περιβαλλοντικός Δείκτης Ποιότητας (Environmental Quality Index, EQI), ο οποίος βασίζεται στο Σύστημα Πρόβλεψης και Ταξινόμησης Μακροασπόνδουλων των Ποταμών (River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS), το οποίο αναπτύχθηκε στο Ηνωμένο Βασίλειο (Armitage et al., 1983, Wright et al., 1993, 2000). Η αρχή στην οποία στηρίζεται το σύστημα RIVPACS είναι το γεγονός ότι με βάση τα φυσικο-χημικά χαρακτηριστικά του ποταμού είναι δυνατή η πρόβλεψη των taxa των μακροασπόνδουλων τα οποία θα πρέπει να είναι παρόντα σύμφωνα με τις παρατηρούμενες συνθήκες. Στη συνέχεια, οι προβλεπόμενες συνθήκες αναφοράς μπορούν να συγκριθούν με τις παρατηρούμενες κοινωνίες μακροασπόνδουλων. Ο RIVPACS EQI μπορεί να υπολογισθεί με διαφορετικούς δείκτες ή μεθόδους υπολογισμού (metrics, π.χ. BMWP (Biological Monitoring Working Party, M. Βρετανία), ASPT (Average Score Per Taxon, M. Βρετανία), αριθμός των taxa (Number Of Taxa, NOT)) (Sweeting et al., 1992). Άλλα μοντέλα που βασίζονται στο RIVPACS έχουν αναπτυχθεί στην Αυστραλία (Australian River Assessment Scheme, AUSRIVAS, Davies, 2000 & Smith et al., 1999) και στον Καναδά (Benthic Assessment of Sediment, BEAST) (Reynoldson et al., 2000, DePauw et al., 2006).

Πίνακας 2.3: Ορισμένες Διαδεδομένες Μέθοδοι εκτίμησης με βάση τα βενθικά μακροασπόνδυλα και η χώρα προέλευσής τους

Προσέγγιση / Μέθοδος	Χώρα	Αναφορά
Σαπροβιοτική Προσέγγιση		
Saprobic Index (S)	Αυστρία	Moog, 1995
German Saprobic Index (S)	Γερμανία	DEV, 1988 - 1991
Βιοτική Προσέγγιση		
Belgian Biotic Index (BBI)	Βέλγιο	DePauw & Vanhooren, 1983, NBN, 1984
Indice Biotique Global Normalisé (IBGN)	Γαλλία Βέλγιο	AFNOR, 1992, Vanden Bossche & Josens, 2003
Indice Biotico Estesio (IBE)	Ιταλία	Ghetti, 1977
BMWP, ASPT	Μ. Βρετανία	Armitage et al., 1983
IBMWP	Ισπανία	Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega, 1988
Προσέγγιση Ποικιλότητας		
Diversity Index (H')	Πολλές	Shannon & Weaver, 1949
Πολυμετρική Προσέγγιση		
Acidification Index	Σουηδία	Shannon & Weaver, 1949
EBEOSWA	Ολλανδία	STOWA, 1992
Προσέγγιση EQR		
Environmental Quality Index (EQI)	Μ. Βρετανία	Sweeting et al., 1992
RIVPACS	Μ. Βρετανία	Wright et al., 2000
SWEPACS	Σουηδία	Sandin, 2001

Πηγή: DePauw et al., 2006

2.3 Πρωτόκολλα Δεικτών

Στη συνέχεια παρουσιάζονται ορισμένοι διαδεδομένοι βιοτικοί δείκτες που χρησιμοποιούνται στην Ευρώπη, για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών.

2.3.1 Indice Biotico Estesio (IBE)

Ο σκοπός του δείκτη IBE είναι η εκτίμηση της περιβαλλοντικής ποιότητας των ρεόντων υδάτων με βάση τις αλλαγές στην σύνθεση της κοινότητας των μακροασπόνδυλων, οι οποίες προκαλούνται από ρύπανση ή σημαντικές αλλαγές στο φυσικό περιβάλλον των ποταμών. Η βενθική κοινότητα προτιμήθηκε έναντι άλλων συστημικών ομάδων διότι περιλαμβάνει μεγάλο αριθμό taxa με διαφορετικές ανοχές στη ρύπανση, συλλέγονται και ταξινομούνται εύκολα είναι σταθερά και αντιπροσωπευτικά του τόπου από τον οποίο συλλέγεται. Η μέθοδος προκύπτει από τον Trent Biotic Index (TBI, Woodiwiss, 1964), ο οποίος επεξεργάστηκε περαιτέρω ως

Extended Biotic Index (EBI, Woodiwiss, 1978) και προσαρμόστηκε για τους υδατικούς πόρους της Ιταλίας (Ghetti, 1997).

Χαρακτηριστικά του δείκτη

Εφόσον στα ρέοντα ύδατα τα μακροασπόνδυλα, τα οποία είναι προσκολλημένα με το υποστρώμα, αποτελούνται από πολυάριθμους πληθυσμούς με διαφορετικά επίπεδα ευαισθησίας ως προς τις περιβαλλοντικές τροποποιήσεις, με διαφορετικούς οικολογικούς ρόλους και σχετικά μεγάλης διάρκειας κύκλους ζωής, ο δείκτης είναι ειδικά σχεδιασμένος για την εκτίμηση των επιπτώσεων των περιβαλλοντικών στρεσογόνων παραγόντων στη διάρκεια σχετικά μεγάλης περιόδου. Επομένως, ο δείκτης IBE δείχνει την ποιότητα μίας περιοχής ρέοντος ύδατος στην οποία συγκεντρώνονται με τον καιρό τα αποτελέσματα ποικίλων παραγόντων διαταραχής (φυσικών, χημικών, βιολογικών) με αποτέλεσμα αυτός ο δείκτης να έχει καλή ικανότητα σύνθεσης ("synthesis" capacity). Ταυτόχρονα δεν επιτρέπει την ποσοτικοποίηση και την αναγνώριση των αιτιών (ή της αιτίας) των τελικών μετατροπών. Επομένως, αυτός ο δείκτης έχει μικρή αναλυτική ικανότητα ("analytical" capacity). Ο δείκτης υποδηλώνει την οικολογική ποιότητα της κοίτης του ποταμού και μόνο έμμεσα την φυσική και χημική ποιότητα της κοίτης και του υποστρώματος. Όταν χρησιμοποιείται για την παρακολούθηση της ποιότητας των ρεόντων υδάτων, θα πρέπει να αντιμετωπίζεται ως συμπληρωματικός των φυσικοχημικών προγραμμάτων παρακολούθησης ειδικά στον καθορισμό της ποιότητας των υδάτων για αστική, γεωργική, βιομηχανική ή ψυχαγωγικές χρήσεις. Από την άλλη ο βιοτικός δείκτης κατέχει κεντρικό ρόλο στον καθορισμό της ποιότητας των υδάτων που είναι απαραίτητος για την προστασία των υδατικών οργανισμών (Ghetti, 1997). Εξαιτίας των χαρακτηριστικών του, ο δείκτης αυτός αποδείχθηκε πολύ χρήσιμος ως πρωταρχικό διαγνωστικό εργαλείο για ολόκληρα υδρογραφικά δίκτυα, για την επακόλουθη παρακολούθησή τους, για την εκτίμηση των επιδράσεων των σημειακών και διάχυτων πηγών ρύπανσης, για την εκτίμηση των φυσικών αλλαγών στις κοίτες των ποταμών, για διαχειριστικά σχέδια της αλιείας κ.α..

Γενικές Αρχές Υπολογισμού της τιμής του δείκτη

Οι τιμές του δείκτη αποτελούν ένδειξη για τις ευνοϊκές ή αναμενόμενες συνθήκες που καθορίζονται από την κοινότητα η οποία σε ένα επαρκές οικοσύστημα

θα αποικίσει συγκεκριμένο ενδιαίτημα του ποταμού. Αν και η αναμενόμενη κοινότητα θα ποικίλει ανάλογα με το υπό μελέτη ενδιαίτημα του ποταμού, όλα τα κύρια ενδιαιτήματα αναφοράς μπορούν να συμπεριληφθούν σε μερικά γενικά μοντέλα, τουλάχιστον για το ταξινομικό επίπεδο που απαιτείται για αυτό το δείκτη. Απαραίτητη προϋπόθεση για τη σωστή εφαρμογή του δείκτη αποτελεί η δυνατότητα και ικανότητα του επαναπροσδιορισμού, με σωστές τεχνικές δειγματοληψίας, της πραγματικής/ακριβούς σύνθεσης της κοινωνίας που είναι παρούσα στο τμήμα του ποταμού. Εάν αυτή η προϋπόθεση δεν ισχύει, ο δείκτης δεν μπορεί να εφαρμοσθεί. Επιπλέον, προϋποθέσεις που πρέπει να πληρούνται είναι: η ικανότητα αποκόλλησης των μακροασπόνδουλων από το υπόστρωμα, η σωστή ταξινόμηση των διαφόρων taxa που είναι παρόντα και η ικανότητα διατύπωσης μίας κριτικής διάγνωσης.

Θεμελιωδώς η μέθοδος βασίζεται στη σύγκριση μεταξύ της αναμενόμενης κοινότητας και της παρατηρούμενης στο υπό εξέταση τμήμα του ποταμού. Η μέθοδος περιλαμβάνει ένα πίνακα διπλής εισόδου (Πίνακας 2.6), ο οποίος επιτρέπει την μετατροπή της οικολογικής πληροφορίας που περιέχεται στην κοινωνία των μακροασπόνδουλων και την παρουσίασή της με μία εκτίμηση που εκφράζεται ως αριθμητική τιμή (βιοτικός δείκτης) (Ghetti, 1997). Με αυτόν τον τρόπο είναι δυνατή η μετάφραση της βιολογικής πληροφορίας σε αριθμητική τιμή, η οποία είναι παγκοσμίως κατανοητή.

Περιβάλλοντα όπου μπορεί να εφαρμοσθεί ο δείκτης

Ο δείκτης μπορεί να εφαρμοσθεί σε όλα τα ενδιαιτήματα ρεόντων εσωτερικών υδάτων που είναι σταθερά αποικισμένα και έχουν ως αναμενόμενη τιμή του δείκτη τουλάχιστον 10 (Πίνακες 2.5, 2.6) (Ghetti, 1997). Είναι δυνατό σε κάποια ενδιαιτήματα η φυσική τιμή να είναι μικρότερη του 10: σε τμήματα κοντά σε ολιγοτροφικές πηγές, σε ύδατα που προέρχονται από λιώσιμο των πάγων, σε εκβολές με εύρος αλατότητας, σε ενδιαιτήματα με ρέοντα ύδατα για παρατεταμένες περιόδους, σε τμήματα που δεν είναι πλήρως αποικισμένα έπειτα από σφοδρές ξηρασίες ή πλημμύρες.

Υπολογισμός του δείκτη - Πίνακας Διπλής Εισόδου

Η τιμή του δείκτη που αποδίδεται σε ένα συγκεκριμένο τμήμα του ποταμού καθορίζεται με βάση τον Πίνακα διπλής εισόδου (Πίνακας 2.6). Οι ομάδες των μακροασπόνδουλων τοποθετούνται κάθετα με σειρά μειούμενης ευαισθησίας στην

μεταβολή του ενδιαιτήματος. Το αριθμητικό εύρος των Συστημικών Μονάδων (Systemic Units, S.U.) που εντοπίζεται στο σταθμό δειγματοληψίας τοποθετείται οριζόντια (S.U. όπως ορίζονται στον Πίνακα 2.4). Τα απαιτούμενα ταξινομικά επίπεδα πρέπει να εμφανίζουν αυστηρή πιστότητα διότι διαφορετικά εμφανίζεται μία τεχνητή αύξηση στην αφθονία των taxa με επακόλουθη την λάθος εκτίμηση των τιμών των δεικτών.

Ο Πίνακας 2.6 του δείκτη περιλαμβάνει (Ghetti, 1997):

- μία οριζόντια είσοδο, που θα πρέπει να αντιστοιχεί στην πιο ευαίσθητη Συστηματική Μονάδα (S.U.) που βρίσκεται στην υπό εξέταση κοινότητα. Για παράδειγμα, εάν τρεις Συστημικές Μονάδες (S.U.) των *Plecoptera* υπάρχουν μαζί με άλλες Συστημικές Μονάδες (S.U.) θα πρέπει να εισαχθεί στην πρώτη οριζόντια γραμμή (παρουσία *Plecoptera*) το υψηλότερο επίπεδο (περισσότερες από μία Συστηματική Μονάδα (S.U.)). Εάν βρεθεί κοινότητα χωρίς *Plecoptera*, *Ephemeroptera*, ή *Trichoptera* αλλά το πιο ευαίσθητο taxon είναι το *Gammaridae* θα πρέπει να εισαχθεί σε αυτό το επίπεδο.
- μία κάθετη είσοδο, η οποία θα πρέπει να αντιστοιχεί στο εύρος που περιλαμβάνει τον συνολικό αριθμό των Συστημικών Μονάδων (S.U.) στην υπό εξέταση κοινότητα. Για παράδειγμα, εάν ο ολικός αριθμός των Συστημικών Μονάδων (S.U.) που βρέθηκαν είναι 9, θα πρέπει να εισαχθεί στην τρίτη στήλη (εύρος 6 - 10). Σε αυτό το σημείο η τιμή του δείκτη βρίσκεται στο σημείο όπου η οριζόντια γραμμή συναντά την κάθετη στήλη.

Θα πρέπει να αποδοθεί ιδιαίτερη προσοχή στην οριζόντια είσοδο του πίνακα, διότι εκεί μπορεί εύκολα να γίνουν λάθη. Ο χρήστης του δείκτη θα πρέπει να είναι βέβαιος για την πραγματική παρουσία των πιο ευαίσθητων δεικτών.

Ο εν λόγω πίνακας (Πίνακας 2.6) χρησιμοποιεί δύο τύπους δεικτών: την κυμαινόμενη ευαισθησία των διαφορετικών ομάδων των μακροασπόνδυλων ως προς τις αλλαγές του ενδιαιτήματος (οριζόντια είσοδος) (τα taxa όπως ορίζονται από τον Πίνακα 2.4) και τα αποτελέσματα αυτών των αλλαγών στην αφθονία των taxa (κάθετη είσοδος). Αφού οι μειούμενες τιμές του δείκτη (που καταδεικνύουν την απομάκρυνση από τη βέλτιστη κατάσταση) είναι διακριτές και όχι συνεχόμενες αριθμητικές τιμές, είναι δυνατή η απώλεια κάποια ανάλυσης στα ανώτερα ή κατώτερα τμήματα της κλίμακας τιμών.

Τα απαιτούμενα ταξινομικά επίπεδα πρέπει να εμφανίζουν αυστηρή πιστότητα διότι διαφορετικά εμφανίζεται μία τεχνητή αύξηση στην αφθονία των taxa με επακόλουθη την λάθος εκτίμηση των τιμών των δεικτών.

Η ερμηνεία της τιμής του δείκτη βασίζεται σε δύο τύπους δεικτών: την παρουσία ευαίσθητων στη ρύπανση taxa και την αφθονία των ειδών στη δεδομένη κοινότητα. Ο Πίνακας 2.6 έχει βαθμονομηθεί προκειμένου να δίνει ομογενή και συγκρίσιμα αποτελέσματα μεταξύ των διαφόρων τύπων των ενδιαιτημάτων του ποταμού. Σε κάθε ενδιαίτημα που αναλύεται, το εύρος των τιμών του δείκτη αποκαλύπτει αρμονικά όλες τις ποιοτικές συνθήκες, από τις βέλτιστες έως τις συνθήκες μέγιστης υποβάθμισης. Η δομή του πίνακα αντανακλά την αναγκαιότητα για ένα πρακτικό δείκτη του οποίου η χρήση μπορεί να πραγματοποιηθεί σε μεγάλη κλίμακα με αποδεκτά κόστη και καθορισμένες διαδικασίες σε εθνικό επίπεδο με την ακρίβεια και αξιοπιστία μίας κλίμακας εκτίμησης.

Από τις τιμές του δείκτη σε Κλάσεις Ποιότητας

Οι τιμές του δείκτη IBE έχουν ομαδοποιηθεί σε πέντε ποιοτικές κλάσεις I - V (Πίνακας 2.5), κάθε μία από τις οποίες αντιστοιχεί σε ένα διαφορετικό χρώμα - κωδικό για την χαρτογράφηση της ποιότητας των υδάτων:

- μπλε = κλάση I (καθόλου ή ελάχιστα ρυπασμένα ύδατα)
- πράσινο = κλάση II (ελαφρώς ρυπασμένα ύδατα)
- κίτρινο = κλάση III (μέτρια ρυπασμένα ύδατα, κρίσιμη κατάσταση)
- πορτοκαλί = κλάση IV (βαρέως ρυπασμένα ύδατα)
- κόκκινο = κλάση V (σε μεγάλο βαθμό βαρέως ρυπασμένα ύδατα)

Οι κλάσεις ποιότητας μπορούν εύκολα να απεικονιστούν σε χάρτες με τη χρήση των κώδικα των χρωμάτων. Με τον προσεκτικό σχεδιασμό των σταθμών δειγματοληψίας στο υδρογραφικό δίκτυο, είναι δυνατή η σχεδίαση των χαρτών ποιότητας των υδάτων (Ghetti, 1997). Αυτοί είναι χρήσιμοι για την ανάλυση της κατάστασης των υδάτων στις λεκάνες απορροής, για το σχεδιασμό μελλοντικών ερευνών και για την εκτίμηση της αποτελεσματικότητας των διαδικασιών καθαρισμού.

Πίνακας 2.4: Όρια για τον καθορισμό των Συστημικών Μονάδων (S.U.)

Ομάδα Πανίδας	Ταξινόμικό Επίπεδο
Plecoptera	Είδος
Trichoptera	Οικογένεια
Ephemeroptera	Είδος
Coleoptera	Οικογένεια
Odonata	Είδος
Diptera	Οικογένεια
Heteroptera	Οικογένεια
Crustacea	Οικογένεια
Gastropoda	Οικογένεια
Bivalvia	Οικογένεια
Tricladida	Είδος
Hirudinea	Είδος
Oligochaeta	Οικογένεια
Λιγότερο Συνήθεις Ομάδες	
Megaloptera - Sialidae	Οικογένεια
Planipennia - Osmylidae	Οικογένεια
Nematomorpha - Gordiidae	Οικογένεια
Nemertinea - Prostoma	Οικογένεια

Πηγή: Ghetti, 1997

Πίνακας 2.5: Αντιστοίχιση των τιμών του δείκτη IBE στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας.

Κλάση	Βιοτικός Δείκτης IBE	Κατάσταση Ενδιατήματος	Σήμα Χρώματος
I	10 - 11 - 12 - ...	καθόλου ή ελάχιστα ρυπασμένα ύδατα - καλή κατάσταση	<u>μπλε</u>
II	8 -9	ελαφρώς ρυπασμένα ύδατα	<u>πράσινο</u>
III	6 -7	μέτρια ρυπασμένα ύδατα, μέτρια κατάσταση	<u>κίτρινο</u>
IV	4 - 5	βαρέως ρυπασμένα ύδατα - ελλιπής κατάσταση	<u>πορτοκαλί</u>
V	0 - 1 - 2 - 3	σε μεγάλο βαθμό βαρέως ρυπασμένα ύδατα - κακή κατάσταση	<u>κόκκινο</u>

Πηγή: Ghetti, 1999

Πίνακας 2.6: Υπολογισμός του δείκτη I.B.E.

Ταχα που καθορίζουν με την παρουσία τους την οριζόντια εισοδο (πρώτη εισοδος)		Συνολικός Αριθμός των ομάδων που είναι παρούσες (δεύτερη εισοδος)								
		0 -1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 - 20	21 - 25	26 - 30	31 - 35	36<..
Υπάρχουν: Νύμφες Plecoptera (Leuctra *)	Περισσότερα του ενός είδους	–	–	8	9	10	11	12	13**	14**
	Μόνο ένα είδος	–	–	7	8	9	10	11	12	13**
Υπάρχουν: Νύμφες Ephemeroptera (εκτός από Baetidae & Caenidae)	Περισσότερα του ενός είδους	–	–	7	8	9	10	11	12	–
	Μόνο ένα είδος	–	–	6	7	8	9	10	11	–
Υπάρχουν: Λάρβες Trichoptera (υπάρχουν: Baetidae & Caenidae)	Περισσότερα του ενός είδους	–	5	6	7	8	9	10	11	–
	Μόνο ένα είδος	–	4	5	6	7	8	9	10	–
Υπάρχουν: Gammaridae ή/και Atyiidae ή/και Paleomonidae	Απόντα όλα τα παραπάνω είδη	–	4	5	6	7	8	9	10	–
Υπάρχουν: Aselidae ή/και Niphargidae	Απόντα όλα τα παραπάνω είδη	–	3	4	5	6	7	8	9	–
Υπάρχουν: Oligocheta ή Chironomidae	Απόντα όλα τα παραπάνω είδη	1	2	3	4	5	–	–	–	–
Απόντα όλα τα παραπάνω είδη	Απόντα όλα τα παραπάνω είδη	–	–	–	–	–	–	–	–	–

*: Στην κοινωνία που υπάρχει Leuctra ως το μόνο taxon των Plecoptera και ταυτόχρονα τα Ephemeroptera είναι απόντα (ή υπάρχουν μόνο Baetidae και Caenidae), η Leuctra θα πρέπει να θεωρείται στο επίπεδο των Trichoptera για την οριζόντια εισοδο.

! Οι οικογένειες Baetidae και Caenidae θα πρέπει να θεωρούνται στο επίπεδο των Trichoptera για την οριζόντια εισοδο

–: Αμφίβολα αποτελέσματα εξαιτίας λαθών στη δειγματοληψία, αυξημένης παρουσίας περιπλανώμενων οργανισμών, μη ολοκληρωμένης αποίκησης του τόπου δειγματοληψίας, μη εφαρμόσιμων στο I.B.E. τύπων ενδιατημάτων (πηγές, ύδατα από λιώσιμο των πάγων, στάσιμα ύδατα, εκβολές κ.α.)

** : Αυτές οι τιμές σπάνια παρατηρούνται στους Ιταλικούς υδατικούς πόρους.

Πηγή: Ghetti, 1997

2.3.2 Belgian Biotic Index (BBI)

Το 1978 το Υπουργείο της Δημόσιας Υγείας άρχισε να χρηματοδοτεί ένα εκτεταμένο πρόγραμμα για την έρευνα της ποιότητας όλων των υδάτινων σωμάτων στο Βέλγιο με την χρήση τεχνικών μεθόδων βιολογικής εκτίμησης (Lafontaine et al., 1979). Για την επίτευξη αυτού του στόχου δημιουργήθηκαν ομάδες ειδικών σε διάφορα μέρη της χώρας που συντονίζονται από το Εθνικό Ινστιτούτο Υγιεινής και Επιδημιολογίας στις Βρυξέλες. Αποφασίσθηκε να εφαρμοσθεί μία κοινή μέθοδος εκτίμησης, η οποία θα ήταν πρακτική, γρήγορη στην εφαρμογή και εφαρμόσιμη στους διαφορετικούς τύπους υδατικών πόρων (De Pauw & Vanhooren, 1983).

Μεταξύ όλων των μεθόδων που ήταν διαθέσιμες, δύο από αυτές εκτιμήθηκε ότι μπορούν να εφαρμοσθούν στην Ευρώπη: ο Trent Biotic Index (TBI) του Woodiwiss (1964) και ο Βιοτικός Δείκτης των Tuffery και Verneaux (1968). Και οι δύο προαναφερθέντες δείκτες χρησιμοποιούν τους μακροασπόνδουλους οργανισμούς.

Σε πρώτο στάδιο και οι δύο μέθοδοι συγκρίθηκαν εκτεταμένα προκειμένου να γίνει η τελική επιλογή ενός κατάλληλου δείκτη (Lafontaine et al., 1979). Το συμπέρασμα από αυτή τη σύγκριση ήταν να χρησιμοποιηθεί η μέθοδος συλλογής του δείκτη TBI (Woodiwiss, 1964) και ο βιοτικός δείκτης όπως προτείνεται από τους Tuffery και Verneaux (1968). Επιπλέον, πραγματοποιήθηκαν μικρές προσαρμογές που αφορούσαν την πρακτική αναγνώριση και τον καθορισμό των ταξινομικών ομάδων. Το αποτέλεσμα ήταν η δημιουργία του Βέλγικου Βιοτικού Δείκτη (Belgian Biotic Index, BBI). Σύμφωνα με αυτή τη μέθοδο η βιολογική εκτίμηση της ποιότητας των επιφανειακών υδάτων βασίζεται στην ποιοτική δειγματοληψία των μακροασπόνδουλων.

Για κάθε τόπο δειγματοληψίας συμπληρώνεται ένα πρωτόκολλο πεδίου προκειμένου να διευκολύνεται η ερμηνεία των βιολογικών δεδομένων. Θα πρέπει να συγκρίνονται μόνο εκτάσεις ποταμών με παρόμοια γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά. Το φύλλο εργασίας του πρωτοκόλλου που συμπληρώνεται στο πεδίο βοηθά στην έρευνα και στη σύντομη περιγραφή τέτοιων χαρακτηριστικών του τόπου δειγματοληψίας, όπως η φύση του πυθμένα του ποταμού, το βάθος, το πλάτος, η ταχύτητα ροής, η βλάστηση κ.α..

Για τη συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων η δειγματοληψία θα πρέπει να καλύπτει έκταση 10 m έως 20 m και να πραγματοποιείται σε περιορισμένο χρονικό διάστημα: από 3 λεπτά για πορείες ποταμών μικρότερες από 2 m , έως 5 λεπτά για μεγαλύτερα ποτάμια.

Ο σκοπός της αναγνώρισης είναι ο καθορισμός των Συστημικών μονάδων που είναι παρούσες στο δείγμα (ποικιλότητα) και της παρουσίας ευαίσθητων ομάδων. Οι συστηματικές μονάδες αντιστοιχούν με τα ταξινομικά επίπεδα της οικογένειας ή του γένους ή στην παρουσία συγκεκριμένων ομάδες ή υπο - ομάδες. Συνεπώς, η αναγνώριση των συστημικών μονάδων θα πραγματοποιηθεί μόνο σε πρακτικό επίπεδο (Πίνακας 2.7). Η χρήση μόνο πρακτικών επιπέδων της ταξινόμιας έχει το πλεονέκτημα της διευκόλυνσης της αναγνώρισης, της πρόληψης των λαθών μεταξύ των χρηστών και της αύξησης της επίδοσης της βιολογικής εκτίμησης. Μόνο τέτοιου είδους διαδικασίες καθιστούν εφικτή την επεξεργασία μεγάλου αριθμού βιολογικών δειγμάτων σε περιορισμένο χρονικό διάστημα (De Pauw & Vanhooren, 1983). Επιπροσθέτως, θα πρέπει να σημειωθεί πως μία συστηματική μονάδα που αντιπροσωπεύεται μόνο από ένα άτομο δεν συμπεριλαμβάνεται στον υπολογισμό του βιοτικού δείκτη, διότι η παρουσία αυτού του ατόμου μπορεί να είναι τυχαία.

Υπολογισμός του Βιοτικού Δείκτη

Η ερμηνεία του δείκτη βασίζεται στον πίνακα των Tuffery & Verneaux (1968) (Πίνακας 2.9), ο οποίος έχει μία διπλή οριζόντια και κάθετη είσοδο, μία για την ομάδα της πανίδας και μία για τον αριθμό των συστημικών μονάδων.

Ο οριζόντιος διαχωρισμός αντιστοιχεί στις παρατηρούμενες ομάδες πανίδας, έχει εύρος από 1 έως 7, και αφορά τις μειούμενες περιβαλλοντικές απαιτήσεις ή την αυξανόμενη ανθεκτικότητα στη ρύπανση (Πίνακας 2.9, Στήλη I). Οι πιο ευαίσθητες ομάδες όπως τα *Plecoptera*, τα *Trichoptera* και τα *Ephemeroptera* βρίσκονται στην κορυφή του πίνακα. Τα πιο ανθεκτικά είδη βρίσκονται στη βάση του πίνακα: *Tubificidae*, *Chironomidae* της ομάδας των *thummi - plumosus*, *Syrphidae* (*Eristalinae*). Οι ενδιάμεσες ομάδες είναι τα *Gammaridae*, *Asellidae*, *Sphaeridae* και *Odonata*. Για τις τρεις πρώτες ομάδες (1 - 3) είναι απαραίτητο γνωρίζει κανείς εάν υπάρχουν 1, 2, ή περισσότερες συστηματικές μονάδες στο δείγμα (Πίνακας 2.9, Στήλη II). Έτσι ανάλογα με την περίπτωση επιλέγεται η πρώτη ή η δεύτερη σειρά.

Ο κάθετος διαχωρισμός αντιστοιχεί στις κλάσεις ποικιλότητας (π.χ. τον αριθμό των συστημικών μονάδων που υπάρχουν στο δείγμα). Η διασταύρωση μίας στήλης και μίας σειράς καθορίζει το βιοτικό δείκτη ενός δείγματος. Επιλέγεται η σειρά η οποία αντιστοιχεί στην πιο ευαίσθητη ομάδα που είναι παρούσα στο δείγμα.

Οι τιμές του βιοτικού δείκτη κυμαίνονται από 0 έως 10. Όσο υψηλότερη είναι η τιμή τόσο πιο ευαίσθητες ομάδες και συστηματικές μονάδες βρίσκονται στο υπό εξέταση δείγμα. Η ελάχιστη τιμή του βιοτικού δείκτη (BBI = 0, πολύ μεγάλος βαθμός ρύπανσης) αποδίδεται όταν όλα τα είδη, εκτός των *Eristalinae* είναι απόντα.

Ερμηνεία του Δείκτη BBI

Γενικά, η υψηλότερη τιμή του δείκτη (10) υποδεικνύει πολύ καλή ποιότητα ύδατος ή αλλιώς απουσία ρύπανσης (παρουσία δύο γενών Plecoptera και 16≤ Συστημικές Μονάδες). Όσο μικραίνει η τιμή του δείκτη τόσο χειρότερη είναι η ποιότητα του νερού. Εάν ο δείκτης ισούται με 5 ή λιγότερο (BBI ≤ 5) (μπλε γραμμή στον Πίνακα 2.9) σημαίνει πως το νερό είναι μολυσμένο, αλλά η κατάσταση είναι κρίσιμη. Η μείωση του δείκτη από το 10 στο 7 σε ένα υδατικό σώμα σημαίνει πως ένα συγκεκριμένο ποσό ρύπανσης είναι παρόν ακόμα και αν σε απόλυτους όρους το μολυσματικό φορτίο μπορεί να είναι χαμηλό. Οι 10 τιμές του δείκτη μπορούν να ομαδοποιηθούν σε πέντε κλάσεις ποιότητας (Πίνακας 2.8), η κάθε μία από τις οποίες χαρακτηρίζεται από ένα χρώμα (De Pauw & Vanhooren, 1983). Η μηδενική τιμή του δείκτη, η οποία υποδεικνύει απόλυτη απουσία βιοτικών δεικτών, αντιστοιχεί με το μαύρο χρώμα.

Πίνακας 2.7: Πρακτικοί περιορισμοί για τον καθορισμό των Συστημικών Μονάδων

Ταξινομική Ομάδα	Επίπεδο Προσδιορισμού των Συστημικών Μονάδων
Plathelminthes	Γένος
Oligochaeta	Οικογένεια
Hirudinea	Γένος
Mollusca	Γένος
Crustacea	Οικογένεια
Plecoptera	Γένος
Ephemeroptera	Γένος
Trichoptera	Οικογένεια
Odonata	Γένος
Megaloptera	Γένος
Hemiptera	Γένος
Coleoptera	Οικογένεια
Diptera	Οικογένεια
	<i>Chironomidae thummi- plumosus</i>
	<i>Chironomidae non - thummi - plumosus</i>
Hydracarina	Παρουσία

Πηγή: De Pauw & Vanhooren, 1983

Πίνακας 2.8: Αντιστοίχιση των τιμών του δείκτη BBI στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας.

Κλάση	Βιοτικός Δείκτης BBI	Εκτίμηση	Σήμα Χρώματος
I	10 - 9	καθόλου ή ελάχιστα ρυπασμένα ύδατα	<u>μπλε</u>
II	8 - 7	ελαφρώς ρυπασμένα ύδατα	<u>πράσινο</u>
III	6 - 5	μέτρια ρυπασμένα ύδατα, κρίσιμη κατάσταση	<u>κίτρινο</u>
IV	4 - 3	βαρέως ρυπασμένα ύδατα	<u>πορτοκαλί</u>
V	2 - 0	σε μεγάλο βαθμό βαρέως ρυπασμένα ύδατα	<u>κόκκινο</u>

Πηγή: De Pauw & Vanhooren, 1983

Πίνακας 2.9: Υπολογισμός του Βιοτικού Δείκτη BBI

I Ομάδες Πανίδας	II	III Συνολικός Αριθμός συστηματικών μονάδων που είναι παρούσες				
		0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 <..
1. Plecoptera ή Ecdyonuridae (= Heptageniidae)	1 αρκετές S.U.*	–	7	8	9	10
	2 μόνο 1 S.U.	5	6	7	8	9
2. Cased Trichoptera	1 αρκετές S.U.	–	6	7	8	9
	2 μόνο 1 S.U.	5	5	6	7	8
3. Ancyliidae ή Ephemeroptera εκτός Ecdyonuridae	1. περισσότερες από 2 S.U.	–	5	6	7	8
	2. 2 ή 2< S.U.	3	4	5	6	7
4. Aphelocheirus ή Odonata ή Gammaridae ή Mollusca (εκτός από Sphaeriidae)	0 όλα τα SUM που αναφέρθηκαν παραπάνω είναι απόντα	3	4	5	6	7
5. Asselus ή Hirudinea	0 όλα τα SUM που αναφέρθηκαν παραπάνω είναι απόντα	2	3	4	5	–
6. Tubificidae ή Chironomidae των ομάδων <i>thummi</i> - <i>plumosus</i>	0 όλα τα SUM που αναφέρθηκαν παραπάνω είναι απόντα	1	2	3	–	–
7. Eristalinae (= Syrphidae)	0 όλα τα SUM που αναφέρθηκαν παραπάνω είναι απόντα	0	1	1	–	–

* S.U.: αριθμός των Συστημικών Μονάδων που παρατηρούνται στην ομάδα της πανίδας

Πηγή: De Pauw & Vanhooren, 1983

2.3.3 Biological Monitoring Working Party (BMWP)

Ο δείκτης BMWP (Biological Monitoring Working Party) δημιουργήθηκε το 1981 από το Βρετανικό Εθνικό Συμβούλιο των Υδάτων (National Water Council). Αποτελεί ένα σύστημα βιοτικού δείκτη το οποίο προσπάθησε να εντάξει και στοιχεία ποσοτικής ανάλυσης των ειδών, τα οποία όμως στην εφαρμογή του εγκαταλείφθηκαν.

Η ταξινόμηση των ατόμων στον δείκτη BMWP γίνεται στο επίπεδο της οικογένειας των μακροασπόνδουλων, με αποτέλεσμα να μειώνεται ο χρόνος επεξεργασίας των δειγμάτων. Με αυτόν τον τρόπο τα δείγματα παρουσιάζουν μεγαλύτερη ομοιογένεια, αποφεύγονται τυχόν διακυμάνσεις που οφείλονται σε εσφαλμένη αναγνώριση των ειδών και επιτυγχάνεται μεγαλύτερο εύρος εφαρμογής του δείκτη. Ο δείκτης BMWP κατά την πρώτη περίοδο εφαρμογής του διαχώρισε τη συλλογή βενθικών οργανισμών σε άτομα που συλλέγονται σε περιοχές που επικρατεί η διαδικασία της διάβρωσης και σε άτομα που συλλέγονται σε περιοχές που επικρατεί η διαδικασία ιζηματοποίησης. Ο διαχωρισμός αυτός αργότερα εγκαταλείφθηκε και η βαθμολογική κλίμακα για τη ζώνη ιζηματοποίησης εφαρμόζεται σε ολόκληρο το δείκτη.

Η βαθμολογία της κάθε οικογένειας κυμαίνεται από 1 έως 10 ανάλογα με την ανθεκτικότητά της στη ρύπανση (συνήθως οργανική). Στις ευαίσθητες ταξινομικές ομάδες αντιστοιχούν υψηλές τιμές ενώ στις ανθεκτικότερες ομάδες στη ρύπανση, χαμηλότερες (Πίνακας 2.10). Την τελική βαθμολογία για έναν τόπο δειγματοληψίας αποτελεί το άθροισμα των βαθμών που έλαβαν οι οικογένειες που βρέθηκαν στον τόπο αυτό. Παρόλο που ο δείκτης BMWP δεν έχει ανώτατο όριο, τιμές πάνω από 200 είναι σπάνιες. Οι χαμηλές τιμές του δείκτη υποδεικνύουν χαμηλή ποιότητα των υδάτων, ενώ οι υψηλότερες είναι ενδεικτικές για ύδατα υψηλότερης ποιότητας.

Ένα από τα προβλήματα εφαρμογής του δείκτη BMWP ήταν η εξάρτησή του από το μέγεθος του δείγματος, καθώς όσο μεγαλύτερη είναι η χρονική διάρκεια της δειγματοληψίας, τόσο περισσότερες οικογένειες προστίθενται στο υπολογισμό του δείκτη, με αποτέλεσμα την αύξηση της βαθμολογίας για το συγκεκριμένο τόπο δειγματοληψίας (Γιαννάκου, 2000). Σύμφωνα με το σύστημα BMWP συστήνεται η σύγκριση των τιμών να γίνεται σε χρονική βάση στους τόπους για την υπόδειξη της τάσης στον κάθε τόπο και να μην πραγματοποιούνται χωρικές συγκρίσεις μεταξύ των διαφορετικών τόπων (Logan, 2001). Επιπροσθέτως συστήνεται η χρήση του δείκτη ASPT (Average Score Per Taxon), για τη μείωση των σφαλμάτων

δειγματοληψίας. Ακόμη ένα από τα προβλήματα του δείκτη είναι το γεγονός ότι διαφορετικά μη μολυσμένα ποτάμια έδωσαν διαφορετικά αποτελέσματα του BMWP εξαιτίας της ύπαρξης φυσικής ποικιλότητας στις βιοκοινωνίες. Αυτό το γεγονός καθιστά μη πρακτική τη σύγκριση της κατάστασης διαφορετικών ποταμών. Προκειμένου να παρακαμφτεί αυτό το μειονέκτημα ένα ερευνητικό πρόγραμμα άρχισε το οποίο κατέληξε στην ανάπτυξη του Συστήματος RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) (Logan, 2001). Το σύστημα RIVPACS είχε δύο στόχους. Πρώτον, την ανάπτυξη της βιολογικής ταξινόμησης μη ρυπασμένων ποταμών και τόπων στην Αγγλία με βάση την πανίδα των μακροασπόνδουλων. Η ταξινόμηση έχει πρακτική εφαρμογή στη διατήρηση της φύσης και επιπλέον είναι απαραίτητη προϋπόθεση για την επίτευξη του δεύτερου στόχου, ο οποίος είναι η διαπίστωση του κατά πόσο ο τύπος της κοινωνίας των μακροασπόνδουλων που αναμένεται σε ένα μη μολυσμένο τόπο θα μπορούσε να προβλεφθεί με τη χρήση φυσικών και χημικών χαρακτηριστικών (Wright et al, 1993).

Πίνακας 2.10: Υπολογισμός του Δείκτη BMWP

Οικογένειες	Βαθμολογία
Siphonuridae, Heptagenidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagriidae	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Plananiidae, Dendrocoelidae	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae	3
Chironomidae	2
Oligochaeta (όλη η κλάση)	1

Πηγή: Wright et al, 1993

2.3.4 Average Score Per Taxon (ASPT)

Ο δείκτης ASPT υπολογίζεται με τη διαίρεση της τελικής βαθμολογίας του δείκτη BMWP με τον αριθμό των ταξινομικών μονάδων που λαμβάνονται υπόψη για τον υπολογισμό του τελευταίου. Αυτό έχει ως αποτέλεσμα να περιορίζονται όλες οι τιμές στο διάστημα από 1 έως 10 και ο δείκτης είναι ανεξάρτητος των ταξινομικών μονάδων. Επιπλέον, με αυτόν τον τρόπο ο BMWP δεν επηρεάζεται από τις εποχιακές διακυμάνσεις, την τεχνική δειγματοληψίας και επομένως παρουσιάζει τα επιθυμητά χαρακτηριστικά ενός δείκτη για την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων.

2.3.5 Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP ή BMWP')

Στην Ισπανία χρησιμοποιείται ο βιοτικός δείκτης IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) ως εθνική μέθοδος για την ταξινόμηση των ποταμών. Ο δείκτης αυτός αποτελεί μία προσαρμογή του βρετανικού δείκτη BMWP ως προς τις ομάδες των μακροασπόνδυλων που περιλαμβάνει, δηλαδή ο δείκτης IBMWP υπολογίζεται όπως ο βρετανικός BMWP αλλά αναφέρεται στην πανίδα της ιβηρικής χερσονήσου.

Στο εργαστήριο το ελάχιστο των 200 ατόμων πρέπει να αναγνωριστούν και να καταμετρηθούν. Ο αναλογικός αριθμός των ατόμων κάθε οικογένειας καθορίζεται σε κάθε δείγμα. Τα μακροασπόνδυλα αναγνωρίζονται σε επίπεδο οικογένειας. Τα ημι - ποσοτικά δεδομένα λαμβάνονται σε 5 κλάσεις:

- 1 (1 - 3 άτομα)
- 2 (4 - 10 άτομα)
- 3 (11 - 60 άτομα)
- 4 (51 - 100 άτομα)
- 5 (>100 άτομα)

Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας

Για τον καθορισμό των επιπέδων ποιότητας μελετάται ολόκληρο το σύνολο των τιμών του βιοτικού δείκτη και οι κλάσεις ποιότητας καθορίζονται βάση της απόκλισής τους από τις τιμές των συνθηκών αναφοράς που έχουν καθοριστεί προηγουμένως. Έτσι για κάθε τύπο καθορίζονται οι κλάσεις ποιότητας ακολουθώντας τα κριτήρια της Οδηγίας - Πλαίσιο. Τα διαστήματα που πληρούν τις καθορισμένες συνθήκες καθορίζονται λαμβάνοντας υπόψη τα ποσοστά που

ανταποκρίνονται στο 25° εκατοστό: 100%, 61%, 36%, 15%, αντίστοιχα των ορίων μεταξύ των πέντε οικολογικών κλάσεων.

Οι ακόλουθες κύριες ταξινομικές ομάδες θεωρούνται ως ευαίσθητες για τα ποτάμια της Ιβηρικής χερσονήσου στο επίπεδο της οικογένειας και περιλαμβάνονται στον υπολογισμό του δείκτη IBMWP:

- Plecoptera: όλες οι οικογένειες
- Ephemeroptera: *Leptophlebiidae*, *Ephemerellidae*, *Heptageniidae*
- Trichoptera: *Philopotamidae*, *Limnephilidae*, *Psychomyiidae*, *Sericostomatidae*
- Coleoptera: *Elmidae*, *Dryorpidae*
- Diptera: *Athericidae*

Στη συνέχεια παρουσιάζεται η αντιστοίχιση των τιμών των δεικτών BMWP και IBMWP με τις κλάσεις οικολογικής ποιότητας. Η εν λόγω αντιστοίχιση είναι κοινή για τους δύο δείκτες. Αυτό που διαφοροποιείται μεταξύ των δεικτών είναι οι ταξινομικές ομάδες που περιλαμβάνουν. Επιπλέον, στον δείκτη IBMWP ορισμένες ταξινομικές ομάδες λαμβάνουν διαφορετική βαθμολογία. Θα πρέπει όμως να σημειωθεί ότι οι κατηγορίες της βαθμολογίας του δείκτη BMWP (Πίνακας 2.10) είναι ίδιες και για τους δύο δείκτες.

Πίνακας 2.11: Αντιστοίχιση των τιμών των δεικτών BMWP και IBMWP στις Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας

Κλάση	Βιοτικοί Δείκτες BMWP & IBMWP	Κατάσταση Ενδιαιτήματος	Σήμα Χρώματος
I	>80	καθόλου ή ελάχιστα ρυπασμένα ύδατα - καλή κατάσταση	<u>μπλε</u>
II	41 - 80	ελαφρώς ρυπασμένα ύδατα	<u>πράσινο</u>
III	21 - 40	μέτρια ρυπασμένα ύδατα, μέτρια κατάσταση	<u>κίτρινο</u>
IV	6 - 20	βαρέως ρυπασμένα ύδατα - ελλιπής κατασταση	<u>πορτοκαλί</u>
V	<6	σε μεγάλο βαθμό βαρέως ρυπασμένα ύδατα - κακή κατάσταση	<u>κόκκινο</u>

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A.2007

2.3.5 Hellenic Evaluation Score (HES)

Ο δείκτης HES (Hellenic Evaluation Score, Artemiadou & Lazaridou, 2004) και ο δείκτης μετάφρασής του (Interpretation Index) αναπτύχθηκε βασισμένος στην εύκολη συλλογή των δειγμάτων α) από όλες τις εποχές που αντανακλούν κάθε είδους εποχιακής επίδρασης, β) από διαφορετικούς τύπους υποστρωμάτων και γ) με διαφορετικά χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων που αντιπροσωπεύουν ορισμένες από τις παραμέτρους του Συστήματος Β από την τυπολογία των ποταμών της Οδηγίας - Πλαίσιο.

Για τη δημιουργία του δείκτη HES τροποποιήθηκε ο ισπανικός δείκτης IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), ο οποίος βασίζεται στην αναγνώριση των βενθικών μακροασπόνδυλων στο επίπεδο της οικογένειας. Ο δείκτης IBMWP επιλέχθηκε διότι σχεδιάστηκε για τα ισπανικά ποτάμια και περιλαμβάνει περισσότερες οικογένειες που είναι παρούσες και στα ελληνικά ποτάμια συγκριτικά με το βρετανικό δείκτη BMWP (Biological Monitoring Working Party). Παρόλα αυτά έχει αποδειχθεί ότι τα ελληνικά ποτάμια περιλαμβάνουν περισσότερες ταξινομικές ομάδες απ' ό,τι ο δείκτης IBMWP. Έτσι ο Πίνακας του δείκτη IBMWP έχει τροποποιηθεί σύμφωνα με τις ταξινομικές ομάδες που έχουν συλλεχθεί ή αναμένονται να υπάρχουν στα ελληνικά ποτάμια.

Η κυριότερη διαφορά του δείκτη HES από τον Βρετανικό (BMWP) και Ισπανικό (IBMWP) δείκτη είναι το γεγονός ότι περιλαμβάνει τρεις κατηγορίες σχετικής αφθονίας, οι οποίες σε συνδυασμό με την ποικιλότητα του ενδιαιτήματος αποδείχθηκε βοήθεια για μία πιο ακριβή ταξινόμηση των τόπων σύμφωνα με την ποιότητα των υδάτων τους, ειδικά για τους τόπους μέτριας οικολογικής ποιότητας.

Επιλογή της μεθόδου δειγματοληψίας

Η ανάπτυξη ενός βιοτικού δείκτη με ικανοποιητική απόδοση εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την δειγματοληπτική μέθοδο που χρησιμοποιείται. Η δειγματοληπτική μέθοδος (3 min kick/sweep plus 1 min manual search) που χρησιμοποιείται είναι ημι - ποσοτική, όπου ο παράγοντας του χώρου έχει αντικατασταθεί από τον παράγοντα του χρόνου. Εντός της δειγματοληπτικής περιόδου γίνεται μία προσπάθεια να καλυφθούν αναλογικά όλα τα παρόντα ενδιαιτήματα του ποταμού.

Υπολογισμός του δείκτη HES

Για τον υπολογισμό του δείκτη HES τα δείγματα προ - ταξινομούνται σε τρεις ομάδες οικολογικής ποιότητας: «καθαρά» (clean), «μέτρια» (moderate) και «φτωχά» (poor). Η ταξινόμηση αυτή γίνεται βάση της παρουσίας ή απουσίας σημειακών πηγών ρύπανσης ανάντη των τόπων δειγματοληψίας ή/και διάχυτης ρύπανσης ως αποτέλεσμα έντονων αγροτικών δραστηριοτήτων. Τα «καθαρά» περιλαμβάνουν δείγματα από τόπους αναφοράς ή μη διαταραγμένους τόπους, τα «ρυπασμένα» περιλαμβάνουν δείγματα από ρυπασμένους τόπους με κακή ή πολύ κακή ποιότητα νερού και τα «μέτρια» αναφέρονται σε δείγματα που δεν ανήκουν ξεκάθαρα στις δύο προαναφερθέντες κατηγορίες ποιότητας.

Στον υπολογισμό του δείκτη IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) η αφθονία δεν λαμβάνεται υπόψη, σε αντίθεση με τον υπολογισμό του δείκτη HES όπου η αφθονία περιλαμβάνεται. Συγκεκριμένα, η πιο ακριβής εκτίμηση της ποιότητας του νερού ενός τόπου υπολογίστηκε από τον δείκτη HES όταν η αφθονία συμπεριλήφθηκε, ενώ η μορφή του δείκτη HES και του δείκτη μετάφρασης που δεν περιλαμβάνει τις κατηγορίες αφθονίας είτε δεν ταξινομεί τα μέτριας οικολογικής ποιότητας δείγματα επιτυχώς ή αποδείχθηκε ότι εξαρτάται από την εποχή. Δεδομένου ότι η απόλυτη αφθονία ποικίλει σημαντικά ακόμα και σε φυσικές συνθήκες και ότι η μέθοδος δειγματοληψίας ήταν ημι - ποσοτική μόνο η σχετική αφθονία των βενθικών taxa θα μπορούσε να περιληφθεί στον δείκτη HES και στο δείκτη μετάφρασης. Επιπροσθέτως, η σχετική αφθονία είναι ανεξάρτητη της επιφανειακής κάλυψης στο πεδίο και του αριθμού των επαναλαμβανόμενων δειγμάτων. Η ταξινόμηση του AQEM για τα ελληνικά δείγματα βασίζεται επίσης στην αφθονία, αφού περιλαμβάνει 20 δείγματα που καλύπτουν 1.25m² (αλλά σε αυτή την περίπτωση η δειγματοληψία και η διαλογή είναι πιο χρονοβόρες). Τελικά, τρεις κατηγορίες σχετικής αφθονίας σχηματίστηκαν: 0 - 1% («παρόντα», present), 1.01 - 10% («κοινά», common) και >10% («άφθονα», abundant). Οι τιμές των οικογενειών αυξάνονται ανάλογα με τη σχετική αφθονία των ευαίσθητων taxa ή μειώνεται ανάλογα με τη σχετική αφθονία των ανθεκτικών taxa.

Ο δείκτης HES αποτελεί σύστημα βαθμονόμησης (score) και όχι βιοτικό δείκτη, και επλέχθηκε διότι τα βαθμονομικά συστήματα εκτίμησης λαμβάνουν υπόψη σχεδόν όλα τα taxa που είναι παρόντα σε έναν τόπο και όχι μόνο συγκεκριμένα taxa με αποτέλεσμα οι πληροφορίες που συλλέγονται να είναι πιο αντιπροσωπευτικές της βενθικής κοινωνίας.

Η τιμή του δείκτη HES είναι το άθροισμα των τιμών των οικογενειών που συλλέγονται ανά δείγμα. Επομένως, η τιμή του δείκτη επηρεάζεται από τον αριθμό των taxa που συλλέγεται. Ειδικά στα ολιγοτροφικά οικοσυστήματα, τα οποία φυσικά υποστηρίζουν φτωχή πανίδα εξαιτίας της έλλειψης της χλωρίδας και των αλγών, η τιμή θα είναι εσφαλμένα χαμηλή υποδεικνύοντας κακή ποιότητα νερού. Έτσι, υπολογίζεται ο μέσος όρος ανά taxon (AHES), που είναι ανεξάρτητος του αριθμού των taxa που συλλέγονται. Ο AHES υπολογίζεται διαιρώντας την τιμή του δείκτη HES με τον αριθμό των taxa που βρίσκονται και βαθμονομούνται (σε επίπεδο οικογένειας, με εξαίρεση την κλάση *Oligochaeta*).

Ο δείκτης μετάφρασης είναι το μέσο με το οποίο η εκτίμηση της ποιότητας του νερού μπορεί να γίνει αντιληπτή από μη ειδικούς. Οι τιμές των δεικτών HES και AHES κατηγοριοποιήθηκαν σε πέντε ομάδες και μεταφράστηκαν σε πέντε κατηγορίες ποιότητας, όπως προτείνεται από την Οδηγία - Πλαίσιο.

Τελικά, ο δείκτης HES και ο δείκτης μετάφρασής του (Interpretation index) περιλαμβάνουν μία τιμή (score), ένα μέσο όρο ανά taxon και ένα δείκτη μετάφρασης, ο συνδυασμός των οποίων δίνει ικανοποιητικά αποτελέσματα όταν εφαρμόζονται σε ελληνικά ρέοντα ύδατα, ειδικά σε τόπους μέτριας κατάστασης. Αυτό το σύστημα βασίζεται σε μία κοινή, εύκολα εφαρμόσιμη, αποτελεσματική ως προς τι κόστος, ημι - ποσοτική μέθοδο δειγματοληψίας. Χρησιμοποιεί την αναγνώριση στο επίπεδο της οικογένειας, η οποία είναι απλή, προσφέρει επαρκή ακρίβεια και λαμβάνει υπόψη την ποικιλότητα του ενδιαιτήματος με απλοποιημένο τρόπο.

Πίνακας 2.12: Υπολογισμός του δείκτη HES και του δείκτη Μετάφρασης του (Interpretation Index)

Taxa	P	C	A
a) Capniidae, Chloroperlidae, b) Siphonuridae, c) Aphelocheiridae, d) Blephariceridae, e) Phryganeidae, Molanidae, Odontoceridae, Bareidae, Lepidostomatidae, Thremmatidae, Brachycentridae, Helicopsychidae	100	110	120
a) Leuctridae, Perlodidae, Perlidae, b) Sericostomatidae, Goeridae, c) Neophemeridae	90	97	100
a) Nemouridae, Taeniopterygidae, b) Ephemeridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, c) Leptoceridae, Polycentropodidae, Psychomyidae, Philopotamidae, Limnephilidae, Rhyacophilidae, Glossosomatidae, Ecnomidae, d) Aeshnidae, Lestidae, Corduliidae, Libellulidae, e) Athericidae, Dixidae, f) Scirtidae (Helodidae), Gyrinidae, Hydraenidae, g) Sialidae, h) Grapsidae, Potamonidae (Branchyura), i) Astacidae (Macrura)	80	86	90
a) Potamanthidae, b) Calopterygidae, Cordulegasteridae, c) Stratiomyidae, d) Hydrobiidae	70	75	78
a) Platycnemididae, Gomphidae, b) Tabanidae, Ceratopogonidae, Empididae, c) Elminthidae, d) Viviparidae, Neritidae, e) Unionidae	60	64	67
a) Caenidae, Oligoneuriidae, Polymitarcidae, Isonychiidae, b) Hydropsychidae, c) Anchylidae, Acroloxidae, d) Gammaridae, Corophidae, e) Atyidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae, f) Dryopidae, Helophoridae, Hydrochidae, Clambidae, g) Psychodidae, Simuliidae	50	53	56
a) Ephemerellidae, Baetidae, b) Hydroptilidae, c) Tipulidae, Dolichopodidae, Anthomyidae, Limoniidae, d) Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Hydroscaphidae, e) Hydracarina, f) Piscicolidae, Glossiphonidae	40	38	35
a) Coenagrionidae, b) Chironomidae (not red) ^a , c) Dytiscidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, d) Corixidae, Hebridae, Veliidae, Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Pleidae, Naucoridae, Notonectidae, Belostomatidae, e) Asellidae, Ostracoda, f) Physidae, Bythiniidae, Bythinellidae, Melaniidae (Thiaridae), Ellobiidae, g) Hirudinidae, h) Sphaeriidae, i) Oligochaeta ^a	30	25	20
a) Chironomidae (red), Rhagionidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae, Chaoboridae, b) Lymnaeidae, Planorbidae, c) Erpobdellidae	20	12	3
a) Tubificidae, b) Valvatidae, c) Syrphidae	10	2	1

^a: Οι κατηγορίες των σχετικών αφθονιών για αυτά τα taxa είναι: 0 - 10% για τα «παρόντα» (P), 10.01 - 20% για τα «κοινά» (C), πάνω από 20% για τα «άφθονα» (A).

Πηγή: Artemiadou & Lazaridou, 2004

Πίνακας 2.13: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με το δείκτη HES

	Grade 5	Grade 4	Grade 3	Grade 2	Grade 1
Μορφή HES		Υψηλής Ποικιλότητας τόποι ενδιαιτημάτων			
HES	> 1532	1326 - 1532	830 - 1325	341 - 829	0 - 340
		Χαμηλής Ποικιλότητας τόποι ενδιαιτημάτων			
HES	> 1502	756 - 1502	389 - 755	167 - 388	0 - 166
Μορφή AHES		Υψηλής Ποικιλότητας τόποι ενδιαιτημάτων			
AHES	> 64.72	54.57 - 64.72	45.82 - 54.56	31.73 - 45.81	0 - 31.72
		Χαμηλής Ποικιλότητας τόποι ενδιαιτημάτων			
AHES	> 55.69	45.18 - 55.69	35.33 - 45.17	27.05 - 35.32	0 - 27.49
Κλίμακα εννέα βαθμίδων του semi - HES	Interpretation A				
5	Υψηλή				
4.5	Υψηλή				
4	Καλή				
3.5	Καλή				
3	Μέτρια				
2.5	Μέτρια				
2	Ελλιπής				
1.5	Ελλιπής				
1	Κακή				

Πηγή: Artemiadou & Lazaridou, 2004

2.3.6 STAR_ICM

Η εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας με τη χρήση βενθικών μακροασπόνδουλων εφαρμόζεται τα τελευταία χρόνια από αρκετές ερευνητικές ομάδες στην Ελλάδα. Όμως οι μέθοδοι δειγματοληψίας και η ταξινομική αναγνώριση διαφέρουν μεταξύ αυτών. Με την εφαρμογή των ευρωπαϊκών προγραμμάτων AQEM και STAR, η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης με τη χρήση βενθικών μακροασπόνδουλων άρχισε να προσανατολίζεται σε γνωστές και καθορισμένες μεθόδους. Παρόλα αυτά ένας εθνικός δείκτης για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας στα ελληνικά ποτάμια δεν έχει καθορισθεί.

Περίπου το 40% των ελληνικών ποταμών είναι διακοπτόμενα όμως δεν υπάρχουν διαθέσιμα δεδομένα για αυτά. Η παρακολούθηση των βιολογικών παραμέτρων έχει πραγματοποιηθεί μόνο για μερικά ποτάμια. Για τη συμμετοχή της Ελλάδας στην άσκηση διαβαθμονόμησης χρησιμοποιήθηκε ο δείκτης STAR_ICM.

Υπολογισμός του Δείκτη STAR_ICM

Ο δείκτης STAR_ICM σχεδιάστηκε ειδικά για τους σκοπούς της Ευρωπαϊκής Διαδικασίας Διαβαθμονόμησης και αντιπροσωπεύει έναν από τους δείκτες που χρησιμοποιούν πολλές Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης (GIG's) για τη σύγκριση και την εναρμόνιση των ορίων των κλάσεων μεταξύ των κρατών μελών. Συγκεκριμένα, επιλέχθηκε ως κοινός δείκτης για τη σύγκριση στη Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG). Ο STAR_ICM δημιουργήθηκε προκειμένου να εκτιμάται η γενική υποβάθμιση του ποταμού, χωρίς να είναι δυνατή η ανίχνευση της επίδρασης μεμονωμένων στρεσογόνων παραγόντων στα ασπόνδυλα. Ο δείκτης αυτός υπολογίζεται απευθείας στη μορφή EQR και πληροί τις απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο ως προς τα συστήματα ταξινόμησης.

Ο STAR_ICM είναι ένας πολυμετρικός δείκτης που υπολογίζεται συνδυάζοντας έξι δείκτες, οι οποίοι αντιπροσωπεύουν τα κύρια στοιχεία που απαιτεί η Οδηγία - Πλαίσιο. Η τελική τιμή του δείκτη STAR_ICM υπολογίζεται από το άθροισμα των έξι επιμέρους δεικτών, αφού αποδοθεί στον κάθε έναν από αυτούς ένα βάρος. Οι επιμέρους δείκτες κατηγοριοποιούνται σε τρεις κύριες κατηγορίες, οι οποίες δίνουν πληροφορίες για την ανθεκτικότητα (tolerance), την αφθονία/ενδιαίτημα (abundance/habitat) και την αφθονία/ποικιλότητα (richness/diversity). Σε κάθε επιμέρους δείκτη της κάθε κατηγορίας δίνεται ένα διαφορετικό βάρος και θεωρούνται σημαντικότεροι οι δείκτες που εκτιμούν ολόκληρη την κοινωνία. Για τον υπολογισμό της τελικής τιμής του δείκτη STAR_ICM, δίνεται το ίδιο βάρος (0.333) σε κάθε μία από τις τρεις κύριες κατηγορίες. Ο παρακάτω πίνακας συνοψίζει τους επιμέρους δείκτες που περιλαμβάνονται στον υπολογισμό του δείκτη STAR_ICM καθώς και τα αντίστοιχα βάρη.

Συγκεκριμένα υπολογίζονται οι τιμές των σταθμών αναφοράς για κάθε επιμέρους δείκτη ξεχωριστά χρησιμοποιώντας τις τιμές των σταθμών αναφοράς. Για να υπολογιστούν οι τιμές των σταθμών αναφοράς για κάθε δείκτη, υπολογίζεται ο μέσος όρος των τιμών των σταθμών αναφοράς για τον κάθε δείκτη ξεχωριστά.

Για να υπολογιστεί ο πολυμετρικός δείκτης STAR_ICM_i, ο μέσος όρος του κάθε δείκτη διαιρείται με τη τιμή του κάθε δείκτη για κάθε σταθμό. Το αποτέλεσμα που προκύπτει είναι το EQR (Ecological Quality Ratio) ή αλλιώς το STAR_ICM_i.

Πίνακας 2.14: Υπολογισμός του δείκτη STAR_ICM

Τύπος Πληροφορίας	Τύπος Δείκτη	Όνομα Δείκτη	Ταχα που περιλαμβάνει ο δείκτης	Βάρος
Ανθεκτικότητα α (0.333)	Δείκτης	ASPT	Ολόκληρη η κοινωνία (επίπεδο οικογένειας)	0.333
Αφθονία Ενδιαίτημα (0.333)	Αφθονία	log (Sel_EPTD+1)	log του αθροίσματος της αφθονίας των Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae	0.266
	Αφθονία	1-GOLD	1- άθροισμα της αφθονίας των Γαστερόποδων, Ολιγόχαιτων και Διπτέρων διαιρούμενο με τη συνολική αφθονία του δειγματοληπτικού σταθμού	0.067
Αφθονία Ποικιλότητα (0.333)	Αριθμός taxa	Ολικός Αριθμός Οικογενειών	Άθροισμα όλων των οικογενειών που είναι παρούσες στον τόπο	0.167
	Αριθμός taxa	Αριθμός EPT οικογενειών	Άθροισμα των Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera	0.083
	Δείκτης Ποικιλότητας	Δείκτης Ποικιλότητας Shannon - Wiener	$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$	0.083

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A.2007

Διαδικασία Καθορισμού των Ορίων

Όρια Υψηλής/Καλής κατάστασης: Για κάθε τύπο το όριο υψηλής/καλής κατάστασης καθορίστηκε ώστε να αντιστοιχεί στο 25ο εκατοστό των παρατηρούμενων τιμών του δείκτη STAR_ICM στους τόπους αναφοράς (REFCOND προσέγγιση).

Όρια Καλής/Μέτριας κατάστασης: Για τον καθορισμό του ορίου Καλής/Μέτριας κατάστασης ακολουθήθηκε η παρακάτω διαδικασία:

- το όριο καλής/μέτριας κατάστασης αντιστοιχεί στο όριο υψηλής/καλής πολλαπλασιασμένο επί 0.75 (το εύρος που καλύπτουν οι τιμές STAR_ICM περιλαμβάνει από 0 έως 25^ο εκατοστό των τιμών STAR_ICM που παρατηρούνται στους τόπους αναφοράς χωρίζεται σε 4 ίσες κλάσεις, η Καλή κατάσταση είναι η υψηλότερη ως προς το STAR_ICM). Η απόκλιση της τάξης του 25% από τις τιμές των τόπων αναφοράς θεωρείται γενικά ως ελαφρά απόκλιση (REFCOND προσέγγιση).

- Οι τιμές STAR_ICM των δειγμάτων που ταξινομούνται σύμφωνα με τα όρια, 1) ελέγχονται ως προς μία ανεξάρτητη ομάδα - αναφοράς δεδομένων (AQEM/STAR benchmark dataset) και α) εάν δεν παρατηρηθούν στατιστικά σημαντικές διαφορές το όριο καλής/μέτριας κατάστασης διατηρείται το ίδιο και β) εάν παρατηρηθούν στατιστικά σημαντικές διαφορές, υπολογίζεται μία δεύτερη πιθανή τιμή για το όριο, η οποία θα απαλείψει τις διαφορές. Μία ενδιάμεση τιμή μεταξύ των δύο πιθανών ορίων επιλέγεται ως το τελικό όριο καλής/μέτριας κατάστασης.

Η ομάδα - αναφοράς δεδομένων AQEM/STAR περιλαμβάνει δεδομένα από πολλές ευρωπαϊκές χώρες και αντιπροσωπεύει μία προσπάθεια άμεσης συσχέτισης των εθνικών ορίων των κλάσεων με τα διεθνή ανεξάρτητα δεδομένα.

Πίνακας 2.15: Κριτήρια Καθορισμού των ορίων της καλής κατάστασης του δείκτη STAR_ICM

Κριτήρια για τον καθορισμό των ορίων	Όρια υψηλής/καλής κατάστασης	Όρια καλής/μέτριας κατάστασης
Ταξινομική Σύνθεση και Αφθονία	Ο Ολικός Αριθμός των taxa, ο αριθμός των EPT taxa, 1-GOLD και ο Sel_EPTD_taxa στα δείγματα από τόπους υψηλής κατάστασης δείχνουν τιμές που αντιστοιχούν πλήρως ή σχεδόν πλήρως στις τιμές που παρατηρούνται στους τόπους αναφοράς.	Για τους ίδιους δείκτες η απόκλιση από τους τόπους αναφοράς είναι πολύ μικρή.
Λόγος διατάραξης ευαίσθητων προς μη ευαίσθητων ταξινομικών ομάδων	Τα ευαίσθητα προς τα μη ευαίσθητα είδη αντικατοπτρίζονται από το δείκτη ASPT, από την παρουσία/απουσία ενδεικτικών taxa (Sel_EPTD_taxa και 1-GOLD) και από τον αριθμό των EPT taxa. Στα δείγματα από τόπους υψηλής κατάστασης οι παραπάνω δείκτες δείχνουν τιμές που αντιστοιχούν πλήρως ή σχεδόν πλήρως στις τιμές που παρατηρούνται στους τόπους αναφοράς.	Για τους ίδιους δείκτες η απόκλιση από τους τόπους αναφοράς είναι πολύ μικρή.
Επίπεδο Ποικιλότητας	Η ποικιλότητα αντικατοπτρίζεται από τον Ολικό Αριθμό των taxa, τον αριθμό των EPT taxa και από τον δείκτη Shannon - Wiener. Στα δείγματα από τόπους υψηλής κατάστασης οι τιμές αντιστοιχούν σε αυτές που παρατηρούνται στους τόπους αναφοράς.	Για τους ίδιους δείκτες η απόκλιση από τους τόπους αναφοράς είναι πολύ μικρή

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report - Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A.2007

Στους παρακάτω πίνακες (Πίνακες 2.16, 2.17) αναφέρονται τα όρια των κλάσεων οικολογικής Ποιότητας του δείκτη STAR_ICM όπως έχουν υπολογισθεί για τους τύπους ποταμών της Ελλάδας (Πίνακας 2.16), καθώς επίσης και τα χαρακτηριστικά των τύπων ποταμών (Πίνακας 2.17) της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG). Τα περιγραφικά χαρακτηριστικά σύμφωνα με τα οποία διαφοροποιούνται οι τύποι ποταμών (Πίνακας 2.17) είναι το μέγεθος της λεκάνης απορροής (σύμφωνα με το Σύστημα Α που περιγράφεται στο Παράρτημα ΙΙ, 1.2.1), το υψόμετρο και η γεωμορφολογία, τα γεωλογικά χαρακτηριστικά της λεκάνης απορροής (περιγράφονται με γενικούς όρους, διότι στα Μεσογειακά ποτάμια τα χαρακτηριστικά της ροής θεωρούνται ως επί το πλείστον τα πιο σημαντικά) και ο τύπος ροής.

Πίνακας 2.16: Όρια των κλάσεων των δείκτη STAR_ICM για τους τύπους ποταμών της Ελλάδας

Όρια Κλάσεων	Δείκτης STAR_ICM			
	Τύποι Ποταμών της Ελλάδας	R- M1	R- M2	R- M4
Υψηλής / Καλής		0.946	0.941	0.956
Καλής / Μέτριας		0.709	0.706	0.717
Μέτριας / Ελλιπούς		0.473	0.471	0.478
Ελλιπούς / Κακής		0.236	0.235	0.239

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report - Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A.2007

Πίνακας 2.17: Περιγραφικά χαρακτηριστικά των τύπων ποταμών της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG)

Περιγραφικά Χαρακτηριστικά	Τύποι Ποταμών				
	R - M1: μικρά μεσαίου υψομέτρου	R - M2: μεσαία χαμηλού υψομέτρου	R - M3: μεγάλα χαμηλού υψομέτρου	R - M4: μικρά/μεσαία Μεσογειακών βουνών	R - M5: μικρά Μεσογειακά διακοπτόμενα
Λεκάνη απορροής (km ²)	10 - 100	100 - 1000	1000 - 10000	10 - 1000	10 - 100
Υψόμετρο (m)	200 - 800	<600	<400	400 - 1500	<300
Γεωλογία	μικτή	μικτή	μικτή	μη πυριτική	μικτή
Ροή	έντονα εποχιακή	έντονα εποχιακή	έντονα εποχιακή	εποχιακή σημαντική μεταφορά υποστρώματος	διαλειπόμενη

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A.2007

2.4 Εφαρμογή των βιοτικών δεικτών - Εκτίμηση Οικολογικής Κατάστασης ενός Ποταμού

Το κείμενο που ακολουθεί έχει ως στόχο τη διερεύνηση και κατανόηση της πρακτικής εφαρμογής των βιοτικών δεικτών για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης ενός ποταμού. Ως εκ τούτου θα παρουσιαστεί ενδεικτικά μία προσπάθεια εκτίμησης και ταξινόμησης ενός τόπου σε ένα ποτάμι, με βάση τον υπολογισμό ορισμένων βιοτικών δεικτών που βασίζονται στα μακροασπόνδυλα. Αυτό έχει ως στόχο την ανάδειξη των πιθανών προβλημάτων που προκύπτουν από την εκτίμηση των ποταμών με τη χρήση διαφορετικών βιοτικών δεικτών. Ο υπολογισμός των βιοτικών δεικτών πραγματοποιήθηκε με την εφαρμογή του Συστήματος Εκτίμησης AQEM. Ως εκ τούτου πριν από την παρουσίαση της εκτίμησης του τόπου βάσει των βιοτικών δεικτών, κρίνεται σκόπιμη η περιγραφή του Συστήματος Εκτίμησης AQEM.

Το Σύστημα Εκτίμησης AQEM (www.aqem.de) είναι το βασικό αποτέλεσμα του προγράμματος AQEM, το οποίο χρηματοδοτήθηκε από την Ευρωπαϊκή Ένωση, και έλαβε χώρα από το Μάρτιο 2000 έως το Φεβρουάριο 2002. Το πρόγραμμα AQEM υποστηρίζει την εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο για το νερό και παρέχει ένα σύστημα για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των ποταμών στην Ευρώπη με τη χρήση των βενθικών μακροασπόνδουλων. Συγκεκριμένα, οι στόχοι του συστήματος AQEM είναι:

- η ταξινόμηση των ποταμών σε μία από τις πέντε Οικολογικές Κλάσεις Ποιότητας (Ecological Quality Class, EQC), η οποία βασίζεται στην ταξινομική λίστα των μακροασπόνδουλων που έχει δημιουργηθεί από τη δειγματοληψία των περιοχών των ποταμών με τη χρήση μίας εναρμονισμένης μεθόδου και
- η παροχή πληροφοριών για τις πιθανές αιτίες της υποβάθμισης με σκοπό την υποστήριξη των άμεσων μελλοντικών διαχειριστικών πρακτικών.

Η ανάπτυξη του συστήματος AQEM βασίστηκε σε σύνολα δεδομένων που καλύπτουν τόσο τα βενθικά μακροασπόνδυλα όσο και τα γενικά χαρακτηριστικά των ποταμών.

Όπως απαιτείται από την Οδηγία 2000/60 το σύστημα AQEM εφαρμόζει τυπο - ειδική προσέγγιση για την ταξινόμηση των ποταμών. Εξαιτίας της μεγάλης ετερογένειας που παρατηρείται μεταξύ των τύπων ποταμών στην Ευρώπη, είναι απαραίτητη η χρήση διαφορετικής μεθόδου εκτίμησης για κάθε τύπου ποταμού. Η εφαρμογή διαφορετικών μεθόδων στηρίζεται στη σύγκριση με τις συνθήκες

αναφοράς του κάθε τύπου ποταμού. Παρόλα αυτά το σύστημα πάντα ακολουθεί το ίδιο πλάνο εκτίμησης και η κάθε τυπο-ειδική μέθοδος εντάσσεται στο γενικό πλαίσιο εργασίας για την εκτίμηση. Αυτό το πλαίσιο εργασίας βασίζεται στα παρακάτω στοιχεία:

- *Προσέγγιση εξειδικευμένη ως προς τον παράγοντα πίεσης (Stressor - Specific Approach):* για κάθε τύπο ποταμού εκτιμάται ο «κύριος» παράγοντας υποβάθμισης που επηρεάζει το ποτάμι τη δεδομένη χρονική στιγμή. Αυτός μπορεί να είναι η οξύτητα (π.χ. στη Βόρεια Σουηδία), η υποβάθμιση της μορφολογίας του ποταμού (π.χ. στην Κεντρική Ευρώπη) ή η οργανική ρύπανση (π.χ. στη Νότια Ευρώπη).
- *Πολυμετρικό Σύστημα (Multimetric System):* για κάθε τύπο ποταμού έχουν προσδιοριστεί εκείνες οι μέθοδοι υπολογισμού, οι οποίες υποδεικνύουν καλύτερα την κατάσταση υποβάθμισης ενός τόπου. Τα αποτελέσματα των μεμονωμένων μεθόδων εκτίμησης συνδυάζονται σε έναν πολυμετρικό τύπο.
- Το αποτέλεσμα του πολυμετρικού συστήματος μετατρέπεται στην τελική βαθμολογία με κλίμακα εύρους από 5 (υψηλή ποιότητα) έως 1 (χαμηλή ποιότητα). Αυτές οι κατηγορίες αντιπροσωπεύουν την κλίμακα από την υποβάθμιση έως τις συνθήκες αναφοράς ή τις καλύτερες - διαθέσιμες συνθήκες.

Η ανάπτυξη του συστήματος εκτίμησης AQEM βασίστηκε σε νέες ομάδες δεδομένων, οι οποίες αφορούν εξίσου την πανίδα των μακροασπόνδυλων και τα γενικά χαρακτηριστικά των ποταμών. Τα δεδομένα συλλέχθηκαν από 8 χώρες (Αυστρία, Τσεχία, Γερμανία, Ελλάδα, Ιταλία, Ολλανδία, Πορτογαλία, Σουηδία) (Hering et al., 2004). Για την ανάπτυξη του Συστήματος AQEM πραγματοποιήθηκαν τα ακόλουθα βήματα:

- Επιλογή 29 κοινών ευρωπαϊκών τύπων ποταμών. Ο τύπος ποταμού είναι μία ενότητα, πιθανώς με οικολογική σημασία, που εμφανίζει περιορισμένη εσωτερική βιοτική (ταξινομική σύνθεση) και αβιοτική (χημική και υδρομορφολογική) μεταβλητότητα και της οποίας τα τεχνητά χαρακτηριστικά περιγράφονται λεπτομερώς. Επιπλέον, ένας τύπος ποταμού εμφανίζει βιοτική και αβιοτική ασυνέχεια σε σχέση με άλλους τύπους.

- Επιλογή του πιο σημαντικού παράγοντα πίεσης (π.χ. οργανική ρύπανση, υποβάθμιση της μορφολογίας των ποταμών) που επηρεάζει κάθε ιδιαίτερο τύπο ποταμού. Σε μερικές περιπτώσεις ερευνήθηκε η επίπτωση περισσότερων του ενός παραγόντων.
- Επιλογή 11 έως 30 τόπων δειγματοληψίας ανά τύπο ποταμού που καλύπτουν διαφορετικά υποβαθμισμένα τμήματα που ποικίλουν από τόπους αναφοράς έως βαρέως υποβαθμισμένους τόπους όσον αφορά στον επιλεγμένο παράγοντα πίεσης μόνο.
- Δειγματοληψία βενθικών μακροασπόνδουλων τουλάχιστον σε δύο διαφορετικές εποχές χρησιμοποιώντας την εναρμονισμένη μέθοδο δειγματοληψίας. Ταυτοποίηση των μακροασπόνδουλων στο καλύτερο δυνατό επίπεδο.
- Καταγραφή ενός μεγάλου αριθμού παραμέτρων που σχετίζονται με την τυπολογία του ποταμού, τα χημικά και τα χαρακτηριστικά της λεκάνης απορροής χρησιμοποιώντας ένα εναρμονισμένο Πρωτόκολλο Τόπου (site protocol).
- Παραγωγή μίας τυπο - ειδικής ταξινόμησης, η οποία αντανακλά την υποβάθμιση ενός τόπου, και βασίζεται στα αβιοτικά δεδομένα του Πρωτοκόλλου του Τόπου. Εναλλακτικά: μετα - ταξινόμηση βασισμένη στη βιοτική σύνθεση την οποία ακολουθεί ο καθορισμός των ορίων των κλάσεων.
- Έλεγχος μίας μεγάλης ποικιλίας μεθόδων υπολογισμού (metrics) με στόχο την αναγνώριση των μεθόδων εκείνων που αντανακλούν την υποβάθμιση του ποταμού. Σε μερικές περιπτώσεις νέες μέθοδοι αναπτύχθηκαν.
- Επιλογή αυτών των μεθόδων που έχουν την ισχυρότερη συσχέτιση με την κατάσταση υποβάθμισης του τόπου, όπως έχει εξαχθεί από την αβιοτική ταξινόμηση.
- Αποκλεισμός των πλεοναζόντων μεθόδων.
- Συνδυασμός των επιλεγμένων μεθόδων σε ένα πολυμετρικό σύστημα.
- Έλεγχος και επανάληψη των τυπο - ειδικών συστημάτων εκτίμησης των ποταμών με τη χρήση μεγαλύτερων συνόλων δεδομένων.

- Καθορισμός των ορίων των κλάσεων μεταξύ της «άριστης», «καλής», «μέτριας», «ελλιπούς» και «κακής» οικολογικής κατάστασης για τους επιλεγμένους τύπους ποταμών.

2.4.1 Σημαντικοί Παράμετροι για την Εφαρμογή του Συστήματος AQEM

Προκειμένου να εφαρμοσθεί με επιτυχία το σύστημα εκτίμησης AQEM πρέπει να ληφθούν υπόψη ορισμένοι σημαντικοί παράμετροι. Αυτοί αναλύονται στη συνέχεια και συνοψίζονται στους εξής: α) Συνθήκες Αναφοράς, β) Ιστορικά δεδομένα και γ) Τυπολογία των ποταμών.

2.4.1.α Συνθήκες Αναφοράς

Η ιδέα των συνθηκών αναφοράς (είδη, τύποι ποταμών, κοινωνίες, δείγματα κ.α.) είναι απαραίτητη σε κάθε προσέγγιση επιστημονικής έρευνας στα διαφορετικά πεδία. Σε περιπτώσεις όπως η εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας, η Οδηγία - Πλαίσιο απαιτεί την καθιέρωση τυποποιημένων συνθηκών αναφοράς για τα επιφανειακά υδάτινα σώματα. (Γκριτζαλης, 2006) Ειδικότερα, στον καθορισμό των οικολογικών στόχων η Επιτροπή αναγνώρισε την ανάγκη ολοκληρωμένης προσέγγισης για τη διαχείριση τριών στοιχείων - κλειδιών των υδατικών οικοσυστημάτων: την ποιότητα, την ποσότητα και τη φυσική δομή των υδάτων (Logan, 2001). Αυτό υπονοεί ότι η οικολογική κατάσταση των υδατινών σωμάτων θα πρέπει να καθορίζεται λαμβάνοντας υπόψη τις σχεδόν - φυσικές συνθήκες αναφοράς, οι οποίες αντιπροσωπεύουν την «υψηλή οικολογική κατάσταση». Επιπλέον, ο καθορισμός της «καλής οικολογικής κατάστασης» βασίζεται στον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς. Η προσέγγιση της Οδηγίας - Πλαίσιο, η χρήση δηλαδή των συνθηκών αναφοράς για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των υδάτων, θα πρέπει να είναι σύμφωνη με τις βιολογικές μεθόδους εκτίμησης που υιοθετούνται από τα κράτη μέλη (Moog et al., 2004). Τα κράτη μέλη της Ευρωπαϊκής Ένωσης πρέπει να αναγνωρίσουν τις συνθήκες αναφοράς για τους διαφορετικούς τύπους υδατινών σωμάτων, προκειμένου να καθοριστούν οι βιοκοινότητες αναφοράς, τα ανώτερα όρια των ορίων των κλάσεων ποιότητας και συνακόλουθα να αναγνωρισθούν οι επιδράσεις των ανθρωπογενών παρεμβάσεων (Nijboer et al, 2004).

Στη συνέχεια παρατίθεται τα κριτήρια που ορίστηκαν από το πρόγραμμα AQEM για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς. Τα κριτήρια αυτά βρίσκονται σε συμφωνία με το κείμενο της Οδηγίας - Πλαίσιο.

Κριτήρια που εφαρμόζονται στο ΑQEM για τις Συνθήκες Αναφοράς

Το ποτάμι αναφοράς θα πρέπει να πληρεί όλες τις απαραίτητες απαιτήσεις που επιτρέπουν την πλήρως μη διαταραγμένη ανάπτυξη και καθιέρωση της πανίδας. Γι' αυτό οι τόποι αναφοράς δε θα πρέπει μόνο να χαρακτηρίζονται από καθαρό νερό αλλά και από μη διαταραγμένη μορφολογία του ποταμού και σχεδόν φυσικά χαρακτηριστικά των λεκανών απορροής.

Αν και είναι αδύνατο για πολλούς τύπους ποταμών να βρεθούν τόποι σε αυτές τις πρωτόγονες συνθήκες, στα πλαίσια του συστήματος εκτίμησης ΑQEM (www.aqem.de) έχουν καθοριστεί τα ακόλουθα κριτήρια τα οποία θα πρέπει να απαντώνται στους ρεαλιστικούς τόπους αναφοράς:

- Βασικές Αναφορές
 - Οι συνθήκες αναφοράς πρέπει να είναι λογικές και λογικές πολιτικά ανεκτές.
 - Ένας τόπος αναφοράς ή η διαδικασία προσδιορισμού του πρέπει να διατηρεί ή να θεωρεί σημαντικά στοιχεία των "φυσικών" χαρακτηριστικών
 - Οι συνθήκες αναφοράς πρέπει να αντανakλούν μόνο ελάχιστες ανθρωπογενείς διαταραχές.

- Πρακτικές χρήσεων γης στην περιοχή της λεκάνης απορροής
 - Στις περισσότερες χώρες υπάρχει ανθρωπογενής επίδραση εντός των ορίων της περιοχής της λεκάνης απορροής. Γι' αυτό ο βαθμός της αστικοποίησης, γεωργίας και δασοπονίας θα πρέπει να είναι όσο το δυνατόν χαμηλότερος σε έναν τόπο, ώστε να μπορεί να λειτουργεί ως τόπος αναφοράς. Δεν έχουν καθοριστεί ελάχιστες ή μέγιστες τιμές για τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς (π.χ. % οργώσιμη γη, % παρθένο δάσος), αντίθετα επιλέγονται οι λιγότερο επηρεασμένοι τόποι με την φυσική (μη καλλιεργήσιμη) βλάστηση.

- Κανάλι ποταμού και ενδιαιτήματα
 - Η πλημμυρική επιφάνεια του τόπου αναφοράς δε θα πρέπει να καλλιεργείται. Εάν είναι δυνατό θα πρέπει να καλύπτεται από φυσική κλιμακωτή βλάστηση ή/και μη χρησιμοποιούμενο δάσος.

- Τα φερτά υλικά δε θα πρέπει να απομακρύνονται (ελάχιστη απαίτηση: ύπαρξη αδρών δασικών φερτών υλικών)
 - Ο πυθμένας και τα όρια του ποταμού δε θα πρέπει να είναι τροποποιημένα.
 - Κατά προτίμηση δε θα πρέπει να υπάρχουν μεταναστευτικά όρια (τα οποία επηρεάζουν το φορτίο του υποστρώματος και/ή τη χλωρίδα και πανίδα του τόπου δειγματοληψίας).
 - Μόνο μέτριες επιδράσεις με σκοπό την προστασία από τις πλημμύρες είναι αποδεκτές.
- Παρόχθια βλάστηση και πλημμυρική επιφάνεια
 - Η φυσική παρόχθια βλάστηση και οι συνθήκες των πλημμυρικών επιφανειών πρέπει να εξακολουθούν να υπάρχουν προκειμένου να είναι εφικτή η πλευρική συνεκτικότητα μεταξύ του ποταμού και της πλημμυρικής επιφάνειας, πράγμα που εξαρτάται από τον τύπο ποταμού, η ζώνη της παρόχθιας βλάστησης πρέπει να είναι μεγαλύτερη ή ίση με το τριπλάσιο του πλάτους του καναλιού.
- Υδρολογικές συνθήκες και Κανονισμοί
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν μετατροπές στη φυσική υδρογραφία και συστήματα εκφόρτωσης
 - Ανάντη, θα πρέπει να υπάρχουν καθόλου ή ελάχιστες υδατοσυλλογές, στέρνες, ρυθμιστικά φράγματα ή δεξαμενές που συγκρατούν ίζημα. Επίσης, δεν πρέπει να υπάρχει ανιχνεύσιμη επίδραση στη χλωρίδα και την πανίδα, που οφείλονται στα παραπάνω.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν δραστικές υδρολογικές μετατροπές, όπως αλλαγή κατεύθυνσης του νερού ή αφαίρεση ή ρυθμιστικές απελευθερώσεις.
- Φυσικές και Χημικές Συνθήκες
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν σημειακές πηγές ρύπανσης ή εισαγωγής θρεπτικών που επηρεάζουν τον τόπο δειγματοληψίας.

- Δε θα πρέπει να υπάρχουν εστιακές πηγές ευτροφισμού που επηρεάζουν τον τόπο δειγματοληψίας.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν εισροές μέσω διάχυσης ή παράγοντες που υποδηλώνουν ότι αναμένονται εισροές μέσω διάχυσης.
 - Θα πρέπει να υπάρχουν ως υπόβαθρο “κανονικά” επίπεδα θρεπτικών ουσιών και χημικού φορτίου, ανάλογα με τη συγκεκριμένη λεκάνης απορροής.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν σημάδια οξίνισης.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν περιοριστικές δραστηριότητες, που σχετίζονται με εμπλουτισμό με ασβεστολιθικό υλικό για τη μείωση της οξύτητας.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν βλάβες εξαιτίας των φυσικών συνθηκών, ιδιαιτέρως οι τιμές θερμοκρασίας θα πρέπει να είναι κοντά στις φυσιολογικές.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν τοπικές βλάβες εξαιτίας των χημικών συνθηκών, και ιδιαιτέρως γνωστές σημειακές πηγές σημαντικής ρύπανσης, λαμβάνοντας υπόψη τη φυσική ικανότητα απορρόφησης της ρύπανσης από τη στήλη του νερού.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχουν ενδείξεις αλατότητας
- Βιολογικές Συνθήκες
 - Δε θα πρέπει να υπάρχει σημαντική υποβάθμιση της ιθαγενούς χλωρίδας και πανίδας με την εισαγωγή ψαριών, καρκινοειδών, μυδιών ή οποιουδήποτε άλλου φυτικού ή ζωικού είδους.
 - Δε θα πρέπει να υπάρχει σημαντική βλάβη της ιθαγενούς χλωρίδας και πανίδας εξαιτίας της ύπαρξης μονάδας ιχθυοκαλλιέργειας ή/και δράσεις εντατικής διαχείρισης (π.χ. του ιχθυοπληθυσμού).

Σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι διαθέσιμοι τόποι αναφοράς που πληρούν τα παραπάνω κριτήρια. Για αυτούς τους τύπους ποταμών οι «βέλτιστοι διαθέσιμοι» υπαρκτοί τόποι, οι οποίοι πληρούν τα περισσότερα κριτήρια θα πρέπει να αποτελούν μόνο ένα σημείο εκκίνησης, καθώς η περιγραφή των κοινωνιών αναφοράς θα πρέπει να συμπληρώνεται από εκτιμήσεις ιστορικών δεδομένων και

πιθανώς τη βιοτική σύνθεση συγκρίσιμων τύπων ποταμών (π.χ. ποτάμια με παρόμοιο μέγεθος που βρίσκονται σε διαφορετικές οικοπεριοχές).

Όσο αφορά την καθιέρωση των τυποχαρακτηριστικών συνθηκών αναφοράς για τα ρέοντα ύδατα, ορισμένες συνεργασίες μεταξύ των Μεσογειακών χωρών (Πορτογαλία, Γαλλία, Ιταλία και Ελλάδα) που συμμετείχαν στα προγράμματα STAR και AQEM (τα οποία χρηματοδοτούνται από την Ευρωπαϊκή Ένωση) και η Ισπανία για τους σκοπούς του GUADALMED προγράμματος, έχουν δουλέψει προς την κατεύθυνση αυτή βασιζόμενοι σε διάφορα κριτήρια (Γκριτζαλης, 2006). Στην Ελλάδα για τον καθορισμό των τύπων αναφοράς χρησιμοποιήθηκαν τα κριτήρια που καθορίστηκαν από το πρόγραμμα AQEM.

2.4.1.β Ιστορικά Δεδομένα

Τα ιστορικά δεδομένα και γενικά η φυσική ιστορία μίας περιοχής με τα οικολογικά αίτια της αφθονίας, ποικιλότητας και κατανομής των ειδών παίζουν σημαντικό ρόλο στην εκτίμηση της ποιότητας των εσωτερικών υδάτων διότι οι αλλαγές στην ισορροπία του πληθυσμού και στο εύρος της κατανομής επηρεάζονται από διάφορους παράγοντες εκτός των ανθρώπινων δραστηριοτήτων.

Η ύπαρξη ιστορικών δεδομένων είναι ένα από τα πιο σημαντικά στοιχεία για την ανάπτυξη ενός εργαλείου εκτίμησης της ποιότητας των ποταμών. Αυτή η πληροφορία είναι πολύ χρήσιμη για την περιγραφή και τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς (Nijboer et al., 2004, Γκριτζαλης, 2006) και παράλληλα είναι κατάλληλη για τους σκοπούς αποκατάστασης και διατήρησης.

2.4.1.γ Τυπολογία Ποταμών

Στην Οδηγία - Πλαίσιο τα υδάτινα σώματα κατατάσσονται στις εξής κατηγορίες: ποτάμια, λίμνες, μεταβατικά και παράκτια ύδατα. Για κάθε μία από τις παραπάνω κατηγορίες τα υδάτινα σώματα πρέπει να διακριθούν σύμφωνα με τον τύπο τους. Ειδικότερα, το Παράρτημα II της Οδηγίας - Πλαίσιο παρέχει δύο προαιρετικές προσεγγίσεις για την ανάπτυξη τυπολογίας των ποταμών βάσει περιοχής: το σύστημα Α και το σύστημα Β. Ο στόχος της τυπολογίας είναι η διασφάλιση της ικανότητας καθορισμού των τυποχαρακτηριστικών βιολογικών συνθηκών αναφοράς (Moog et al., 2004). Στη συνέχεια παρουσιάζονται τα βασικά

χαρακτηριστικά των δύο Συστημάτων τυπολογίας που περιλαμβάνονται στη Οδηγία.

- Σύστημα Α

Ένα σημαντικό τμήμα της τυπολογίας του Συστήματος Α είναι η προσέγγιση με βάση τις οικοπεριοχές (ecoregion approach), η οποία συνδυάζεται με τρία επιπρόσθετα χαρακτηριστικά: το υψόμετρο, το μέγεθος της λεκάνης απορροής και τη γεωλογία. (Moog et al., 2004) Συγκεκριμένα στο κείμενο της Οδηγίας αναφέρονται τα παρακάτω:

«Εάν χρησιμοποιείται το “σύστημα Α” τα συστήματα επιφανειακών υδάτων εντός της λεκάνης απορροής ποταμού διαχωρίζονται πρώτα στις αντίστοιχες οικοπεριοχές ανάλογα με τις γεωγραφικές περιοχές που περιγράφονται στο σημείο 1.2 και εμφανίζονται στο χάρτη του Παραρτήματος XI. Στη συνέχεια τα υδατικά συστήματα κάθε οικοπεριοχής διαχωρίζονται σε τύπους συστημάτων επιφανειακών υδάτων με βάση τους περιγραφείς των πινάκων του συστήματος Α.»

Επομένως, για τα ευρωπαϊκά ποτάμια έχουν αναγνωρισθεί 25 οικοπεριοχές (Χάρτης του Παραρτήματος XI της Οδηγίας - Πλαίσιο) και για κάθε οικοπεριοχή είναι δυνατόν να γίνουν περαιτέρω διαφοροποιήσεις με τη χρήση διαφόρων περιγραφικών παραγόντων που αναφέρονται στον Πίνακα (2.18) που ακολουθεί.

Πίνακας 2.18: Σύστημα Α της τυπολογίας των ποταμών

Σταθερή Τυπολογία	Περιγραφείς
Οικοπεριοχή	Οικοπεριοχές του Χάρτη Α του Παραρτήματος XI
Τύπος	Τυπολογία Υψομέτρου Υψηλός >800m Μέσου Υψομέτρου 200-800 m Πεδινός <200m Τυπολογία μεγέθους βάση υδρολογικής λεκάνης Μικρός 10-100 km ² Μέτριος >100 - 1000 km ² Μεγάλος >1000 - 10000 km ² Πολύ μεγάλος >10000 km ² Γεωλογία Ασβεστολιθικός Πυριτικός οργανικός

Πηγή: Κείμενο της Οδηγίας - Πλαίσιο για το νερό 2000/60

Για κράτη χωρίς κάποια τυπολογία ποταμού αποδείχθηκε χρήσιμη η εφαρμογή του Συστήματος Α της Ευρωπαϊκής Οδηγίας – Πλαίσιο. Αυτό το σύστημα προσδιορίζει τους τύπους ποταμών βάσει των γενικών συνθηκών του τοπίου και λειτουργεί ως πρώτη βάση για συγκρίσεις παρέχοντας ένα κοινό σημείο εκκίνησης.

- Σύστημα Β

Το Σύστημα Β, για τα ποτάμια, περιλαμβάνει τόσο υποχρεωτικούς όσο και προαιρετικούς παράγοντες. Οι υποχρεωτικοί παράγοντες είναι αυτοί που περιλαμβάνονται στο Σύστημα Α (υψόμετρο, μέγεθος της λεκάνης απορροής και γεωλογία). Συγκεκριμένα το κείμενο της Οδηγίας – Πλαίσιο αναφέρει τα εξής:

«Εάν χρησιμοποιείται το “σύστημα Β” τα κράτη μέλη πρέπει να επιτογχάνουν τουλάχιστον τον ίδιο βαθμό διαχωρισμού που θα επιτογχάνονταν με το σύστημα Α. Κατά συνέπεια, τα συστήματα επιφανειακών υδάτων εντός της περιοχής λεκάνης απορροής ποταμού διαχωρίζονται σε τύπους βάσει των τιμών των υποχρεωτικών περιγραφέν και των προαιρετικών περιγραφέν ή συνδυασμό περιγραφέν που απαιτούνται για να εξασφαλίζεται ο αξιόπιστος υπολογισμός των τυποχαρακτηριστικών βιολογικών συνθηκών αναφοράς.»

Το σύστημα Β παρέχει έναν εναλλακτικό τρόπο χαρακτηρισμού των υδατικών σωμάτων με τη χρήση πέντε υποχρεωτικών και 15 προαιρετικών παραμέτρων. Οι υποχρεωτικοί παράμετροι είναι εν μέρει συναφείς με το σύστημα Α (υψόμετρο, μέγεθος, γεωλογία συμπληρωμένα από το γεωγραφικό πλάτος και μήκος). Οι 15 προαιρετικές παράμετροι (Πίνακας 2.19) περιλαμβάνουν περισσότερο λεπτομερή γεωμορφολογικά και υδρολογικά χαρακτηριστικά όπως το σχήμα της κοιλάδας και της κοίτης του ποταμού, το βάθος και το πλάτος του ποταμού, το υπόστρωμα και μερικά χημικά χαρακτηριστικά. Το σύστημα Β επιτρέπει μεγαλύτερη ελαστικότητα και πιο λεπτομερή και κατανοητή περιγραφή των τύπων ποταμών.

Περιγραφικοί Παράγοντες των Συστημάτων Τυπολογίας

Οι παράγοντες του Συστήματος Α καθορίζουν τα περιβαλλοντικά χαρακτηριστικά, τα οποία επηρεάζουν τις βιοκοινότητες, όμως τα ίδια δεν μπορούν να επηρεαστούν από ανθρωπογενείς παρεμβάσεις. Αντίθετα, τα προαιρετικά

χαρακτηριστικά των ενδιαιτημάτων που περιλαμβάνονται στο Σύστημα Β θα μπορούσαν να επηρεάζονται από τις ανθρώπινες δραστηριότητες. Οι οικοπεριοχές του Συστήματος Α προέκυψαν από την απεικόνιση της Ευρώπης σύμφωνα με το *Limnofauna Europaea* του Illies (1978), όπου διαχωρίζεται ο ευρωπαϊκός χώρος σε 25 περιοχές με όρια, τα οποία δεν είναι καθορισμένα με μεγάλη λεπτομέρεια. Το γεγονός ότι στο Σύστημα Α περιλαμβάνεται η προσέγγιση με βάση την οικοπεριοχή, αποτελεί μία προσπάθεια της Οδηγίας να παρακάμψει το δεδομένο ότι οι εθνικές πολιτικές και σχεδιασμοί για τη διαχείριση της βιοποικιλότητας πραγματοποιούνται σε εθνικό επίπεδο, ενώ η βιοποικιλότητα και οι οικολογικές διαδικασίες δεν εμπίπτουν στα όρια των κρατών μελών (Verdonschot & Nijboer, 2004). Όμως, δεδομένων των ιδιαιτεροτήτων που συναντώνται εντός των ορίων της κάθε οικοπεριοχής, μπορεί να είναι δύσκολος ο καθορισμός ενός πλαισίου για την οργάνωση των οικολογικών δεδομένων με στόχο τη διαχείριση μίας συγκεκριμένης περιοχής (Moog et al., 2004). Επιπλέον, ένα βασικό ερώτημα για τους οικολόγους είναι το εάν και κατά πόσο αυτοί οι περιγραφικοί παράγοντες έχουν οικολογική σημασία και εάν παρέχουν μία σωστή οικολογική βάση για το ευρύ ευρωπαϊκό σύστημα εκτίμησης των ποταμών.

Πίνακας 2.19: Σύστημα Β της τυπολογίας των ποταμών

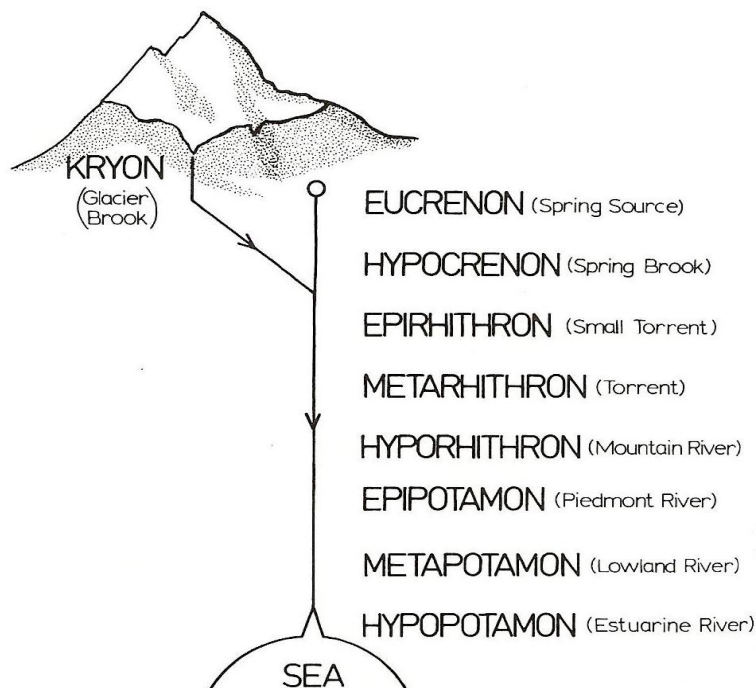
Εναλλακτικός Χαρακτηρισμός	Φυσικοί και Χημικοί παράγοντες οι οποίοι καθορίζουν τα χαρακτηριστικά του ποταμού ή τμήματος του ποταμού και κατά συνέπεια τη δομή και τη σύνθεση του βιολογικού πληθυσμού
Υποχρεωτικοί Παράγοντες	Υψόμετρο Γεωγραφικό πλάτος Γεωγραφικό Μήκος Γεωλογία Μέγεθος
Προαιρετικοί Παράγοντες	Απόσταση από την πηγή του ποταμού Ενέργεια του ρεύματος (συνάρτηση του ρεύματος και της κλίσης) Μέσο πλάτος νερού Μέσο βάθος νερού Μέση κλίση νερού Μορφή και σχήμα της κύριας κοίτης του ποταμού Κατηγορία παροχής (ροής) ποταμού Σχήμα κοιλάδας Μεταφορά στερεών Ικανότητα εξουδετέρωσης οξέων Μέση σύνθεση υποστρώματος

Οι διάφορες ομάδες των περιγραφικών παραγόντων (που περιλαμβάνονται στα δύο συστήματα Α και Β) θεωρείται ότι αντιπροσωπεύουν τους κύριες δυνάμεις που επιδρούν στα οικοσυστήματα των ποταμών. Όπως αναφέρθηκε παραπάνω οι βασικοί περιγραφικοί παράγοντες και των δύο συστημάτων είναι η οικοπεριοχή, το υψόμετρο, το μέγεθος της λεκάνης απορροής και η γεωλογία. Ο συνδυασμός του υψομέτρου και της γεωλογίας αποτελεί τις γεωμορφολογικές συνθήκες μίας λεκάνης απορροής, των οποίων ο συνδυασμός με τις κλιματικές συνθήκες καθορίζει τις γεω-υδρολογικές συνθήκες.

Το μέγεθος της λεκάνης απορροής (ως κριτήριο για την τυπολογία των ποταμών σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο) αντανακλά αδρώς το μοντέλο της ζώνωσης των ποταμών (river zonation) ή το συνεχές μοντέλο (river continuum) (Verdonschot & Nijboer, 2004). Στη συνέχεια παρουσιάζονται αυτά τα δύο μοντέλα.

Ζώνωση Ποταμών

Η κατά μήκος ζώνωση (Εικόνα 2.1) ενός ποταμού έχει την έναρξή της στον Illies που πρότεινε ένα παγκόσμιο σύστημα ταξινόμησης των ρεόντων υδάτων και



εισήγαγε τους όρους ρειθρον (rhithral) και πόταμον (potamal) για το διαχωρισμό των ρεόντων υδάτων σε δύο κύριες ζώνες, η κάθε μία από τις οποίες έχει ανώτερο (epi), μεσαίο (meta), και κατώτερο (hypo) τμήμα. Οι ασυνέχειες της πανίδας ή τα κομβικά σημεία τείνουν να συμβαίνουν

στη συμβολή των τμημάτων, όπου παρατηρούνται αλλαγές σε παράγοντες όπως η θερμοκρασία, και το ρεύμα. Οι πιο αξιοσημείωτες αλλαγές στην πανίδα συμβαίνουν στο κατώτερο μέρος της ζώνης σαλμονιδών (salmonid), οι περιοχές ανάντη (upstream) αυτού του σημείου χαρακτηρίζονται ως ρείθρον (rhithral) και αυτές που βρίσκονται κατάντη ως πόταμον (potamal).

Οι περιοχές του τμήματος ρείθρον περιλαμβάνουν τα ανώτερα τμήματα όπου το εύρος της ετήσιας μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας του νερού δεν υπερβαίνει τους 20°C. Τα υπόλοιπα χαρακτηριστικά αυτών των περιοχών περιλαμβάνουν μεγάλη κλίση, συνεχόμενα υψηλά επίπεδα διαλυμένου οξυγόνου, κυρίως χοντρόκοκκο υπόστρωμα, γρήγορη ροή, υψηλή διαύγεια νερού και απουσία πλαγκτονικών οργανισμών. Η πανίδα στην περιοχή του ρείθρον χαρακτηρίζεται από μορφολογικές, συμπεριφορικές και φυσιολογικές προσαρμογές που σχετίζονται άμεσα ή έμμεσα με το ψυχρό νερό και την υψηλή ταχύτητα του νερού.

Στα τμήματα πόταμον το εύρος της ετήσιας μέσης μηνιαίας θερμοκρασίας του νερού υπερβαίνει τους 20°C, το διαλυμένο οξυγόνο είναι χαμηλό κατά διαστήματα, η ροή είναι πιο αργή και το νερό παρουσιάζει θολότητα αλλά η ροή λιγότερο τυρβώδης συγκριτικά με τα τμήματα του ρείθρον, και τα λεπτόκοκκα υποστρώματα είναι πιο άφθονα. Αναπαραγόμενοι πληθυσμοί πλαγκτού είναι παρόντες στις περιοχές του πόταμον. Τα είδη που συναντώνται στα τμήματα πόταμον συχνά δεν εμφανίζουν ειδικές προσαρμογές για τα ρέοντα ύδατα και επιπλέον διαβιούν σε κατάλληλα στάσιμα νερά.

Επειδή πολλά ποτάμια συστήματα προέρχονται από πηγές οι Illies και Botosaneanu (1963) προσέθεσαν την ζώνη κρήνων (crenal) πάνω από το τμήμα ρείθρον (rhithron). Το εύκρηνο (eucrenal) περιλαμβάνει την περιοχή των πηγών, και τα αμέσως μετά κατάντη ρέοντα τμήματα, δηλαδή το υπόκρηνο (hypocrenal, springbrooks).

Η αντιμετώπιση των ποταμών ως σειρές ζωνών (από τις πηγές έως τις εκβολές) αποτελεί έναν εύχρηστο τρόπο της ταξινόμησής τους. Τα ρυάκια των παγετώνων, τα ρυάκια των πηγών, οι χείμαρροι (streams) και τα ποτάμια έχουν χαρακτηριστικά στοιχεία και οικολογικά όμοιες κοινωνίες σε ευρεία γεωγραφική κλίμακα. Οι υποδιαρέσεις κάθε ζώνης, ενώ ίσως ισχύουν για μία δεδομένη λεκάνη απορροής ποταμού, έχουν μειωμένη ικανότητα εφαρμογής σε γενικότερο επίπεδο. Ακόμα και οι κύριες ζώνες δεν είναι διακριτές μονάδες, αλλά ενώνονται με μεταβατικά τμήματα. Η ιδέα της ζώνωσης δε θα πρέπει να ερμηνεύεται ως ακριβές

σύστημα απεικόνισης των τμημάτων ενός ποταμού, και θα πρέπει να λαμβάνεται υπόψη ότι δεν ταιριάζουν όλα τα ρέοντα ύδατα με αυτό το πρότυπο.

Ένα ποτάμι με αργή ροή και λεπτόκοκκο υπόστρωμα μπορεί να μετατραπεί γρήγορα σε τμήμα υψηλότερης – βαθμίδας με χοντρόκοκκο υπόστρωμα στο σημείο όπου συναντά έναν ανθεκτικό γεωλογικό σχηματισμό. Αυτή η “ανανέωση” των χαμηλότερων εκτάσεων δημιουργεί ένα τμήμα ρέοντος ύδατος στο οποίο τα χαρακτηριστικά των τμημάτων ρείθρον (rithral) υπάρχουν σε μικρότερο όμως βαθμό με τα χαρακτηριστικά των τμημάτων ποτάμων (potamal) (Ward, 1992) (π.χ. σύστημα θερμοκρασίας).

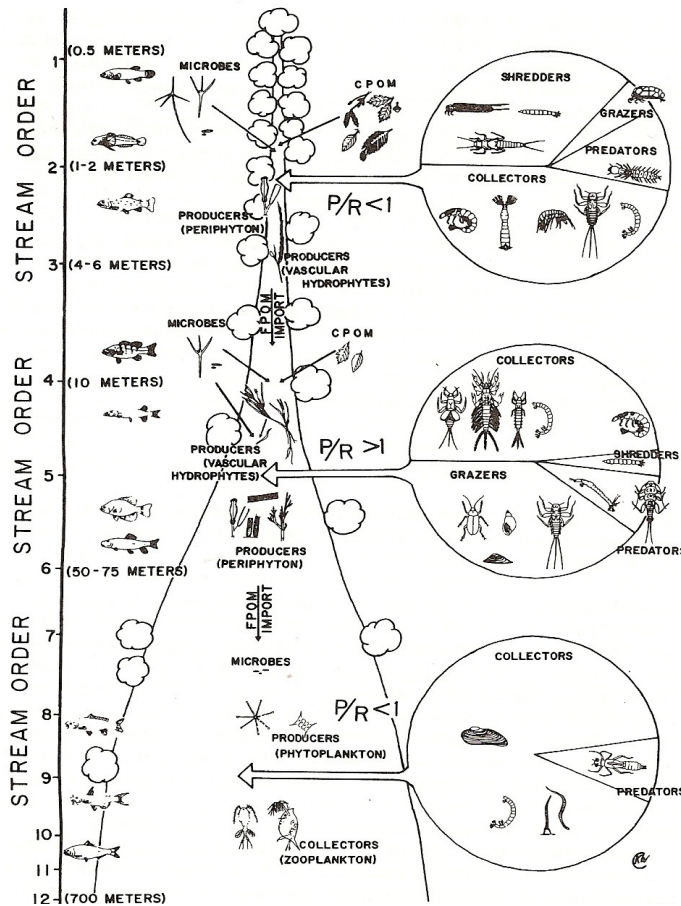
Θεωρία Συνεχόμενου Ποταμού (River Continuum Concept, RCC)

Η θεωρία του συνεχόμενου ποταμού (River Continuum Concept, RCC) αναπτύχθηκε από τον Vannote et al. (1980) και σύμφωνα με αυτή τα ρέοντα ύδατα θεωρούνται ως συνεχόμενοι βαθμωτοί πόροι από τα ανώτερα τμήματα (headwaters) έως τις πηγές. Οι αλλαγές κατάντη θεωρούνται κλιμακωτές (clinal) παρά ζωνώδεις (zonal) (Ward, 1992). Οι οργανισμοί που ζουν στο υδατικό οικοσύστημα υποτίθεται ότι εμφανίζουν μία κατανομή που μπορεί να προβλεφθεί κατά μήκος των διαφόρων βαθμίδων.

Αυτή η ιδέα αρχικά αναπτύχθηκε για τα μη διαταραγμένα ρέοντα υδάτινα οικοσυστήματα στα ανατολικά δάση φυλλοβόλων της Βόρειας Αμερικής, όπου οι αλληλεπιδράσεις ξηράς – ύδατος παίζουν σημαντικό ρόλο στην οικολογία των μικρών ποταμών. Σύμφωνα με το μοντέλο RCC τα ανώτερα τμήματα θεωρούνται ότι είναι ετερότροφα συστήματα με περιορισμένη ηλιοφάνεια και βραχόδη υποστρώματα. Επιπλέον, δέχονται μεγάλες ποσότητες υπόγειων υδάτων και εμφανίζουν μικρούς εύρους θερμοκρασίες και παροχές. Η κυριότερη πηγή ενέργειας είναι οι εναποθέσεις φύλλων που εισέρχονται στο ποτάμι από τα χερσαία οικοσυστήματα (Fisher & Likens, 1973).

Η επιφάνεια του ποταμού μεγαλώνει καθώς εισέρχονται σε αυτό παραπόταμοι. Στα μεσαία τμήματα του ποταμού το νερό παραμένει ακόμα σχετικά καθαρό και ρηχό, όμως ο πυθμένας του δέχεται άμεση ηλιακή ακτινοβολία. Υδατικά μακρόφυτα και προσκολλημένα άλγη αναπτύσσονται στο μέγιστο βαθμό και παρέχουν τροφή και ενδιαιτήματα σε ποικίλες κοινωνίες υδατικών εντόμων (Ward, 1992). Η θερμοκρασία και οι εκφορτίσεις παρουσιάζουν μεγάλες διακυμάνσεις.

Στα κατώτερα τμήματα του ποταμού επικρατούν ετεροτροφικές συνθήκες και περιορισμένη ηλιοφάνεια και συναντώνται διαφορετικά φαινόμενα από αυτά που επικρατούν στα ανώτερα τμήματα. Το μεγαλύτερο βάθος, η θολότητα, και τα μη σταθερά υποστρώματα των μεγάλων ποταμών μειώνουν την καταλληλότητά τους



για βενθικά φυτά, παρόλο που το φυτοπλαγκτόν μπορεί να συνεχίσει να συμβάλει στην πρωτογενή παραγωγικότητα. Εξαιτίας του μεγάλου όγκου του νερού δεν παρατηρούνται βραχυπρόθεσμες αλλαγές της θερμοκρασίας και το μοτίβο της εκροής (discharge pattern) μετριάζεται από τις ποικίλες μεταβολές των πολλών παραπόταμων. Άρα η θερμοκρασιακή και χωρική περιβαλλοντική ετερογένεια αναμένεται να

είναι μέγιστη στα μεσαία τμήματα των ποτάμιων οικοσυστημάτων. Επιπλέον, το μοντέλο RCC προβλέπει κατά μήκος του ποταμού αλλαγές στη σχετική αφθονία των τροφικών κοινοτήτων καθώς μεταβάλλονται και οι πηγές τροφής.

Εικόνα 2.2: Διαγραμματική απεικόνιση του Συνεχόμενου Ποταμού (RCC), ως άξονα με αυξανόμενη τάξη. Δίνεται το εύρος του πλάτους του ποταμού (m) της κάθε τάξης, και οι τάξεις έχουν ταξινομηθεί σε ανώτερα τμήματα (headwaters, τάξεις 1 - 3), μεσαίου μεγέθους ποτάμια (τάξεις 4 - 6) και μεγάλα ποτάμια (τάξεις 7 - 12). (Ward, 1992)

Οι προσπάθειες ελέγχου του RCC ασχολήθηκαν κυρίως με τους οργανικούς πόρους και τις κοινωνίες

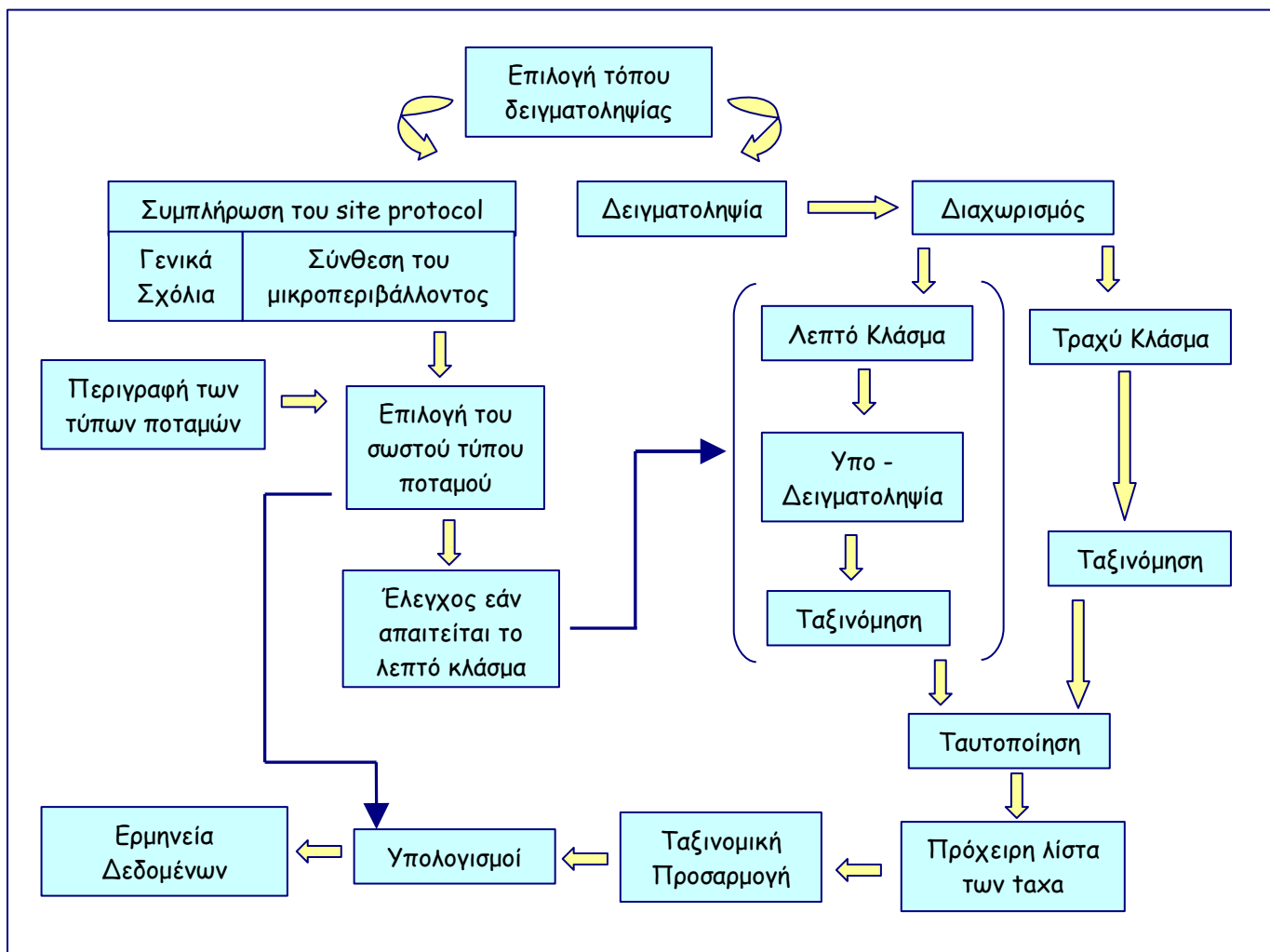
μακροασπόνδυλων. Η γενικότητα του μοντέλου RCC έχει αμφισβητηθεί. Έχει τεθεί το ερώτημα του κατά πόσον οι συγγραφείς προτείνουν ότι όλα τα ποτάμια θα πρέπει να συμμορφώνονται με τα αδιατάρακτα ανατολικά φυλλοβόλα δασικά οικοσυστήματα ποταμών που χρησιμοποιήθηκαν αρχικά ως θεμελιώδες μοντέλο. Έχει όμως ξεκαθαρισθεί πως χρησιμοποιήθηκε μία αναλογική κλίμακα για την

εξομάλυνση των διαφορών στο κλιματικό - φυτικό - υδρολογικό υπόβαθρο (Ward, 1992). Επιπλέον, το RCC είναι ένα εξελισσόμενο μοντέλο το οποίο μπορεί να υποστεί περαιτέρω βελτιώσεις και μετατροπές.

Από τα προαναφερθέντα μοντέλα τυπολογίας των ποταμών διαφαίνεται πως για κάθε υδάτινο σώμα η καταλληλότητα του εκάστοτε τρόπου τυπολογίας εξαρτάται από τα εγγενή χαρακτηριστικά του σώματος, προκειμένου να αποδίδονται με όσο το δυνατόν πιο πιστό τρόπο οι ιδιαιτερότητες της κάθε λεκάνης απορροής.

2.4.2 Γενική Περιγραφή της Διαδικασίας του Συστήματος Εκτίμησης AQEM

Το Σύστημα AQEM καλύπτει ολόκληρη τη διαδικασία εκτίμησης από την επιλογή σημείου δειγματοληψίας μέχρι την αποτίμηση των αποτελεσμάτων και δίνει κατευθυντήριες γραμμές για την ερμηνεία των δεδομένων και των αποτελεσμάτων. Μετά την επιλογή των κατάλληλων σημείων δειγματοληψίας η διαδικασία του συστήματος AQEM ακολουθεί τα βήματα της εικόνας που ακολουθεί (Εικόνα 2.3).



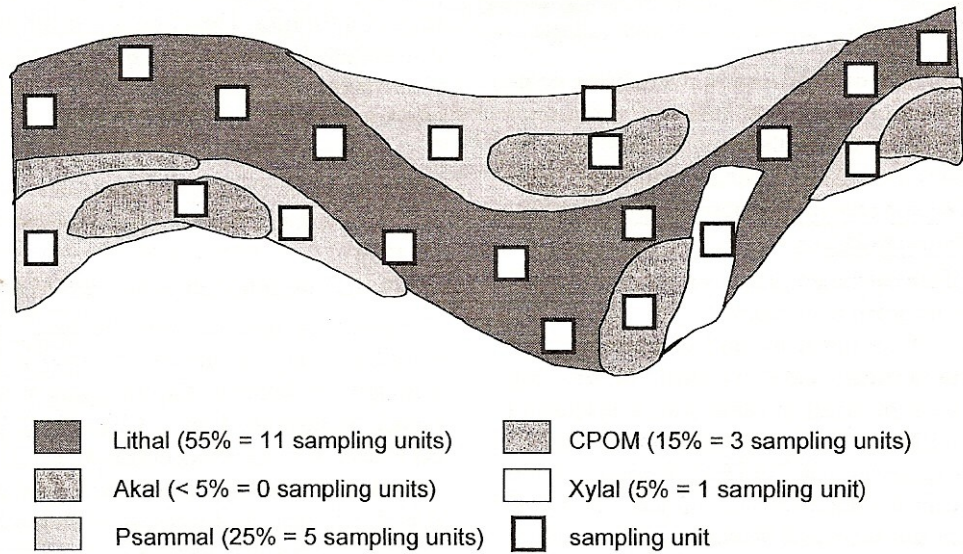
Εικόνα 2.3: Στάδια της Διαδικασίας AQEM. (AQEM, 2002)

Η επιλογή των σταθμών δειγματοληψίας είναι το πρώτο πράγμα που περιλαμβάνει. Η επιλογή αυτή θα πρέπει να γίνεται με τέτοιο τρόπο ώστε τα δείγματα που θα συλλεχθούν να αντιπροσωπεύουν τα φυσικά και οικολογικά χαρακτηριστικά ολόκληρου του υδατορέματος, ή τουλάχιστον της περιοχής μελέτης.

Οι υδρόβιοι μακροασπόνδυλοι οργανισμοί συλλέγονται σύμφωνα με την μεθοδολογία AQEM (www.aqem.de), η οποία δίνει στοιχεία της γενικότερης εικόνας του υδατορέματος, συμπεριλαμβάνοντας την υδρογεωμορφολογία, την παρόχθια κατάσταση, τις ανθρωπογενείς πιέσεις και χρήσεις γης. Βιολογικά δείγματα δεν θα πρέπει να συλλέγονται κατά τη διάρκεια ή αμέσως μετά από περιόδους πλημμύρας ή ξηρασίας, κατά τη διάρκεια κάποιας ανθρώπινης παρέμβασης ή φυσικής διαταραχής, ή αν για οποιοδήποτε λόγο κάποια έντονη ροή στον πυθμένα εμποδίζει τη σωστή συλλογή υλικού του πυθμένα.

Εκτός από τη συλλογή δειγμάτων βένθους και νερού, στο πεδίο καταγράφονται και κάποια άλλα χαρακτηριστικά που αφορούν τη μορφολογία και τη σύνθεση ενδιαιτημάτων, την υδρολογία, την παρόχθια βλάστηση, τις εναλλαγές ροής (διαδοχή riffles – pools), τις τεχνητές παρεμβάσεις, την ύπαρξη σημειακών ή μη σημειακών πηγών ρύπανσης κ.α. Όλες αυτές οι παράμετροι καθώς και άλλες πληροφορίες που περιγράφουν πλήρως το σταθμό δειγματοληψίας και δίνουν πληροφορίες και για την διαδικασία της δειγματοληψίας καθώς και τα δείγματα που συλλέγονται, καταγράφονται στο Πρωτόκολλο του Πεδίου (“site protocol”, βλ. Παράρτημα της παρούσας εργασίας). Στόχος αυτής της καταγραφής είναι να υπάρχει μια εικόνα της μορφολογίας του ποταμού και της λεκάνης απορροής, να δοθούν στοιχεία για την υδρολογία και τη βλάστηση, να περιγραφεί η διαδικασία λήψης του βιολογικού δείγματος και τέλος να υπάρχει δυνατότητα ακριβούς επαναπροσδιορισμού του σταθμού δειγματοληψίας.

Μία αναγκαία προϋπόθεση για σωστή και επιτυχημένη βιολογική δειγματοληψία είναι η προσεκτική καταγραφή της σύνθεσης του μικροπεριβάλλοντος. Η δειγματοληψία πρέπει να πραγματοποιηθεί με τη μέθοδο “multi – habitat”, η οποία έχει σχεδιαστεί με τέτοιο τρόπο ούτως ώστε οι μονάδες δειγματοληψίας από συγκεκριμένα ενδιαιτήματα να λαμβάνονται σύμφωνα με το ποσοστό παρουσίας αυτών των ενδιαιτημάτων στο δοσμένο δειγματοληπτικό χώρο. Κάθε δείγμα αποτελείται από 20 μονάδες δειγματοληψίας που λαμβάνονται από όλα τα ενδιαιτήματα του σταθμού που παρουσιάζουν επιφάνεια κάλυψης μεγαλύτερη από 5%. Ως μονάδα δειγματοληψίας ορίζεται κάθε «στατικό» δείγμα που συλλέγεται με απόχλη από επιφάνεια του πυθμένα ίση με τις διαστάσεις πλαισίου της απόχλης (2.5 x 2.5 cm). Οι 20 μονάδες δειγματοληψίας κατανέμονται σύμφωνα με την αναλογία των μικρο-ενδιαιτημάτων. Για παράδειγμα, αν το 50 % της επιφάνειας του πυθμένα καλύπτεται από άμμο θα πρέπει να ληφθούν 10 μονάδες δειγματοληψίας από το συγκεκριμένο ενδιαιτήμα. Οι κατηγορίες των μικροενδιαιτημάτων υπάρχουν μέσα στο πρωτόκολλο πεδίου. Με τη διαδικασία αυτή, συλλέγεται δείγμα από 1.25 m² επιφάνειας πυθμένα. Η δειγματοληψία ξεκινά από το κατώτερο σημείο της περιοχής που εξετάζεται και προχωρά προς τα ανάντη του ποταμού. Συλλέγουμε τις μονάδες δειγματοληψίας με τη χρήση απόχλης και προκαλώντας διαταραχή του πυθμένα (www.aqem.de). Στην Εικόνα 2.4 φαίνεται ένα παράδειγμα των θέσεων των «δειγματοληπτικών μονάδων».



Εικόνα 2.4: Παράδειγμα θέσεων των «μονάδων δειγματοληψίας» σε έναν θεωρητικό τόπο δειγματοληψίας σύμφωνα με τη “multihabitat” τεχνική που εφαρμόζεται στο σύστημα εκτίμησης AQEM. (Hering et al., 2004)

Η δειγματοληψία στο πεδίο και η εργαστηριακή επεξεργασία των βιολογικών δειγμάτων έχουν ως αποτέλεσμα τη δημιουργία μίας πρωταρχικής λίστας ταξινομικών ομάδων για κάθε τόπο δειγματοληψίας. Η αναγνώριση των ταξινομικών ομάδων πραγματοποιείται στο καλύτερο δυνατό επίπεδο. Ενώ οι περισσότερες ταξινομικές ομάδες έχουν αναγνωρισθεί στο επίπεδο του είδους στην Κεντρική και Βόρεια Ευρώπη, στη Νότια Ευρώπη εφαρμόζεται συνήθως το επίπεδο του γένους και της οικογένειας εξαιτίας της έλλειψης ταξινομικής γνώσης και κλειδιών αναγνώρισης (Hering et al., 2004). Η πρωταρχική λίστα των ταξινομικών ομάδων που έχει προκύψει πρέπει να επεξεργάζονται περαιτέρω με σκοπό την επίτευξη ενός συνεπούς συνόλου δεδομένων. Ειδικότερα, δε θα πρέπει να υπάρχει επικάλυψη των ταξινομικών ομάδων, διότι κάτι τέτοιο θα είχε ως αποτέλεσμα τον πολλαπλασιασμό των ίδιων πληροφοριών σε ένα δείγμα.

Υπάρχουν τρεις μέθοδοι για την επεξεργασία των ταξινομικών δεδομένων:

- Συνάθροιση των ειδών σε υψηλότερο ταξινομικό επίπεδο
- Παράλειψη του υψηλότερου ταξινομικού επιπέδου

- Κατανομή των ατόμων που προσδιορίζονται μόνο στο επίπεδο του γένους σύμφωνα με τη σχετική συνεισφορά των ατόμων που προσδιορίζονται στο επίπεδο του είδους

Όλες οι μέθοδοι μπορεί να χρησιμοποιηθούν στο ίδιο σύνολο δεδομένων. Η επιλογή της βέλτιστης μεθόδου θα πρέπει να εξαρτάται από το υπό εξέταση ταξινομικό σύνολο, βασισμένη στο συνδυασμό των ατόμων που είναι παρόντα και της σχετικής τους αφθονίας καθώς και της οικολογικής σχέσης των ειδών στην εν λόγω ταξινομική ομάδα.

Στη συνέχεια, η εναρμονισμένη λίστα ταξινομικών ομάδων, που προκύπτει με την παραπάνω διαδικασία, εισάγεται στο λογισμικό AQEM. Όμως, πριν την εφαρμογή του λογισμικού AQEM, ο υπό εξέταση τόπος δειγματοληψίας πρέπει να καταχωρείται στο σωστό τύπο ποταμού. Αυτό πραγματοποιείται συγκρίνοντας το σημείο δειγματοληψίας με τις τυπο - ειδικές συνθήκες αναφοράς και με τη μελέτη γεωλογικών, μορφολογικών και οικολογικών χαρτών. Η επιλογή του σωστού τύπου ποταμού είναι θεμελιώδης προϋπόθεση για τη δειγματοληψία, τις διαδικασίες στο εργαστήριο και ειδικότερα για τους υπολογισμούς. Μετά την επιλογή του σωστού τύπου ποταμού το μπορεί να εκτιμηθεί η Οικολογική Κλάση Ποιότητας (Ecological Quality Class, EQC) με τη χρήση του λογισμικού AQEM.

Το λογισμικό AQEM, στο οποίο η πρόσβαση μέσω διαδικτύου είναι ελεύθερη (www.aqem.de), χρησιμοποιεί μία λίστα ταξινομικών ομάδων που περιέχει μεγάλο αριθμό αυτοοικολογικών πληροφοριών για κάθε taxon. Το AQEM μπορεί να χρησιμοποιηθεί στα πλαίσια νέων προγραμμάτων παρακολούθησης, όπου εφαρμόζεται η μέθοδος δειγματοληψίας και το επίπεδο καθορισμού όπως έχει οριστεί από το σύστημα AQEM. Επιπλέον, το σύστημα εκτίμησης AQEM μπορεί επίσης να χρησιμοποιηθεί με ήδη υπάρχοντα δεδομένα, τα οποία έχουν ληφθεί από την εφαρμογή προηγούμενων προγραμμάτων παρακολούθησης. Σε αυτήν την περίπτωση θα πρέπει να αποδοθεί μεγάλη προσοχή στον έλεγχο της επαρκούς ή μη ποιότητας των δεδομένων.

Το λογισμικό πακέτο πραγματοποιεί όλους τους απαραίτητους υπολογισμούς για την εφαρμογή του συστήματος εκτίμησης AQEM. Πιο συγκεκριμένα, πραγματοποιεί τον υπολογισμό των Οικολογικών Κλάσεων Ποιότητας (Ecological Quality Class) του τόπου δειγματοληψίας με βάση την οριστική ταξινομική λίστα των μακροασπόνδυλων. Επιπροσθέτως, υπολογίζει έναν μεγάλο αριθμό δεικτών (metrics) με αποτέλεσμα να παρέχονται αρκετές πληροφορίες, αλλά πρέπει να

σημειωθεί ότι είναι μόνο ένα υπολογιστικό πρόγραμμα και δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί για την αποθήκευση δεδομένων. Τα κράτη μέλη δημιουργούν τις δικές τους βάσεις δεδομένων και χρησιμοποιούν το λογισμικό AQEM μόνο για την πραγματοποίηση των υπολογισμών. Το λογισμικό βασίζεται στο EXCEL, που είναι κοινό και σχετικά συμβατό υπολογιστικό σύστημα, στο οποίο οι περισσότερες βάσεις δεδομένων μπορούν να εξάγουν φύλλα δεδομένων. Η ταξινομική λίστα μπορεί να εισαχθεί στο λογισμικό σε μορφή αρχείου EXCEL ή ASCII και τα αποτελέσματα επίσης εξάγονται σε μία από τις δύο αυτές μορφές αρχείων.

2.4.3 Εκτίμησης της Ποιότητας ενός ποταμού με τη χρήση Βιοτικών δεικτών - Σύστημα Εκτίμησης AQEM

Η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης ενός ποταμού είναι η βάση για την εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο και οι βιοτικοί δείκτες είναι πολύτιμα εργαλεία σε αυτή τη διαδικασία. Η ανάπτυξη των δεικτών και η εφαρμογή τους παρουσιάζει



Εικόνα 2.5: Άποψη του ποταμού Πείρου

ιδιαίτερο ενδιαφέρον και το έναυσμα για τη ραγδαία και συνεχή τους εξέλιξη αποτέλεσαν οι απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο. Εξαιτίας της συνεχούς εξέλιξης που παρουσιάζει αυτό το αντικείμενο έρευνας, η

εφαρμογή των δεικτών δεν έχει τελειοποιηθεί και υπάρχουν ακόμα αρκετά ζητήματα που πρέπει να διευθετηθούν. Ένα από τα σημαντικότερα είναι η εναρμόνιση των διαφορετικών δεικτών που έχουν δημιουργηθεί από τα κράτη μέλη, ώστε να συμπίπτουν τα αποτελέσματά τους όταν εφαρμόζονται για την εκτίμηση ενός δεδομένου τόπου. Δεν μπορεί να αγνοηθεί το γεγονός ότι όταν εφαρμόζονται πολλοί δείκτες για την εκτίμηση ενός τόπου, τα αποτελέσματά τους συχνά διαφέρουν. Πιο συγκεκριμένα, υπάρχει περίπτωση σύμφωνα με έναν δείκτη ο τόπος να εκτιμάται ότι έχει καλή οικολογική κατάσταση, ενώ σύμφωνα με έναν άλλο δείκτη ο ίδιος τόπος να εκτιμάται ότι έχει μέτρια οικολογική κατάσταση. Στόχος του κειμένου που ακολουθεί

είναι η ανάδειξη της ασυμφωνίας και των προβλημάτων που προκύπτουν από την εφαρμογή διαφορετικών δεικτών που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της κατάστασης ενός τόπου. Για αυτό το σκοπό στη συνέχεια παρουσιάζεται ενδεικτικά ένα παράδειγμα εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης ενός τόπου σε έναν ποταμό της Ελλάδας.

Ο τόπος δειγματοληψίας είναι στον ποταμό Πείρο, ο οποίος βρίσκεται στο Β.Δ. τμήμα της Πελοποννήσου και συγκεκριμένα στο Νομό Αχαΐας. Πηγάζει από τα ανατολικά του Ερύμανθου και εκβάλλει στον Πατραϊκό Κόλπο. Ο σταθμός δειγματοληψίας βρίσκεται σε χαμηλό υψόμετρο. Η λεκάνη απορροής του ποταμού χαρακτηρίζεται ως ασβεστολιθική. Επιπλέον, στην ευρύτερη περιοχή υπάρχουν μικρά χωριά και ως εκ τούτου οι χρήσεις γης είναι σχετικά ήπιες (κυρίως αγροτικές, όπως καλλιέργειες -ελιές, εσπεριδοειδή-, ελαιοτριβεία, κτηνοτροφία κ.α.). Για τη δειγματοληψία ακολουθήθηκε η μεθοδολογία AQEM, όπως περιγράφηκε στην προηγούμενη παράγραφο. Μετά τη συμπλήρωση του Πρωτοκόλλου του τόπου δειγματοληψίας ("site protocol") τα δεδομένα εισάχθηκαν στο λογισμικό AQEM DIP (www.aqem.de) και τα αποτελέσματα εξάχθηκαν σε μορφή EXCEL και φαίνονται στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 2.20).



Εικόνα 2.6: Άποψη του ποταμού Πείρου

Πίνακας 2.20:

Αποτελέσματα που προέκυψαν από την εφαρμογή του συστήματος εκτίμησης AQEM για έναν τόπο δειγματοληψίας στον ποταμό Πείρο. (πρ. επ. κ. Γκριτζαλης)

1	Όνομα Τόπου (AQEM MAIN)	ΠΕΙΡΟΣ
2	Metric	ΑΝΟΙΞΗ
3	Abundance [ind/m ²]	266,4
4		
5	Number of Taxa	17

6		
7	Saprobic Index (Zelinka & Marvan)	Not Calculated
8		
9	Saprobic Valence	-
10	- xeno [%]	0
11	- oligo [%]	0
12	- beta-meso [%]	0
13	- alpha-meso [%]	0
14	- poly [%]	0
15	- no data available [%]	100
16	- xeno [%] (scored taxa = 100%)	0
17	- oligo [%] (scored taxa = 100%)	0
18	- alpha-meso [%] (scored taxa = 100%)	0
19	- xeno [%] (abundance classes) (scored taxa = 100%)	0
20	- oligo [%] (abundance classes) (scored taxa = 100%)	0
21		
22	German Saprobic Index (old version)	Not Calculated
23	- Dispersion	Not Calculated
24	- Abundance	0
25	- Indicator Taxa	0
26	- Water Quality Class	Not Calculated
27		
28	German Saprobic Index (new version)	Not Calculated
29	- Dispersion	Not Calculated
30	- Abundance	0
31	- Indicator Taxa	0
32	- Water Quality Class	Not Calculated
33		
34	Dutch Saprobic Index	0
35		
36	Czech Saprobic Index	Not Calculated
37		
38	Biological Monitoring Working Party	70
39		
40	Average score per Taxon	5,833
41		
42	BMWP (Spanish version)	91
43		
44	DSFI Diversity Groups	0
45		
46	DSFI	Not Calculated
47		
48	BBI	5
49		
50	IBE	4,4
51	- Quality Class	4
52	- Systematic Units	5
53		
54	IBE Aqem	4,4
55	- Quality Class	4
56		

57	MAS	Not Calculated
58	- Integr. class	Not Calculated
59	- Operational Units	Not Calculated
60	- MTS	Not Calculated
61		
62	Diversity (Simpson-Index)	0,514
63		
64	Diversity (Shannon-Wiener-Index)	1,308
65		
66	Diversity (Margalef Index)	2,865
67		
68	Evenness	0,462
69		
70	Acid Class (Braukmann) (5-class version)	5
71		
72	Acid Index (Hendrikson & Medin)	1
73		
74	German Fauna Index	-
75	- German Fauna Index D01	Not Calculated
76	- German Fauna Index D02	Not Calculated
77	- German Fauna Index D03	1
78	- German Fauna Index D04	2
79	- German Fauna Index D05	Not Calculated
80		
81	r/K relationship	0,235
82		
83	Potamon-Typie-Index	1,118
84		
85	Portuguese Index	1
86		
87	Number of sensitive taxa (Austria)	2
88		
89	Zonation	-
90	- [%] crenal	0
91	- [%] hypocrenal	0
92	- [%] epirhithral	0,661
93	- [%] metarhithral	0,751
94	- [%] hyporhithral	0,841
95	- [%] epipotamal72	0,841
96	- [%] metapotamal	0,841
97	- [%] hypopotamal	0,931
98	- [%] littoral	1,321
99	- [%] profundal	1,321
100	- [%] no data available	92,492
101	- [%] hypocrenal (scored taxa = 100%)	0
102	- [%] epirhithral (scored taxa = 100%)	8,8
103	- [%] hyporhithral (scored taxa = 100%)	11,2
104	- [%] metarhithral (scored taxa = 100%)	10
105	- [%] littoral (scored taxa = 100%)	17,6
106	- [%] littoral + profundal	2,643
107		

108	Current preference	-
109	- [%] Type LB	0
110	- [%] Type LP	0,601
111	- [%] Type LR	0
112	- [%] Type RL	6,607
113	- [%] Type RP	2,102
114	- [%] Type RB	0
115	- [%] Type IN	7,808
116	- [%] no data available	82,883
117	- [%] Type RP (scored taxa = 100%)	12,281
118	- [%] Type RP (abundance classes) (scored taxa = 100%)	35,294
119		
120	Rheoindex (Banning, with abundance)	Not Calculated
121		
122	Rheoindex (Banning, with abundance classes)	Not Calculated
123		
124	Rhithron Typie Index	5
125		
126	Potamon Typie Index with abundance classes	3,4
127		
128	delta Potamon Typie Index with abundance classes	0,566
129		
130	Microhabitat preference	-
131	- [%] Type Pel	5,586
132	- [%] Type Arg	0,751
133	- [%] Type Psa	1,502
134	- [%] Type Aka	0,15
135	- [%] Type Lit	1,051
136	- [%] Type Phy	3,003
137	- [%] Type Pom	0,24
138	- [%] Type Oth	1,532
139	- [%] No data	86,186
140	- [%] Type Aka + Lit + Psa	2,703
141	- [%] Type Pel (scored taxa = 100%)	40,435
142	- [%] Type Psa (scored taxa = 100%)	10,87
143	- [%] Type Aka (scored taxa = 100%)	1,087
144	- [%] Type Lit (scored taxa = 100%)	7,609
145	- [%] Type Phy (scored taxa = 100%)	21,739
146	- [%] Type Aka+Lit+Psa (scored taxa = 100%)	19,565
147		
148	Stone-dwelling taxa (Braukmann, with abundance classes)	100
149		
150	Feeding types	-
151	- [%] Grazers and scrapers	4,925
152	- [%] Miners	1,982
153	- [%] Xylophagous Taxa	0
154	- [%] Shredders	0
155	- [%] Gatherers/Collectors	72,072
156	- [%] Active filter feeders	1,321

157	- [%] Passive filter feeders	1,051
158	- [%] Predators	9,189
159	- [%] Parasites	0,751
160	- [%] Other Feeding types	0
161	- (Grazers + Scrapers)/(GatherersCollectors + FilterFeeders)	0,066
162	- [%] Xyloph. + Shred. + ActFiltFee. + PasFiltFee	2,372
163	- [%] no data available	8,709
164	- [%] Shredders (scored taxa = 100%)	0
165	- [%] Gatherers/Collectors (scored taxa = 100%)	78,947
166	- Active/Passive filter feeders	1,257
167		
168	RETI	0,061
169		
170	Locomotion type	-
171	- [%] swimming/skating	0,06
172	- [%] swimming/diving	1,832
173	- [%] burrowing/boring	3,453
174	- [%] sprawling/walking	4,444
175	- [%] (semi)sessil	3,003
176	- [%] others (e.g. climbing)	2,823
177	- [%] no data available	84,384
178		
179	Taxonomic group [%]	-
180	- Porifera [%]	0
181	- Coelenterata [%]	0
182	- Cestoda [%]	0
183	- Trematoda [%]	0
184	- Turbellaria [%]	0
185	- Nematoda [%]	0
186	- Nematomorpha [%]	0
187	- Gastropoda [%]	0
188	- Bivalvia [%]	0
189	- Polychatea [%]	0
190	- Oligochaeta [%]	0
191	- Hirudinea [%]	0
192	- Crustacea [%]	0
193	- Araneae [%]	0
194	- Ephemeroptera [%]	68,769
195	- Odonata [%]	6,006
196	- Plecoptera [%]	0
197	- Heteroptera [%]	0,901
198	- Planipennia [%]	0
199	- Megaloptera [%]	0
200	- Trichoptera [%]	4,204
201	- Lepidoptera [%]	0
202	- Coleoptera [%]	2,102
203	- Diptera [%]	9,309
204	- Bryozoa [%]	0
205	- Hydrachnidia [%]	8,709
206	- Others [%]	0

207	- EPT-Taxa [%]	72,973
208	- EPT/OL [%]	Not Calculated
209	- EP [%]	68,769
210	- EPind/Totind [%]	68,769
211	- EPT [%] (abundance classes)	28,571
212		
213	Taxonomic group (number of taxa)	-
214	- Porifera	0
215	- Coelenterata	0
216	- Cestoda	0
217	- Trematoda	0
218	- Turbellaria	0
219	- Nematoda	0
220	- Nematomorpha	0
221	- Gastropoda	0
222	- Bivalvia	0
223	- Polychatea	0
224	- Oligochaeta	0
225	- Hirudinea	0
226	- Crustacea	0
227	- Araneae	0
228	- Ephemeroptera	1
229	- Odonata	4
230	- Plecoptera	0
231	- Heteroptera	1
232	- Planipennia	0
233	- Megaloptera	0
234	- Trichoptera	2
235	- Lepidoptera	0
236	- Coleoptera	2
237	- Diptera	6
238	- Bryozoa	0
239	- Hydrachnidia	1
240	- Others	0
241	- EPT-Taxa	3
242	- EPT/OL	Not Calculated
243	- EPT/Diptera	0,5
244	- OD-Taxa [%] (Austria)	35,294
245	- EPT-Taxa [%] (Austria)	17,647
246	- OD/Total-Taxa	35,294
247	- EP-Taxa	1
248	- EPTCOB (Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.)	9
249		
250	Taxonomic group (abundance)	-
251	- Porifera	0
252	- Coelenterata	0
253	- Cestoda	0
254	- Trematoda	0
255	- Turbellaria	0
256	- Nematoda	0
257	- Nematomorpha	0

258	- Gastropoda	0
259	- Bivalvia	0
260	- Polychatea	0
261	- Oligochaeta	0
262	- Hirudinea	0
263	- Crustacea	0
264	- Araneae	0
265	- Ephemeroptera	183,2
266	- Odonata	16
267	- Plecoptera	0
268	- Heteroptera	2,4
269	- Planipennia	0
270	- Megaloptera	0
271	- Trichoptera	11,2
272	- Lepidoptera	0
273	- Coleoptera	5,6
274	- Diptera	24,8
275	- Bryozoa	0
276	- Hydrachnidia	23,2
277	- Others	0
278		
279	Number of Families	17
280		
281	Number of Genera	17
282		
283	Index of Biocoenotic Region	Not Calculated
284		
285	Austria, 100% class and FAA	-
286	- [%] littoral (scored taxa = 100%)	Not Calculated
287	- [%] littoral + profundal (scored taxa = 100%)	Not Calculated
288	- RETI	0,032
289	- [%] Gatherers/Collectors	87,405
290	- [%] Shredders	0
291		
292	Active filter feeders/passive filter feeders	1,257
293		
294	Italian metrics	-
295	- Trichoptera_taxa	2
296	- Plecoptera_taxa	0
297	- TROPHIC_Sel_Grazers	5,6
298	- Cordulegaster_Dinocras	0
299	- Amphinemura_Protonemura	0
300	- A.Muticus + N.digitatus	0
301	- Sel_Ephemeroptera_GS	0
302	- Leptophlebiidae	0
303	- Sel_Trichoptera_GS	0
304	- DIPTERA_Good_G	1,6
305	- DIPTERA_Bad_SIPH_G	0,8
306	- HABITAT_Argillal	0,087
307	- TROPHIC_Filterer	0,017
308	- BEHAV_Borrowing	1,15

309	- Sel_Ephemeroptera_M	0
310	- Sel_Plecoptera_M	0
311	- Sel_nonEPTaxa_M	0
312	- Dugesia_Lymnaea	0
313	- ALL/Diptera	8,581
314	- Sel_Ephemeroptera_GN	0
315	- Sel_Trichoptera	0
316	- Leuctra_Calopteryx	0
317	- Elmidae	1,6
318	- Lumbricidae	0
319	- Tubificidae	0
320	- PleTri_taxa	2

Πηγή: Πρ. Επ. κ. Γκριτζαλης

Ανάλυση Αποτελεσμάτων

Στις πρώτες γραμμές του Πίνακα 2.20 φαίνεται το όνομα του ποταμού (Πείρος) και η εποχή που πραγματοποιήθηκε η δειγματοληψία (άνοιξη). Επιπλέον, αναφέρεται ο αριθμός των ταξινομικών μονάδων που βρέθηκαν και ταυτοποιήθηκαν στην περιοχή δειγματοληψίας. Πρέπει να αναφερθεί ότι το επίπεδο ταξινόμησης είναι αυτό της Οικογένειας, δηλαδή βρέθηκαν 17 οικογένειες μακροασπόνδων στον τόπο δειγματοληψίας.

Στα αποτελέσματα του λογισμικού AQEM περιλαμβάνεται και μία γενική περιγραφή του δείγματος. Συγκεκριμένα, αναφέρεται η κατάταξη των οργανισμών στις ζώνες του ποταμού (Πίνακας 2.20, γραμμές 90 - 106) σύμφωνα με τις υπάρχουσες γνώσεις για την αυτοοικολογία τους, καθώς και οι προτιμήσεις τους ως προς τις συνθήκες ροής του ποταμού (Πίνακας 2.20, γραμμές 109 - 118). Επιπροσθέτως, δίνεται η περιγραφή των τύπων των μικροενδιατημάτων που προτιμούν οι οργανισμοί (Πίνακας 2.20, γραμμές 130 - 146). Οι πίνακες που ακολουθούν αναφέρουν αναλυτικά τους τύπους των μικροενδιατημάτων (Πίνακας 2.21) και τους τύπους ροής (Πίνακας 2.22) που περιλαμβάνονται στο σύστημα AQEM.

Πίνακας 2.21: Περιγραφή των τύπων ροής που υπολογίζονται από το λογισμικό AQEM DIP

Type LB	Λιμνόβια, υπάρχουν μόνο στα στάσιμα ύδατα
Type LP	Λιμνόφιλα, υπάρχουν στα στάσιμα νερά, αποφεύγουν τα ρεύματα και σπάνια βρίσκονται σε ποτάμια με αργή ροή
Type LR	Λιμνο - προς Ρεόφιλα, προτιμούν να βρίσκονται σε στάσιμα νερά αλλά συχνά βρίσκονται και σε ποτάμια με αργή ροή
Type RL	Ρεο - προς Λιμνόφιλα, συνήθως βρίσκονται σε ποτάμια, προτιμούν αυτά με αργή ροή και τις ζώνες με στάσιμα νερά (lentic

	zones)
Type RP	Ρεόφιλα, υπάρχουν στα ποτάμια, προτιμούν ζώνες με μέτρια προς υψηλή ταχύτητα ροής
Type RB	Ρεόβια, υπάρχουν στα ποτάμια σε ζώνες με υψηλή ταχύτητα ροής
Type IN	Αδιάφορα, δεν έχουν προτίμηση για συγκεκριμένη ταχύτητα ροής

Πηγή: AQEM_DIP (www.aqem.de)

Πίνακας 2.22: Περιγραφή των τύπων μικροενδιατημάτων που υπολογίζονται από το λογισμικό AQEM DIP

Type Pel	Pelal: λάσπη, μέγεθος ιζήματος <0.063 mm
Type Arg	Argyllal: ιλύς, άμμος, πηλός, μέγεθος ιζήματος <0.063 mm
Type Psa	Psammal: άμμος, μέγεθος ιζήματος 0.063 – 2 mm
Type Aka	Akal: μικρού – μεσαίου μεγέθους χαλίκια, μέγεθος ιζήματος 0.2 – 2 mm
Type Lit	Lithal: μεγάλου μεγέθους χαλίκια, πέτρες, ογκόλιθοι, μέγεθος ιζήματος > 2 mm
Type Phy	Phytal: άλγη, φύκη και μακρόφυτα, περιλαμβανομένων των ζωντανών τμημάτων των φυτών της ξηράς
Type POM	Particulate Organic Matter, θραύσματα ξύλων, CPOM, FPOM
Type Oth	Other Habitats

Πηγή: AQEM_DIP (www.aqem.de)

Στη συνέχεια περιγράφεται το δείγμα ως προς τις διατροφικές συνήθειες των οργανισμών (Πίνακας 2.20, γραμμές 150 – 166). Παρατηρούμε ότι το μεγαλύτερο ποσοστό των οργανισμών (72.072 %) του δείγματος είναι συλλέκτες (gatherers/collectors), οι οποίοι τρέφονται κυρίως με νεκρή οργανική ύλη, γεγονός που υποδηλώνει πιθανή υποβαθμισμένη κατάσταση του οικοσυστήματος. Ακολούθως, οι οργανισμοί κατατάσσονται ανάλογα με της κατηγορίες του τρόπου κίνησής τους (Πίνακας 2.20, γραμμές 170 – 177).

Τέλος, το δείγμα περιγράφεται ως προς τη σύστασή του σε ταξινομικές ομάδες (Πίνακας 2.20, γραμμές 179 – 277). Συγκεκριμένα, δίνονται οι ποσοστιαίες αναλογίες των ταξινομικών ομάδων στο δείγμα (Πίνακας 2.20, γραμμές 179 – 211). Παρατηρείται ότι το ποσοστό των EPT taxa, τα οποία είναι ευαίσθητα στη ρύπανση ομάδες βενθικών μακροασπόνδυλων, είναι αρκετά υψηλό (72.973%), γεγονός που αρχικά υποδεικνύει καλή κατάσταση του οικοσυστήματος. Όμως, παρατηρείται ότι τα *Ephemeroptera*, στα οποία ανήκουν αρκετά ευκαιριακά είδη (που συναντώνται κυρίως στα υποβαθμισμένα οικοσυστήματα), έχουν επίσης αρκετά υψηλό ποσοστό στο δείγμα (68.769%). Έτσι, το υψηλό ποσοστό των EPT taxa μπορεί να οφείλεται στο υψηλό ποσοστό των ευκαιριακών *Ephemeroptera*, και επομένως να μην είναι ενδεικτικό της καλής κατάστασης του οικοσυστήματος. Ένα επιπλέον στοιχείο που

υποστηρίζει την τελευταία υπόθεση είναι το γεγονός ότι το ποσοστό των *Plecoptera* είναι 0% και των *Trichoptera* 4,204%. Αυτές είναι ταξινομικές ομάδες στις οποίες περιλαμβάνονται κατεξοχήν ευαίσθητα στη ρύπανση είδη, και ιδιαιτέρως στην ομάδα των *Plecoptera*, τα οποία δεν αντιπροσωπεύονται στο εν λόγω ποτάμι. Αυτή η περίπτωση υποδεικνύει τη χρησιμότητα των πολυμετρικών συστημάτων εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης ενός οικοσυστήματος. Στη συνέχεια καταγράφεται ο αριθμός των taxa που μετρήθηκαν στο δείγμα (Πίνακας 2.20, γραμμές 213 - 241), και δίνεται η αφθονία των ταξινομικών ομάδων (Πίνακας 2.20, γραμμές 250 - 277).

Όπως φαίνεται στον Πίνακα 2.20 οι σαπροβιοτικοί δείκτες (Πίνακας 2.20, γραμμές 7 - 36) δεν έχουν υπολογισθεί. Η αιτία αυτού είναι το γεγονός ότι το επίπεδο ταξινόμησης που απαιτείται για αυτόν τον υπολογισμό είναι αυτό του είδους, ενώ στην προκειμένη περίπτωση η ταξινόμηση πραγματοποιήθηκε στο επίπεδο της οικογένειας. Επιπλέον, οι Σαπροβιοτικοί δείκτες λειτουργούν καλύτερα όταν χρησιμοποιούνται σε αρκετά ρυπασμένες περιοχές (όπου επικρατούν σχεδόν ανοξικές συνθήκες), στις οποίες δεν ανήκει ο υπό εξέταση τόπος.

Στη συνέχεια παρατίθενται οι βιοτικοί δείκτες που έχουν υπολογισθεί βάσει των δεδομένων που έχουν εισαχθεί στο λογισμικό AQEM DIP. Σε αυτούς περιλαμβάνονται και δύο δείκτες οξύτητας (Πίνακας 2.20, γραμμές 70, 72), οι οποίοι είναι ενδεικτικοί των επιπτώσεων της όξινης βροχής στα υδάτινα οικοσυστήματα. Όμως, στο συγκεκριμένο τόπο δειγματοληψίας, τα πετρώματα είναι ασβεστολιθικά με αποτέλεσμα να εξουδετερώνονται οι επιδράσεις της όξινης βροχής και επομένως οι τιμές των δύο αυτών δεικτών να μην είναι ενδεικτικές. Η τιμή του δείκτη BMWP είναι 70 (Πίνακας 2.20, γραμμή 38), και αντιστοιχεί στην καλή οικολογική κατάσταση. Αντίθετα, σύμφωνα με τον Ισπανικό BMWP δείκτη, ο οποίος έχει τιμή 91 (Πίνακας 2.20, γραμμή 42), ο δεδομένος τόπος έχει άριστη οικολογική κατάσταση. Από την άλλη, ο δείκτης BBI έχει τιμή 6 (Πίνακας 2.20, γραμμή 48), γεγονός που καταδεικνύει μέτρια κατάσταση. Τέλος, σύμφωνα με την τιμή 4 του δείκτη IBE (Πίνακας 2.20, γραμμές 50 - 55) και την τιμή 1 του Πορτογαλικού δείκτη (Πίνακας 2.20, γραμμή 85), ο τόπος εκτιμάται ότι έχει ελλιπή οικολογική κατάσταση. Οι εμπειρογνώμονες που συμμετείχαν στη δειγματοληψία και επομένως στην επιτόπια έρευνα, έκριναν ότι ο συγκεκριμένος τόπος γενικώς έχει ελλιπή οικολογική κατάσταση (πρ. επ. κ. Γκρίτζαλης).

Αυτή η ασυμφωνία μεταξύ των αποτελεσμάτων των διαφορετικών δεικτών μπορεί να οφείλεται στο γεγονός ότι ορισμένοι δείκτες λειτουργούν καλύτερα όταν η

αναγνώριση πραγματοποιείται στο επίπεδο του είδους, ενώ άλλοι όταν πραγματοποιείται στο επίπεδο της οικογένειας. Επιπλέον, η έλλειψη ενός έγκυρου Ελληνικού δείκτη, ο οποίος μπορεί αξιόπιστα να αποδώσει την κατάσταση ενός τόπου, προκαλεί σοβαρές δυσχέρειες στο έλεγχο της εγκυρότητας των υπολοίπων δεικτών. Γενικά, τα σοβαρότερα προβλήματα προκύπτουν στις περιπτώσεις όπου υπάρχει αμφιβολία για το κατά πόσον ένας τόπος έχει καλή ή μέτρια οικολογική κατάσταση, διότι όταν κατατάσσεται ως καλής κατάστασης δεν πρέπει να πραγματοποιηθούν δράσεις αποκατάστασης, ενώ στην αντίθετη περίπτωση θα πρέπει να σχεδιαστούν και να υλοποιηθούν κατάλληλες τέτοιες δράσεις. Σε αυτές λοιπόν τις περιπτώσεις, η λάθος εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης ενός τόπου μπορεί να έχει σοβαρές οικονομικές επιπτώσεις.

Σε αυτό το σημείο κρίνεται σκόπιμη η περαιτέρω ανάλυση ορισμένων θεμάτων και χαρακτηριστικών που αφορούν τους βιοτικούς δείκτες (κυρίως αυτούς που υπολογίζονται με χρήση των μακροασπόνδυλων) και την εφαρμογή των συστημάτων εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης.

2.4.3.α Επίπεδο Αναγνώρισης - Ταξινόμηση

Η αναγνώριση σε διαφορετικά ταξινομικά επίπεδα (τάξη, οικογένεια, γένος, είδος) και η απαρίθμηση των συλλεγμένων ατόμων σε ένα δείγμα μακροασπόνδυλων είναι απαραίτητη σε όλες τις βιολογικές μεθόδους εκτίμησης της ποιότητας των ρεόντων υδάτων. Γενικά υπάρχουν διαφορές αναφορικά με το απαιτούμενο ταξινομικό επίπεδο μεταξύ των εργαλείων που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων σε παγκόσμιο επίπεδο. Οι περισσότεροι χρησιμοποιούμενοι δείκτες στην Ευρώπη για μελέτες της ποιότητας που βασίζονται σε μελέτες της κοινωνίας των μακροασπόνδυλων δεν απαιτούν χαμηλό ταξινομικό επίπεδο (Γκριτζαλης, 2006). Για παράδειγμα ο Βέλγικος Βιοτικός Δείκτης (Belgium Biotic Index, BBI) απαιτεί ταξινόμηση σε γένος, οικογένεια και είδος ενώ ο BMWP (Biological Monitoring Working Party, Μ. Βρετανία) και ο ASPT (Average Score Per Taxon, Μ. Βρετανία) όπως και ο IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, Ισπανία) απαιτούν ταξινόμηση μόνο σε επίπεδο οικογένειας.

Θεωρητικά εάν τα είδη συνδυάζονται χαμηλότερο ταξινομικό επίπεδο, η οικολογική εκτίμηση είναι δυνατή εάν οι απαιτήσεις των διαφορετικών ειδών εντός αυτού του ταξινομικού επιπέδου είναι γνωστές ή είναι όμοιες. Παρόλα αυτά η

συστηματική των μακροασπόνδουλων και ο καθορισμός των ειδών συχνά βασίζονται σε μορφολογικά χαρακτηριστικά (στις περισσότερες περιπτώσεις αναπαραγωγικά όργανα) και όχι σε λειτουργικά χαρακτηριστικά. Εξαιτίας αυτού, τα είδη που εντάσσονται στο ίδιο γένος μπορεί να έχουν διαφορετικές οικολογικές απαιτήσεις και η απόκριση των ειδών ενός γένους σε διαφορετικούς παράγοντες που επιδρούν ή στρεσογόνους παράγοντες μπορεί να ποικίλουν σε μεγάλο βαθμό. Η οικολογική πληροφορία που παρέχεται από τη χρήση χαμηλών ταξινομικών επιπέδων, όπως τα γένη και οι οικογένειες, στις περιβαλλοντικές αναλύσεις μπορεί να προκαλούν αποκλίσεις στα αποτελέσματα (Schmid - Kloiber & Nijboer, 2004) και μπορεί να αντανakλούν μόνο μία αδρή περιγραφή της κατάστασης.

Ο Guerold (2000) χρησιμοποίησε τρία επίπεδα ταξινόμησης (οικογένεια, γένος, είδος) των κοινωνιών των Ephemeroptera, Plecoptera και Trichoptera που συλλέχθηκαν από διαφορετικές ποιοτικές καταστάσεις των υδάτων. Υπολόγισε την αφθονία, τέσσερεις δείκτες ποικιλότητας και δύο δείκτες ομοιότητας. Κατέληξε στο συμπέρασμα ότι συγκεκριμένες υπο - ή υπερ - εκτιμήσεις είναι δυνατό να συμβούν και ότι η χρήση της οικογένειας ως επίπεδο αναγνώρισης έχει ως αποτέλεσμα επισφαλείς ερμηνείες των τιμών των δεικτών, και ειδικότερα όταν αφορά την εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων και των αλλαγών στην κοινωνία των μακροασπόνδουλων.

Γενικά «λάθος» αποτελέσματα στην εκτίμηση της οικολογικής κλάσης ποιότητας μπορούν από τη μία να οδηγήσουν σε ανώφελα έξοδα (στην περίπτωση που η εκτιμωμένη οικολογική κλάση ποιότητας είναι χαμηλότερη από την πραγματική) για τη βελτίωση της οικολογικής ποιότητας ενός ποταμού, ενώ στην πραγματικότητα δεν είναι απαραίτητο. Από την άλλη όμως, μία λάθος κατάταξη σε μία οικολογική κλάση ποιότητας θα μπορούσε να οδηγήσει σε περιβαλλοντική καταστροφή, στην περίπτωση που η εκτιμωμένη οικολογική κατάσταση είναι υψηλότερη από την πραγματική, διότι δε θα ληφθούν τα απαραίτητα μέτρα παρόλο που θα είναι αναγκαίο (Schmid - Kloiber & Nijboer, 2004).

Σύμφωνα με τους Resh και McElravy (1993) η αναγνώριση στο επίπεδο του είδους πρέπει να προτιμάται, διότι το επίπεδο του είδους είναι η βασική βιολογική μονάδα με την περισσότερη πληροφορία και η χρήση του αυξάνει την ευαισθησία και την ανίχνευση μικρών αλλαγών στην εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας. Όπως διευκρινίζεται και στην θεωρία του οικολογικού θώκου κάθε είδος έχει αναπτύξει ικανότητες για την εκμετάλλευση των πόρων και για την αντιμετώπιση της

ετερογένειας του ενδιααιτήματός του (Schmid - Kloiber & Nijboer, 2004). Έτσι, η ύπαρξη πληθυσμών ειδικών ειδών είναι αποτέλεσμα των υπάρχουσών περιβαλλοντικών συνθηκών. Στην περίπτωση που οι συσχετίσεις των αυτοοικολογικών απαιτήσεων των χαρακτηριστικών ειδών είναι καλά καθιερωμένες, παρέχονται χρήσιμα κριτήρια εκτίμησης για τη δομική και λειτουργική ποιότητα των υδατικών οικοσυστημάτων, που τα καθιστούν καλούς βιοτικούς δείκτες για την οικολογική κατάσταση των υδατικών ενδιααιτημάτων.

Είναι ευρέως αποδεκτό το γεγονός ότι η επιτυχής αναγνώριση στα χαμηλότερα, όταν είναι εφικτό, επίπεδα (γέννη ή είδη) των Chironomidae, Oligochaeta, Hydracarina και άλλων ομάδων (στις οποίες είναι σχετικά δύσκολη), απαιτεί πολύ χρόνο, τα κατάλληλα «βιβλία - κλειδιά» και στις περισσότερες περιπτώσεις εξαρτάται από τη βοήθεια εμπειρογνομόνων ειδικευμένων σε θέματα αναγνώρισης. Η έλλειψη τέτοιων «βιβλίων - κλειδιών» για κάθε περιοχή ή χώρα (π.χ. στην Ελλάδα τα περισσότερα «βιβλία - κλειδιά» που χρησιμοποιούνται προέρχονται από την Κεντρική και Βόρεια Ευρώπη) για την αναγνώριση στα χαμηλότερα ταξινομικά επίπεδα αποτελεί κοινό εμπόδιο στις εξειδικευμένες μελέτες (Γκριτζαλης, 2006).

Επιπροσθέτως, το επίπεδο του γένους ή της οικογένειας μπορεί να επαρκεί την ανίχνευση διαφορών κατά τη γρήγορη εκτίμηση της ποιότητας των υδάτων ή για την απόδειξη βιοτικών σχέσεων σε ευρύτερη κλίμακα (γεωγραφική). Πιθανώς, οι μεγάλες διαφορές μεταξύ των περιβαλλοντικών διαφορών μπορούν να αναγνωρισθούν με αλλαγές στους αριθμούς των ατόμων και των taxa των γενών ή ακόμα και των οικογενειών. Ακόμη, η χρήση υψηλότερων ταξινομικών επιπέδων μπορεί να αποτελεί πλεονέκτημα για τη μείωση του θορύβου που δημιουργείται από την περιβαλλοντική ετερογένεια (όπως οι εποχιακές αλλαγές) και τα τυχαία γεγονότα, τα οποία μπορεί να καλύπτουν την επίδραση των ανθρώπινων δραστηριοτήτων.

Συνήθως στα συστήματα διαχείρισης υδάτων και άλλων συστημάτων εκτίμησης χρησιμοποιούνται χαμηλά επίπεδα ταξινόμησης εξαιτίας των παρακάτω (Schmid - Kloiber & Nijboer, 2004):

- Απόδοση - Κόστους: οι χαμηλές χρηματοδοτήσεις συχνά επιβάλλουν την αναγνώριση στο επίπεδο του γένους ή της οικογένειας.
- Έλλειψη χρόνου ή ανθρώπινου δυναμικού: στην περίπτωση που η δειγματοληψία πρέπει να πραγματοποιηθεί σε μεγάλο αριθμό τόπων κάθε

χρόνο με περιορισμούς στον αριθμό των ατόμων, είναι εφικτή μόνο η ταξινόμηση σε υψηλότερα επίπεδα.

- Έλλειψη ταξινομικής εμπειρίας: εξαιτίας της μη κατάλληλης ημερομηνίας της δειγματοληψίας, τα αναγνωρίσιμα στάδια των μακροασπόνδουλων μπορεί να είναι απόντα ή ένας μεγάλος αριθμός νεαρών ατόμων καθιστούν την αναγνώριση σε επίπεδο είδους αν όχι αδύνατη, ευάλωτη σε λάθη. Επιπλέον, η έλλειψη των κλειδιών αναγνώρισης είναι ένα σοβαρό πρόβλημα για ορισμένες ταξινομικές ομάδες και μερικές φορές δεν υπάρχουν καθόλου ταξινομικές περιγραφές.
- Έλλειψη ή μη διαθεσιμότητα αυτοοικολογικών πληροφοριών: σε πολλές ομάδες μακροασπόνδουλων η βιβλιογραφία είναι διασκορπισμένη και γνωστή μόνο στους ειδικούς. Εάν οι οικολογικές απαιτήσεις των ειδών δεν είναι γνωστές, η χρήση τους στην οικολογική εκτίμηση ελαχιστοποιείται και το κίνητρο για την αναγνώριση αυτών μειώνεται.

Μία εκτίμηση της επίδοσης των μεθόδων μέτρησης σε υψηλά ταξινομικά επίπεδα δείχνει ότι οι μέθοδοι που περιλαμβάνουν αφθονίες ή ολικούς αριθμούς ή ποσοστά αυτών των τιμών μπορούν να υπολογιστούν με τη χρήση κατώτερων ταξινομικών επιπέδων. Όσο αφορά τους τύπους των μεθόδων μέτρησης αυτό μπορεί να εφαρμοσθεί για την αφθονία, τη σύνθεση και την ποικιλότητα (Schmid - Kloiber & Nijboer, 2004, Γκριτζαλης, 2006). Παρόλα αυτά η αναγνώριση στο επίπεδο του είδους απαιτείται ιδιαίτερα στις μελέτες για τις φυσιολογικές συνθήκες.

Εν κατά κλειδί, το ερώτημα ποιο ταξινομικό επίπεδο πρέπει να χρησιμοποιείται για τις βιολογικές μεθόδους εκτίμησης που βασίζονται στα μακροασπόνδυλα είναι ένα ευρέως συζητήσιμο θέμα. Βασικά, η επαρκής ταξινομική ανάλυση εξαρτάται από τους συγκεκριμένους στόχους της μελέτης.

Πίνακας 2.23: Τα διαφορετικά επίπεδα αναγνώρισης που απαιτούνται από ορισμένους βιοτικούς δείκτες

Βιοτικός Δείκτης	Επίπεδο Αναγνώρισης
IBE	Είδος, Οικογένεια
BBI	Γένος, Οικογένεια
BMWP	Οικογένεια
IBMWP	Οικογένεια
STAR_ICM	Οικογένεια
HES	Οικογένεια

2.4.3.β Δειγματοληψία - Ενδιατήματα

Ο τρόπος και ο τόπος εφαρμογής της δειγματοληψίας επηρεάζουν σημαντικά τόσο την εφαρμογή όσο και τα αποτελέσματα των συστημάτων εκτίμησης. Οι φυσικοί παράμετροι στα υδατικά οικοσυστήματα είναι σημαντικοί, διότι προκαλούν διαφορετικούς δεσμούς μεταξύ των υδατικών κοινωνιών και διαφορετικές εξαρτήσεις από τις περιβαλλοντικές παραμέτρους (Pinto et al., 2006). Γενικά, η κοινωνία των μακροασπόνδυλων δεν ανταποκρίνεται αρχικώς σε μία επίδραση ενός τύπου αλλά αντανακλά συνολικά τις αλλαγές της περιβαλλοντικής ποιότητας (Buffagni et al., 2004).

Όμως, ακόμα και στην υπόθεση ενός μη διαταραγμένου οικοσυστήματος όπου δεν υπάρχουν παράγοντες υποβάθμισης από ανθρωπογενείς δραστηριότητες, ένας αριθμός φυσικών παραγόντων επηρεάζει τα αβιοτικά χαρακτηριστικά και τη χλωρίδα και πανίδα κατά στη διάρκεια μεγάλων χρονικών διαστημάτων. Με αυτή την δυναμική διαδικασία του τοπίου της γης, είναι γενικά αποδεκτό το γεγονός ότι η ποιότητα και η ποσότητα του νερού ακόμα και στις φυσικές συνθήκες ποικίλουν εντός μίας χώρας ή περιοχής, πόσο μάλλον μεταξύ διαφορετικών χωρών και μεγάλων περιοχών όπως αυτές στη Μεσογειακή Ευρώπη (Γκριτζαλης, 2006). Όσο αφορά τα μεσογειακά ποτάμια σε χαμηλή χωρική κλίμακα η λεκάνη απορροής εξακολουθεί να είναι η σημαντική παράμετρος που ελέγχει την καθιέρωση των υδατικών κοινωνιών, υποδεικνύοντας έτσι τη σημαντικότητα της διαθεσιμότητας του νερού.

Η μελέτη των Pinto et al. (2006) επιβεβαιώνει το γεγονός ότι οι δεσμοί μεταξύ των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων είναι διαφορετικοί για τους διαφορετικούς βασικούς τύπους ποταμών και επηρεάζονται από τη διαθεσιμότητα του νερού. Αυτοί οι δεσμοί τείνουν να είναι σύμφωνοι για διαφορετικές χωρικές κλίμακες, εκτός εάν δεν είναι ισχυροί. Η επίδραση των περιβαλλοντικών παραμέτρων τείνει να εξαρτάται από τη χωρική κλίμακα. Η έκταση και οι περιβαλλοντικοί παράμετροι εντός του ενδιατήματος μπορούν να εξηγήσουν τις υδατικές κοινωνίες σε χαμηλή χωρική κλίμακα, ενώ οι γεωγραφικοί παράμετροι τείνουν να εξηγούν τις κοινωνίες σε μεγαλύτερη χωρική κλίμακα.

Επιπλέον, η χρήση της γης στην πλημμυρική επιφάνεια και στη λεκάνη απορροής ποταμού είναι σημαντική στον καθορισμό της ακεραιότητας του ποταμού. Όμως, οι μεταβλητές τοπικής κλίμακας όπως οι καλλιέργειες στην πλημμυρική επιφάνεια, τα μικροενδιατήματα (όπως τεχνητά υποστρώματα και τμήματα της

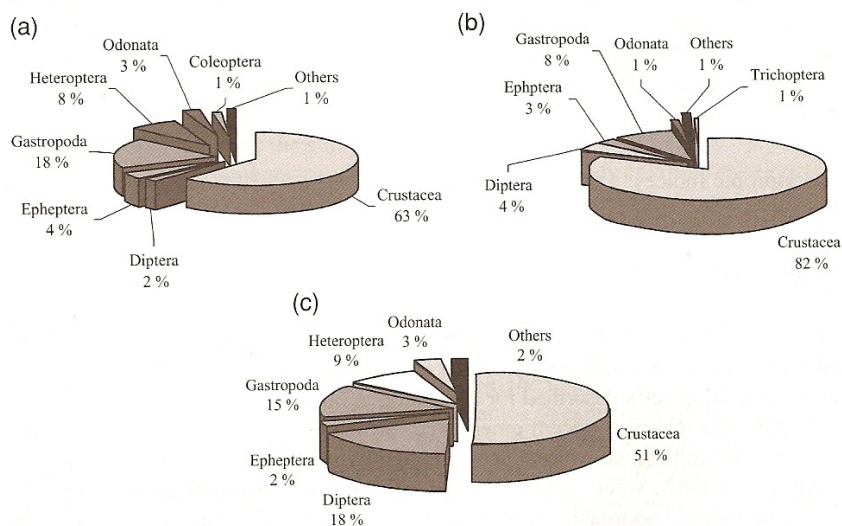
χερσαίας βλάστησης), η υδροχημεία και η μορφολογία του ποταμού (πλάτος και υψόμετρο του τόπου) είναι πιο σημαντικές (Karaouzas et al., 2007) απ' ό,τι μεγαλύτερης κλίμακας μεταβλητές στη δημιουργία της δομής των πληθυσμών των μακροασπόνδυλων.

Ένα ακόμα πολύπλοκο ζήτημα, είναι αυτό της οικολογικής ακεραιότητας. Αυτή η νεότερη ιδέα καθιερώθηκε με τον Αυστριακό Νόμο για το Νερό το 1985, και αντανακλά την μοντέρνα φιλοσοφία της διαχείρισης των υδάτων στα Αυστριακά ποτάμια (Moog & Chovanec, 2000). Παράγοντες που διασπούν αυτή την ακεραιότητα, όπως μεταβολές στην πορεία του ποταμού, τροποποιήσεις και ευθυγραμμίσεις, αντανακλώνται στις ποσοτικές και ποιοτικές αλλαγές της σύνθεσης των ειδών (Karaouzas & Gritzalis, 2000) οι οποίες μπορεί τελικά να οδηγήσουν είτε στην εξαφάνιση ειδών που φυσιολογικά υπάρχουν είτε στην εμφάνιση μη τυπικών ειδών (Moog, 1995). Στην Εικόνα 2.5 δίνεται ένα τυπικό παράδειγμα από πρόσφατες μελέτες - που πραγματοποιήθηκαν στην Ελλάδα στα πλαίσια του προγράμματος STAR που χρηματοδοτείται από την Ευρωπαϊκή Ένωση - που καταδεικνύει την κυριαρχία των Crustacea σε σύγκριση με άλλες ταξινομικές ομάδες, με τη χρήση τριών Ευρωπαϊκών μεθόδων (Γκριτζαλης, 2006). Επιπλέον θα πρέπει να σημειωθεί ότι υπάρχει διαφορά μεταξύ των κοινωνιών των μακροασπόνδυλων στα αποθετικά (depositional) και στα ρέοντα (transport) ύδατα. Έχουν διαπιστωθεί διαφορές της σύνθεσης της κοινωνίας μεταξύ των υδάτων που ρέουν με ελαφρύ κυματισμό (riffles) και των λιμναζόντων υδάτων (pools). Επιπλέον, η πανίδα των μακροασπόνδυλων διαφορετικών ενδιαιτημάτων ανταποκρίνεται με διαφορετικό τρόπο στις αλλαγές της ποιότητας του νερού. Τα επιμέρους δείγματα από τα λιμνάζοντα (pools) και τα ρέοντα με ελαφρύ κυματισμό (riffles) ύδατα δεν θα πρέπει να αναμιγνύονται πριν την ανάλυση στο εργαστήριο.

Στην πράξη, ο συνδυασμός περισσότερων του ενός ενδιαιτημάτων στην εκτίμηση της βιολογικής κατάστασης μπορεί να προκαλέσει λάθη, γεγονός που υπονοεί ότι θα πρέπει να δίνεται ιδιαίτερη προσοχή στην επιλογή των ενδιαιτημάτων για τις έρευνες της βιολογικής εκτίμησης. Τα αποτελέσματα της μελέτης των Andrea Buffagni, Stefania Ebra, Maecello Cazzola και Joanna Lynn Kemp (2004) έδειξαν ότι οι διαφορές μεταξύ των αποθετικών και των ρεόντων τμημάτων των ποταμών υποστηρίζουν τα προαναφερθέντα.

Τελικά κατά τη δειγματοληψία αλλά και την επιλογή κατάλληλου βιοτικού δείκτη εκτίμησης θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη τα υδρολογικά χαρακτηριστικά

(και ιδιαίτερος η ταχύτητα ροής του νερού) ενός ποταμού αλλά και η ποικιλότητα των ενδιαιτημάτων. Γενικά προτιμάται η δειγματοληψία πολλών ενδιαιτημάτων σε τμήματα των ποταμών χωρίς αυξομειώσεις της παροχής και επί πλέον για τη συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων των βιοτικών δεικτών είναι καλύτερο να λαμβάνεται υπόψη όχι μόνο η γενικότερη τυπολογία του ποταμού αλλά και τα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του κάθε τόπου δειγματοληψίας.



Εικόνα 2.7: Κατανομή των κυριότερων ομάδων taxa των μακροασπόνδυλων σε δείγματα που συλλέχθηκαν από ένα τροποποιημένο τμήμα (stretch) του ποταμού Πάμισου (στη ΝοτιοΔυτική Ελλάδα, Πελοπόννησος), με τη χρήση τριών Ευρωπαϊκών μεθόδων δειγματοληψίας: α) AQEM, β) RIVPACS, γ) IBE. (Γκριτζαλης, 2006)

2.4.3.γ Συνθήκες Αναφοράς

Τα αναλλοίωτα τμήματα των ποταμών γενικά έχουν καθορισμένο μήκος σε σχέση με το συνολικό μήκος, που μπορεί να ποικίλει ανάλογα με την περιοχή. Επιπλέον, δεν υπάρχει συγκεκριμένη σχέση μεταξύ των τόπων αναφοράς και της απόστασης από τις πηγές ή άλλων μορφολογικών χαρακτηριστικών. Παρόλα αυτά, όπως διευκρινίζεται από σχετικές έρευνες των προγραμμάτων AQEM και STAR στην Ελλάδα, το τμήμα που ορίζεται από τις πηγές και τους τόπους αναφοράς τείνει να είναι πολλαπλάσιο των υψηλότερων τμημάτων (Γκριτζαλης, 2006). Αυτή είναι

ειδικότερα η περίπτωση των ποταμών του ηπειρωτικού τμήματος και αφορά λιγότερο τα νησιά του Αιγαίου.

Όσα αφορά τα υψηλότερα τμήματα των ποταμών (headwaters), αυτά έχουν οριστεί ως τα πρώτα 2,5 km της πορείας του ύδατος από το ανώτερο σημείο του ποταμού (Fuse, 2000). Αναμφίβολα, αυτά τα τμήματα παίζουν καθοριστικό ρόλο στη συντήρηση των ειδών μακροασπόνδυλων, χάρη στην ικανότητά τους να υποστηρίζουν πολλά ειδικευμένα taxa σε όλη τη λεκάνη απορροής ποταμού. Το μέγεθός τους όμως δεν αποτελεί περιοριστικό μέτρο για την τροποποίηση του καναλιού, την ρύπανση από τις γεωργικές δραστηριότητες και τα φαινόμενα οξύτητας και ξηρασίας.

Γενικά, οι συνθήκες αναφοράς αντιστοιχούν στα χαρακτηριστικά των υψηλότερων τμημάτων και συνδέονται ισχυρά με την αξία της διατήρησης (Γκριτζαλης, 2006). Στα ελληνικά ποτάμια, η αξία της διατήρησης υποστηρίζεται όχι μόνο από τα ανώτερα τμήματα αλλά και από έναν ικανοποιητικό αριθμό μεγάλων αναλλοίωτων τμημάτων.

2.4.3.δ Τοπολογία και Εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας

Η ανάγκη για την τυπολογία των ποταμών τόσο για το πραγματικό όφελος της οικολογίας της κοινότητας των ρεόντων υδάτων όσο και για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητάς τους είναι αναγνωρισμένη (Verdonschot & Nijboer, 2004). Επιπλέον, η ευρωπαϊκή οικολογική τυπολογία των ποταμών αποτελεί μία προσπάθεια εφαρμογής της οικολογικής γνώσης με στόχο τη συνεπή και ολοκληρωμένη διαχείριση των υδάτων και την ενοποίηση των αποτελεσμάτων της εκτίμησης. Ειδικότερα, η χρήση της τυπολογίας των ποταμών για την υποστήριξη της διαχείρισης των ποταμών και της διατήρησης του φυσικού περιβάλλοντος (όπως καθορίζεται από την Οδηγία - Πλαίσιο) παρουσιάζει ιδιαίτερο ενδιαφέρον στις πυκνοκατοικημένες και στις έντονα καλλιεργήσιμες περιοχές. Αυτή η κατάσταση επικρατεί σε πολλές περιοχές της δυτικής Ευρώπης όπου οι ανθρώπινες δραστηριότητες επηρεάζουν έντονα το περιβάλλον.

Στα πλαίσια του προγράμματος AQEM χρησιμοποιήθηκαν τα κριτήρια του Συστήματος A ως σημείο εκκίνησης. Αυτά τα κριτήρια περιλαμβάνουν την οικοπεριοχή, το υψόμετρο, το μέγεθος της λεκάνης απορροής και τη γεωλογία (Verdonschot & Nijboer, 2004). Το σύστημα εκτίμησης κατατάσσει τα ύδατα σε

κλάσεις οικολογικής ποιότητας και τα βαθμολογεί από το 1 έως το 5. Αυτή η τιμή θα πρέπει να σχετίζεται μόνο με το αποτέλεσμα των ανθρώπινων επιδράσεων ή στρεσογόνων παραγόντων. Όσο ισχυρότερη είναι η επίδραση τόσο χαμηλότερη είναι η οικολογική ποιότητα. Παρόλα αυτά οι διαφορετικές συνθέσεις των ειδών συχνά είναι αποτέλεσμα των τυπολογικών διαφορών και δεν αντανακλούν τις διαφορές στην οικολογική ποιότητα. Έτσι, είναι απαραίτητος ο σαφής διαχωρισμός μεταξύ των ανθρώπινων επιδράσεων και των τυπολογικών διαφορών.

Για παράδειγμα, ένα ποτάμι μπορεί να έχει μικρή ταχύτητα ροής είτε επειδή η λεκάνη απορροής είναι επίπεδη είτε λόγω των τυπολογικών διαφορών, π.χ. διαμόρφωση της κατεύθυνσης ενός ποταμού με αρχικά γρήγορη ταχύτητα ροής. Και στις δύο περιπτώσεις η σύνθεση της κοινωνίας των μακροασπόνδυλων θα είναι όμοια. Όμως, η πρώτη περίπτωση αντιστοιχεί σε φυσικές συνθήκες (υψηλή οικολογική κατάσταση) ενώ η δεύτερη αντιστοιχεί σε ανθρώπινες επιδράσεις (ελλιπής ή κακή οικολογική κατάσταση). Προκειμένου να υπάρχει η δυνατότητα διαχωρισμού μεταξύ των δύο κοινωνιών μακροασπόνδυλων, είναι απαραίτητο ένα σύστημα εκτίμησης που βασίζεται στον τύπο του ποταμού. Οι (φυσικές) συνθήκες αναφοράς για ένα αριθμό ποταμών, τα οποία ανήκουν στον ίδιο τύπο, προτείνεται να είναι το σημείο εκκίνησης για κάθε τύπο ποταμού (AQEM consortium, 2000, Nijboer et al., 2004). Στη συνέχεια το ποτάμι με μικρή ταχύτητα ροής εκτιμάται αναφορικά με ένα ποτάμι που έχει φυσικά μικρή ταχύτητα ροής, ενώ το άλλο εκτιμάται αναφορικά με τη φυσική του κατάσταση (που είναι γρήγορη ροή).

Όμως, τίθεται το ερώτημα: υπάρχει η ικανότητα διαχωρισμού μεταξύ των φυσικών διαφορών και των διαφορών που οφείλονται σε ανθρωπογενείς επιδράσεις και ποια κριτήρια μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την απόφαση του εάν ένας παράγοντας είναι φυσικός ή είναι αποτέλεσμα ανθρώπινης διαταραχής? Στην πραγματικότητα οι φυσικές μεταβλητές μπορούν να επηρεάσουν την οικολογική ποιότητα. Σημειώνεται ότι μεταξύ του 20 και 40% της ποικιλότητας της κατανομής των μακροασπόνδυλων σε έναν τύπο ποταμού εξηγήθηκε βάση των φυσικών διαφορών. Επιπλέον, το κύριο ερώτημα είναι το σε ποια κλίμακα η τυπολογία πρέπει να επεξεργάζεται/βελτιώνεται πριν εξαιρεθούν όλες οι φυσικές διαφορές. Μόνο τότε μπορεί να πραγματοποιηθεί ξεκάθαρα η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης. Η καθιέρωση ενός συστήματος εκτίμησης (με ένα μέτρο ή πολυμετρικού) της οικολογικής ποιότητας μπορεί να επηρεασθεί αρνητικά από την παρουσία φυσικής ποικιλότητας.

Στη μελέτη των Verdonshot & Nijboer (2004) τέθηκαν και απαντήθηκαν τα ακόλουθα καίρια ερωτήματα, με στόχο το έλεγχο της τυπολογίας των ποταμών (που προτείνεται στην Οδηγία - Πλαίσιο) με βάση τα μακροασπόνδυλα.

Το πρώτο ερώτημα ήταν το κατά πόσο η κατανομή των μακροασπόνδουλων ακολουθεί την τυπολογία των ποταμών. Η απάντηση σε αυτό το ερώτημα, σύμφωνα με τη μελέτη είναι θετική, δηλαδή η κατανομή των μακροασπόνδουλων ακολουθεί τις οικοπεριοχές, τους τύπους των ποταμών και τους περιγραφικούς παράγοντες. Όμως ακόμα και στο επίπεδο του τύπου του ποταμού, οι κύριοι παράγοντες όπως η γεωλογία, η γεωμορφολογία και η υδρολογία επηρεάζουν την ύπαρξη των ειδών. Αυτό σημαίνει πως η τυπολογία που ορίζει η Οδηγία - Πλαίσιο (δηλαδή οι τύποι των ποταμών) δεν επαρκεί για το διαχωρισμό όμοιων κοινωνιών μακροασπόνδουλων, σε αυτές που οφείλονται σε φυσικούς τυπολογικούς παράγοντες και σε αυτές που οφείλονται σε παράγοντες υποβάθμισης. Τελικά, η φυσική ποικιλομορφία (σε επίπεδο τύπου ποταμού) θα επηρεάζει την ποιοτική εκτίμηση.

Το δεύτερο ερώτημα ήταν το ποιες ομάδες περιβαλλοντικών μεταβλητών έχουν τη μεγαλύτερη επίδραση στην κατανομή των μακροασπόνδουλων σε επίπεδο ιεράρχησης. Οι περιβαλλοντικές μεταβλητές, οι περιγραφικές ή/και άλλες, δείχθηκε ότι δεν κατατάσσονται ιεραρχικά και επομένως φαίνεται να είναι ανεξάρτητες μίας κλίμακας. Γενικά, οι μεταβλητές της μορφολογίας, φυσικο - χημείας και υδρολογίας παίζουν σημαντικό ρόλο στην ερμηνεία της κατανομής των μακροασπόνδουλων. Όμως, πρέπει να λαμβάνεται υπόψη ότι όλες οι ομάδες των μεταβλητών δεν έχουν την ίδια σημαντικότητα και ότι οι ορισμένες μεταβλητές μετρούνται με λιγότερη ακρίβεια συγκριτικά με άλλες.

Τέλος το τρίτο ερώτημα ήταν το ποιες περιβαλλοντικές μεταβλητές γενικά εξηγούν την κατανομή των κοινωνιών των μακροασπόνδουλων. Η απάντηση αυτού του ερωτήματος βρίσκεται στο εύρος των μορφολογικών, φυσικοχημικών και υδρολογικών μεταβλητών που ποικίλουν στις διαφορετικές κλίμακες.

2.3.4.ε Ιστορικά Δεδομένα

Κατά τη χρήση των ιστορικών δεδομένων μπορεί να ανακύψουν ορισμένα προβλήματα. Τα συνηθέστερα συνοψίζονται παρακάτω (Nijboer et al., 2004):

- Οι μέθοδοι δειγματοληψίας σε αρκετές περιπτώσεις δεν ήταν καθορισμένες στο παρελθόν με αποτέλεσμα τα δεδομένα να είναι κατά πλειοψηφία ποσοτικά. Αυτό το γεγονός δυσκολεύει τη σύγκριση των ιστορικών με τα παρόντα (AQEM) δεδομένα.
- Ορισμένες παρατηρήσεις μπορεί να μην είναι αξιόπιστες εξαιτίας της προόδου της ταξινομίας. Τα taxa που αναγνωρίζονταν στο επίπεδο του είδους στις αρχές του 20^{ου} αιώνα ήταν κυρίως μεγάλου μεγέθους και εύκολα αναγνωρίσιμα ζώα.
- Τα ιστορικά περιβαλλοντικά δεδομένα μπορεί να μην υπάρχουν σε αναφορές. Συγκεκριμένα, σε αρκετές περιπτώσεις η περιγραφή των ποταμών βασιζόταν στην οπτική παρακολούθηση και μόνο μερικές μελέτες περιλάμβαναν μετρήσεις του pH και της θερμοκρασίας.
- Αν και η χρήση των ιστορικών δεδομένων θεωρείται εφαρμόσιμη προσέγγιση για την καθιέρωση των συνθηκών αναφοράς σε περιοχές όπου το τοπίο έχει υποστεί σοβαρές τροποποιήσεις το μέτρο που επικρατεί είναι συχνά στατικό και έτσι δεν περιλαμβάνει τη δυναμική και την εγγενή ποικιλότητα η οποία ενυπάρχει με τα φυσικά οικοσυστήματα.
- Οι σύγχρονες μέθοδοι μέτρησης δεν περιλαμβάνονται στις ιστορικές αναφορές, καθιστώντας αδύνατη την άμεση σύγκριση μεταξύ των αποτελεσμάτων και της οικολογικής ποιότητας.
- Η διαφοροποιούμενη ποικιλία των ιστορικών δεδομένων (συνήθως όχι ποιοτικά) παρεμποδίζει τον υπολογισμό με τις μεθόδους μέτρησης.
- Εάν υπάρχουν μόνο ποιοτικές πληροφορίες των ειδών που συναντώνται σε έναν τύπο ποταμού, τότε μπορούν να χρησιμοποιηθούν μόνο μέθοδοι που χρησιμοποιούν ποιοτικά δεδομένα, όπως ο αριθμός των EPT taxa ή ο αριθμός των σπάνιων ειδών.

Επιπροσθέτως της επεξεργασίας των ιστορικών δεδομένων των μακροασπόνδυλων, πρέπει να εξετασθούν ορισμένες παράμετροι και περιπτώσεις, όπως η κατάσταση υποβάθμισης (στο παρελθόν και στο παρόν), οι περιπτώσεις μετανάστευσης, η περίπτωση ακραίων κλιματικών φαινομένων (π.χ. η εμφάνιση μικρών ή μεγάλων περιόδων ξηρασίας, ειδικά για την περιοχή της Μεσογείου), η περίπτωση κενών που αφορούν την εποχικότητα της δειγματοληψίας και κάθε έλλειψη πρόβλεψης. Αυτό είναι απαραίτητο καθώς ο υγειής, ευρέως αποδεκτός

οικολογικός στόχος είναι η αποκατάσταση ενός οικοσυστήματος κλιμακωτά και με ρυθμό της προηγούμενης φυσιολογικής συνεχόμενης διαδικασίας, όπου είναι εφικτό (Γκριτζαλης, 2006). Ως γενικός κανόνας, τα κριτήρια για την επεξεργασία της πληροφορίας από τα ιστορικά δεδομένα θα πρέπει να ταιριάζουν με αυτά που χρησιμοποιούνται για την παρούσα χρήση και τους στόχους.

Προκειμένου να καθοριστούν οι τόποι αναφοράς με τη χρήση ιστορικών δεδομένων πρέπει να υπάρχει καλή κατανόηση των φυσικών αβιοτικών περιβαλλοντικών παραγόντων που επιδρούν στην τοπική ποικιλότητα (Nijboer et al, 2004). Οι ιστορικές πληροφορίες μπορεί να αναδείξουν έναν αριθμό ειδών που αναμένεται να υπάρχουν σε συνθήκες αναφοράς αλλά είναι απόντα στις παρατηρούμενες συνθήκες. Αυτές οι πληροφορίες μπορεί να χρησιμοποιηθούν για την τροποποίηση των οικολογικών στόχων (π.χ. προσθήκη αυτών των ειδών από τις δημοσιεύσεις στις λίστες των ειδών οι οποίες αντιστοιχούν στους καλύτερους διαθέσιμους τόπους). Τελικά εάν η αφθονία των ειδών μπορεί να εξαχθεί από άλλα δεδομένα, για παράδειγμα δεδομένα από άλλες γεωγραφικές περιοχές, τα ιστορικά δεδομένα μπορεί να χρησιμοποιηθούν για τον έλεγχο το κατά πόσον τα είδη που βρίσκονται στους τόπους αναφοράς σε άλλες γεωγραφικές περιοχές έχουν προηγουμένως διαπιστωθεί σε ένα τύπο ποταμού (Nijboer et al, 2004). Γενικά, χρήση των ιστορικών δεδομένων απαιτεί την λεπτομερή σύγκριση των λιστών με τα είδη, περιλαμβανομένων των επιπέδων ταξινομικής ανάλυσης για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των τόπων.

Έπειτα από την ανωτέρω ανάλυση κρίνεται σκόπιμη η διατύπωση μίας πρότασης για την εφαρμογή των βιοτικών δεικτών που βασίζονται στα μακροασπόνδυλα με σκοπό την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών της Ελλάδας. Όπως προαναφέρθηκε δύο ελληνικοί δείκτες (HES και STAR_ICM) έχουν αναπτυχθεί και εφαρμοστεί στα ελληνικά ποτάμια. Όμως, ο δείκτης STAR_ICM εμφανίζει ορισμένα πλεονεκτήματα έναντι του δείκτη HES μεταξύ των οποίων συγκαταλέγονται, πρώτον το γεγονός ότι έχει εφαρμοστεί με επιτυχία σε ποτάμια που βρίσκονται σε διάφορες περιοχές του Ελλαδικού χώρου (σε αντίθεση με τον δείκτη HES που έχει εφαρμοστεί κυρίως σε ποτάμια της Βόρειας και Κεντρικής Ελλάδας) και δεύτερον το γεγονός ότι ο εν λόγω δείκτης μπορεί να συγκριθεί άμεσα με τους υπόλοιπους δείκτες των κρατών μελών της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG). Το τελευταίο συμβαίνει διότι ο

δείκτης STAR_ICM αποτελεί τον Κοινό Δείκτη Διαβαθμονόμησης (Intercalibration Common Metric, ICM), με τον οποίο συγκρίνονται οι δείκτες των υπολοίπων κρατών μελών της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG) με στόχο την πραγματοποίηση της διαδικασίας διαβαθμονόμησης. Επιπλέον, η χρήση του δείκτη STAR_ICM επιτρέπει την άμεση σύγκριση με τους δείκτες της Βόρειας και της Κεντρικής Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης. Θα πρέπει επίσης να σημειωθεί πως δεν υπάρχει αρκετός χρόνος (βάση του Χρονοδιαγράμματος εφαρμογής της Οδηγίας - Πλαίσιο, Πίνακας 1.1) προκειμένου να αναπτυχθεί ένας δείκτης πιο κατάλληλος για τα ελληνικά ποτάμια. Ως εκ τούτου προτείνεται η χρήση του δείκτη STAR_ICM σε συνδυασμό με τα φυσικοχημικά δεδομένα, που θεωρούνται απαραίτητα ιδιαίτερα για την περίπτωση της Ελλάδας (τα οποία είναι περισσότερα και μέθοδοι δειγματοληψίας τους, είναι πιο εύκολα εφαρμόσιμες και με πιο ακριβή αποτελέσματα), για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών της Ελλάδος.

3. Μεταβατικά και Παράκτια Ύδατα

Στο κείμενο της Οδηγίας - Πλαίσιο αναφέρονται οι παρακάτω ορισμοί για τα μεταβατικά και παράκτια ύδατα:

Μεταβατικά ύδατα: συστήματα επιφανειακών υδάτων πλησίον του στομίου ποταμών τα οποία είναι εν μέρει αλμυρά λόγω της γειτνίασής τους με τα παράκτια ύδατα αλλά τα οποία επηρεάζονται ουσιαστικά από ρεύματα γλυκού νερού.

Παράκτια ύδατα: τα επιφανειακά ύδατα που βρίσκονται στην πλευρά της ξηράς μίας γραμμής, κάθε σημείο της οποίας βρίσκεται σε απόσταση ενός ναυτικού μιλίου προς τη θάλασσα από το πλησιέστερο σημείο της γραμμής βάσης από την οποία μετράται το εύρος των χωρικών υδάτων και τα οποία κατά περίπτωση εκτείνονται μέχρι του απώτερου ορίου των μεταβατικών υδάτων.

Για τον προσδιορισμό της οικολογικής κατάστασης των προαναφερθέντων τύπων υδάτων η Οδηγία - Πλαίσιο ορίζει ότι αρχικώς θα πρέπει να περιγραφούν βάση της τυπολογίας τους με τη χρήση είτε του Συστήματος Α είτε του Συστήματος Β (Παράρτημα ΙΙ, 1.2.3, 1.2.4, Οδηγία - Πλαίσιο, 2000). Επιπλέον, για τον προσδιορισμό της οικολογικής κατάστασης των υδάτων η Οδηγία ορίζει ότι θα πρέπει να εκτιμώνται ορισμένα βιολογικά, υδρομορφολογικά και φυσικοχημικά στοιχεία. Η παρούσα εργασία εστιάζει στην ανάλυση των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων. Στον Πίνακα 3.1 αναφέρονται τα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία, που ορίζει η Οδηγία - Πλαίσιο, για τον προσδιορισμό της οικολογικής κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων.

Κάθε κράτος - μέλος της Ευρωπαϊκής Ένωσης καθορίζει μία εθνική μέθοδο για την εκτίμηση και παρακολούθηση του κάθε βιολογικού ποιοτικού στοιχείου. Προκειμένου να επιτευχθεί συνοχή και συγκρισιμότητα των εθνικών συστημάτων παρακολούθησης των κρατών - μελών είναι απαραίτητη η πραγματοποίηση της διαδικασίας διαβαθμονόμησης.

Πίνακας 3.1: Βιολογικά Ποιοτικά Στοιχεία που πρέπει να χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση της κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο 200/60

	Βιολογικά ποιοτικά στοιχεία
Μεταβατικά Υδατα	Σύνθεση, αφθονία και βιομάζα του φυτοπλαγκτού
	Σύνθεση και αφθονία της λουπής υδατικής χλωρίδας
	Σύνθεση και αφθονία της πανίδας βενθικών ασπονδύλων
	Σύνθεση και αφθονία της ιχθυοπανίδας
Παράκτια Υδατα	Σύνθεση, αφθονία και βιομάζα του φυτοπλαγκτού
	Σύνθεση και αφθονία της λουπής υδατικής χλωρίδας
	Σύνθεση και αφθονία της πανίδας βενθικών ασπονδύλων

Πηγή: Κείμενο της Οδηγίας - Πλαίσιο 2000/60

Η διαβαθμονόμηση επικεντρώνεται στα όρια υψηλής - καλής και καλής μέτριας οικολογικής κατάστασης, διότι ο στόχος της Οδηγίας είναι η επίτευξη «καλής» οικολογικής κατάστασης έως το 2015. Η διαδικασία διαβαθμονόμησης ουσιαστικά έχει ως στόχο την εξασφάλιση του γεγονότος ότι τα όρια των κλάσεων οικολογικής κατάστασης των εθνικών συστημάτων εκτίμησης αντιπροσωπεύουν συγκρισιμα επίπεδα των μεταβολών των οικοσυστημάτων. Προκειμένου να εξασφαλιστεί η συγκρισιμότητα των επιφανειακών υδάτων μεταξύ των κρατών μελών, τα οποία έχουν παραπλήσιους τύπους συστημάτων επιφανειακών υδάτων, είναι απαραίτητο τα επιφανειακά ύδατα να χωριστούν σύμφωνα με τη γεωγραφική ομάδα διαβαθμονόμησης (Geographic Intercalibration Group, GIG) στην οποία ανήκουν. Κάθε Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης (GIG) αποτελείται από ομάδες κρατών μελών που διαθέτουν κοινούς τύπους συστημάτων επιφανειακών υδάτων. Με αυτόν τον τρόπο, δίνεται η δυνατότητα σε κάθε ομάδα να συγκρίνει τα αποτελέσματά της και να πραγματοποιεί την άσκηση διαβαθμονόμησης ανάμεσα στα μέλη της.

Η Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG) για τα μεταβατικά και παράκτια ύδατα περιλαμβάνει τα εξής κράτη - μέλη: Ισπανία, Γαλλία, Ιταλία, Σλοβενία, Ελλάδα, Κύπρος, Μάλτα. Οι τύποι υδάτων περιγράφονται βάση του Συστήματος Β της τυπολογίας (Παράρτημα V 1.2.3, 1.2.4, Οδηγία - Πλαίσιο, 2000). Τα μεταβατικά ύδατα δεν περιλήφθηκαν στην άσκηση στην άσκηση διαβαθμονόμησης (που πραγματοποιήθηκε την περίοδο 2004 - 2007) εξαιτίας της έλλειψης δεδομένων στις συμμετέχουσες χώρες. Αντίθετα, στην άσκηση διαβαθμονόμησης (2004 - 2007) που πραγματοποιήθηκε για τα παράκτια ύδατα χρησιμοποιήθηκαν όλα τα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία. Η Ελλάδα είναι από τις χώρες που συμμετέχουν στη διαβαθμονόμηση των συστημάτων εκτίμησης όλων των

βιολογικών στοιχείων που απαιτεί η Οδηγία. Στη συνέχεια παρουσιάζονται ορισμένοι ενδεικτικοί βιοτικοί δείκτες που χρησιμοποιούνται για την εκτίμηση των παράκτιων και μεταβατικών υδάτων.

3.1. Παράκτια Ύδατα

3.1.1 Βενθικά Μακροασπόνδυλα

Η μεσογειακή παράκτια ζώνη έχει υποστεί επιταχυνόμενη αστική ανάπτυξη και βιομηχανοποίηση τα τελευταία χρόνια. Τόσο τα οικιακά όσο και τα βιομηχανικά απόβλητα αποτελούν μία συνεχώς αυξανόμενη απειλή για τα θαλάσσια παράκτια ενδιαιτήματα. Όπως, προαναφέρθηκε, μεταξύ των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων για τον καθορισμό της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων υδάτων στην Οδηγία - Πλαίσιο, περιλαμβάνονται η σύνθεση και η αφθονία της πανίδας των βενθικών μακροασπόνδουλων. Στην πρόσφατη βιβλιογραφία, η χρήση των παραμέτρων των βενθικών κοινωνιών για τον προσδιορισμό των μακροπρόθεσμων ή βραχυπρόθεσμων αλλαγών κατέχει εξέχουσα θέση. Αυτό συμβαίνει εξαιτίας της σταθερότητας και της συνοχής της δομής και της σύνθεσης της βενθικής κοινωνίας κάτω από δεδομένες περιβαλλοντικές συνθήκες, της ομοιομορφίας των διαφόρων τύπων των ενδιαιτημάτων που συναντώνται στη Μεσογειακή οικοπεριοχή καθώς και της επιρροής που ασκούν περιβαλλοντικές ή ανθρωπογενείς αλλαγές στις βιοκοινότητες των βενθικών μακροασπόνδουλων. Για τη διατήρηση των παράκτιων οικοσυστημάτων, πρέπει να αναπτυχθούν και να βαθμονομηθούν ευαίσθητα και αξιόπιστα μοντέλα με στόχο παρακολούθηση της ρύπανσης.

Η ανάπτυξη και η επιλογή των καταλληλότερων εργαλείων για την επεξεργασία και την εκτίμηση των βενθικών δεδομένων είναι απαραίτητες για τους σκοπούς των διαδικασιών της τυπολογίας και της ταξινόμησης. Ειδικότερα, η ανάγκη για συμμόρφωση με τις απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο ήταν η κινητήρια δύναμη για την επανεκτίμηση της χρήσης των βενθικών ενδεικτών και στη διερεύνηση πιθανής χρήσης νέων δεικτών (Simboura & Zenetos, 2002). Στη συνέχεια παρουσιάζονται ορισμένοι βιοτικοί δείκτες που βασίζονται στα βενθικά μακροασπόνδυλα και χρησιμοποιούνται για τον καθορισμό της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων οικοσυστημάτων.

3.1.1.α AZTI Marine Biotic Index (AMBI)

Ο δείκτης AMBI (AZTI Marine Biotic Index, Borja et al., 2000) αναπτύχθηκε από το Ινστιτούτο AZTI στην Ισπανία, προκειμένου να διερευνηθεί η απόκριση των βιοκοινοτήτων που ενδιααιτούν σε μαλακά υποστρώματα, στις φυσικές και ανθρωπογενείς αλλαγές της ποιότητας του νερού.

Οι βενθικές βιοκοινότητες των μαλακών υποστρωμάτων αντιδρούν στις περιβαλλοντικές πιέσεις με διαφορετικές στρατηγικές προσαρμογής. Ο Gray (1979) συνοψίζει αυτές τις στρατηγικές σε τρεις οικολογικές ομάδες: α) η r - selected, στην οποία ανήκουν είδη με σύντομους κύκλους ζωής, γρήγορη ανάπτυξη και πρόωμη σεξουαλική ωρίμανση, β) η k - selected, η οποία περιλαμβάνει είδη με μεγάλους κύκλους ζωής, αργή ανάπτυξη και υψηλή βιομάζα και γ) T, στην οποία ανήκουν είδη ανθεκτικά στους στρεσογόνους παράγοντες, τα οποία δεν επηρεάζονται από τις μεταβολές του περιβάλλοντος.

Ο Salen - Picard (1983) πρότεινε τέσσερα στάδια που σχετίζονται με το βαθμό επίδρασης των στρεσογόνων παραγόντων στο περιβάλλον: (i) αρχικό στάδιο (μη ρυπασμένη κατάσταση, όπου επικρατούν εξειδικευμένα είδη και αυξημένη ποικιλότητα), (ii) ελαφρώς διαταραγμένες συνθήκες (σταδιακή μείωση των εξειδικευμένων ειδών, εξάπλωση των ανθεκτικών ειδών, εμφάνιση των ευκαιριακών ειδών και μείωση της ποικιλότητας), (iii) βαρέως διαταραγμένες συνθήκες (ο πληθυσμός κυριαρχείται από ενδείκτες της ρύπανσης, πολύ χαμηλή ποικιλότητα) και (iv) αζωικά υποστρώματα. Σύμφωνα με αυτά τα στάδια οι Hily (1984) και Glémarec (1986) πρότειναν την ταξινόμηση της πανίδας των μαλακών υποστρωμάτων σε πέντε ομάδες, ανάλογα με την ευαισθησία τους στην αυξανόμενη βαθμίδα ρύπανσης (π.χ. αυξανόμενος εμπλουτισμός σε οργανική ύλη). Οι πέντε αυτές οικολογικές ομάδες (GI, GII, GIII, GIV και GV) συνοψίζονται από τους Grall και Glémarec (1997) και περιγράφονται στον Πίνακα 3.2. Στην ομάδα GI περιλαμβάνονται τα είδη που είναι πιο ευαίσθητα στον ευτροφισμό και η ομάδα GV περιλαμβάνει ευκαιριακά είδη που ενδιααιτούν σε μειωμένα υποστρώματα.

Ο δείκτης AMBI βασίζεται στα ποσοστά της αφθονίας της κάθε οικολογικής ομάδας εντός κάθε δείγματος, και ο δείκτης λαμβάνει συνεχόμενες τιμές. Ο τύπος σύμφωνα με τον οποίο υπολογίζεται η τιμή του δείκτη AMBI είναι ο εξής (Borja et al., 2000):

$$\text{AMBI} = (0 \times \text{GI} + 1.5 \times \text{GII} + 3 \times \text{GIII} + 4.5 \times \text{GIV} + 6 \times \text{GV}) / 100,$$

όπου: %GI, %GII, %GIII, %GIV, %GV = σχετικές αφθονίες των διαφόρων τροφικών ομάδων έναντι του συνολικού αριθμού.

Η τιμή του δείκτη AMBI έχει εύρος από 0 έως 6, ενώ γίνεται 7 όταν το περιβάλλον είναι αζωικό. Ειδικότερα, η τιμή 0 είναι ενδεικτική ενός μη ρυπασμένου περιβάλλοντος, ενώ η τιμή 6 δείχνει ρύπανση μεγάλης έκτασης.

Πίνακας 3.2: Οι πέντε οικολογικές ομάδες του δείκτη AMBI

Ομάδα	Περιγραφή
I	Είδη πολύ ευαίσθητα στον εμπλουτισμό με οργανική ύλη, τα οποία είναι παρόντα σε μη ρυπασμένες συνθήκες (αρχικό στάδιο). Σε αυτά περιλαμβάνονται σαρκοφάγα είδη και ορισμένοι ιζηματοφάγοι σωληνώδεις πολύχαιτοι.
II	Είδη που δεν επηρεάζονται από τον εμπλουτισμό και είναι πάντα παρόντα σε χαμηλή πυκνότητα χωρίς σημαντικές χρονικές μεταβολές (από το αρχικό στάδιο σε ελαφρώς διαταραγμένες συνθήκες). Αυτά τα είδη περιλαμβάνουν αιωρηματοφάγους, λιγότερο επιλεκτικά σαρκοφάγα και πτώματοφάγους.
III	Είδη ανθεκτικά σε εκτεταμένο εμπλουτισμό του υποστρώματος σε οργανική ύλη. Αυτά τα είδη μπορεί να υπάρχουν κάτω από φυσιολογικές συνθήκες, αλλά οι πληθυσμοί τους αυξάνονται σε συνθήκες εμπλουτισμού (ελαφρώς διαταραγμένες συνθήκες). Σε αυτή την ομάδα περιλαμβάνονται επιφανειακά ιζηματοφάγα είδη, όπως τα σωληνοειδή <i>Spionide</i> .
IV	Αυτή η ομάδα περιλαμβάνει δεύτερης τάξης ευκαιριακά είδη (ελαφρώς προς βαρέως διαταραγμένες συνθήκες), κυρίως μικρού μεγέθους πολύχαιτους: ιζηματοφάγα είδη, όπως τα <i>Cirratulide</i> .
V	Αυτή η ομάδα περιλαμβάνει πρώτης τάξης ευκαιριακά είδη (βαρέως διαταραγμένες συνθήκες). Αυτά είναι ιζηματοφάγα είδη, που αυξάνονται σε μειωμένα υποστρώματα.

Πηγή: Borja et al, 2000

Πίνακας 3.3: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη AMBI

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη AMBI	Κυρίαρχη Οικολογική Ομάδα	Όρια κλάσεων του δείκτη AMBI
<u>Άριστη</u>	$AMBI \leq 1.2$	I	Υψηλή/Καλή: 1.2
<u>Καλή</u>	$1.2 < AMBI \leq 3.3$	III	Καλή/Μέτρια: 3.3
<u>Μέτρια</u>	$3.3 < AMBI \leq 4.3$	IV - V	Μέτρια/Ελλιπής: 4.3
<u>Ελλιπής</u>	$4.3 < AMBI \leq 5.5$	IV - V	Ελλιπής/Κακή: 5.5
<u>Κακή</u>	$5.5 < AMBI \leq 6$	V	-

Πηγή: Borja et al, 2000

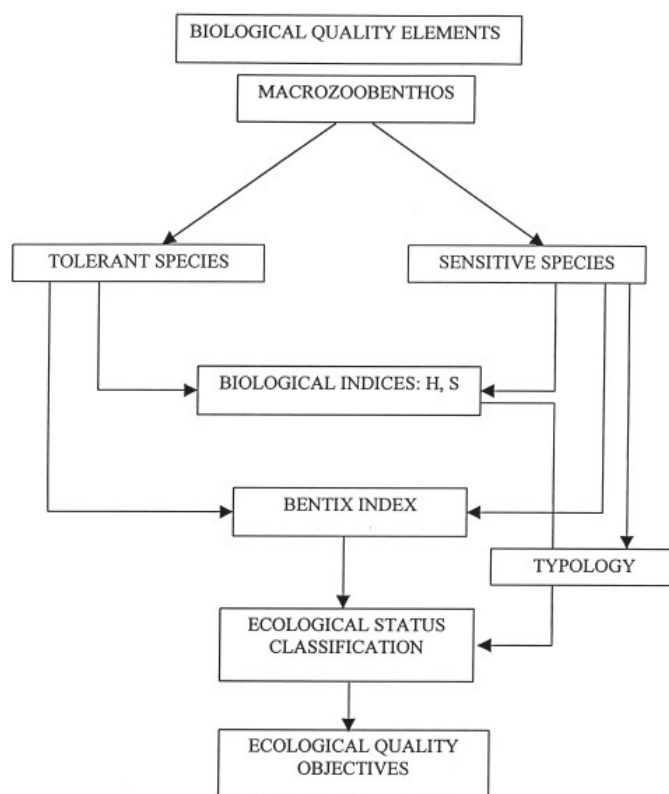
3.1.1.β Δείκτης BENTIX

Οι μακροβενθικές κοινωνίες μαλακού υποστρώματος ανταποκρίνονται στις περιβαλλοντικές διαταραχές και στρεσογόνους παράγοντες διαμέσου διάφορων προσαρμοστικών στρατηγικών. Ο δείκτης BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002) σχεδιάστηκε για να ταιριάζει στα Μεσογειακά βενθικά οικοσυστήματα και να αποδίδει μία αριθμητική κλίμακα με πέντε κλάσεις για την ταξινόμηση των βενθικών κοινωνιών (Simboura, Panayotidis & Papathanassiou, 2005). Η ανάπτυξη του δείκτη BENTIX βασίζεται στον δείκτη AMBI των Borja et al. (2000), στον οποίο συνδυάζονται οι ποσοστιαίες αναλογίες πέντε οικολογικών ομάδων σε έναν τύπο με αποτέλεσμα μία σειρά αριθμητικών τιμών. Όπως αναλύθηκε παραπάνω, οι Borja et al. (2000) πρότειναν ένα βιοτικό δείκτη που λαμβάνει συνεχόμενες τιμές, οι οποίες προκύπτουν από τη σχετική αφθονία των οικολογικών ομάδων που είναι παρούσες. Η δημιουργία του δείκτη BENTIX βασίστηκε στη μείωση των οικολογικών ομάδων που περιλαμβάνονται στον τύπο, προκειμένου να αποφευχθούν λάθη στην ομαδοποίηση των ειδών και να μειωθεί η προσπάθεια για τον υπολογισμό του δείκτη, χωρίς ταυτόχρονα να χάνεται η ικανότητα διάκρισης ή η ευαισθησία του. Πιο συγκεκριμένα, για τον υπολογισμό του δείκτη BENTIX τα βενθικά είδη κατατάσσονται σε δύο ευρύτερες οικολογικές ομάδες, την ομάδα των ευαίσθητων και την ομάδα των ανθεκτικών ειδών. Αυτή η μείωση στοχεύει στην απλοποίηση της όλης διαδικασίας, αποφεύγοντας συγχρόνως την αβεβαιότητα της καταχώρησης των ειδών σε μία από τις πέντε οικολογικές ομάδες.

Ο δείκτης BENTIX χρησιμοποιεί τη σχετική συνεισφορά των ανθεκτικών και των ευαίσθητων taxa, προσδίδοντας σημαντικότητα (βάρος) στα ποσοστά. Ο τύπος για τον υπολογισμό του δείκτη έχει ως εξής (Simboura & Zenetos, 2002):

$$\text{BENTIX} = [6 \times \%GI + 2 \times (\%GII + \%GIII)]/100$$

Ο τύπος αυτός αποδίδει τον αριθμητικό παράγοντα 6 για την ευαίσθητη ομάδα των taxa GI και τον αριθμητικό παράγοντα 2 για τις ανθεκτικές ομάδες των taxa GII και GIII. Η επιλογή των αριθμητικών παραγόντων δεν είναι τυχαία και βασίζεται στην αντίληψη ότι η πιθανότητα τυχαίας συλλογής των βενθικών ειδών που είναι ανθεκτικά στους στρεσογόνους παράγοντες είναι 3:1.



Εικόνα 3.1: Διάγραμμα ροής των διαδικασιών τοπολογίας και ταξινόμησης με τη χρήση της πανίδας των βενθικών μακροασπόνδυλων. (Simboura & Zenetos, 2002)

Αυτή η προσέγγιση βασίζεται στην αρχή των Hily (1984) και Glémarec (1986), οι οποίοι, όπως αναφέρθηκε, αναγνώρισαν πέντε ταξινομικές ομάδες σύμφωνα με την ευαισθησία τους σε μια βαθμίδα αυξανόμενων στρεσογόνων παραγόντων: την ευαίσθητη ομάδα (GI), την αδιάφορη ομάδα (GII), την ανθεκτική ομάδα (GIII), τα ευκαιριακά είδη δεύτερης τάξης (GIV) και τα ευκαιριακά είδη πρώτης τάξης (GV) (βλ. Πίνακα 3.2, δείκτης AMBI). Ανάμεσα σε αυτές τις ομάδες, οι πρώτες δύο (GI, GII) μπορούν να θεωρηθούν ως μη ανθεκτικές και έτσι μπορούν να ομαδοποιηθούν σε μία «ευαίσθητη» ομάδα που αντιπροσωπεύεται από τον παράγοντα GI στον τύπο

υπολογισμού του δείκτη BENTIX. Οι υπόλοιπες τρεις ομάδες θεωρούνται ως «ανθεκτικές» και αντιπροσωπεύονται στον τύπο ως GII (ανθεκτικά και ευκαιριακά είδη δεύτερης τάξης) και GIII (ευκαιριακά είδη πρώτης τάξης). Έτσι η αναλογία των πιθανοτήτων πολλαπλασιάζεται με το 2 για τη δημιουργία μιας κλίμακας με εύρος από το 2 έως το 6. Στην «ευαίσθητη» ομάδα GI δίνεται το βάρος 6 που αντιστοιχεί στην υψηλότερη κατάσταση με την υψηλότερη τιμή του δείκτη και στις ομάδες GII και GIII, οι οποίες στην πραγματικότητα μπορεί να θεωρηθούν ως μία ομάδα «ανθεκτικών» ειδών, δίνεται το βάρος 2. Η απουσία ευαίσθητων ειδών (GI = 0) έχει ως αποτέλεσμα η τιμή του δείκτη να ισούται με 2 (ελλιπής κατάσταση) και η απουσία όλων των ειδών (αζωική κατάσταση) αντιστοιχεί στην τιμή 0 του δείκτη BENTIX (κακή κατάσταση).

Συνοψίζοντας, ο δείκτης BETIX, είναι ένας βιοτικός δείκτης που σχετίζεται με την οικολογία και λαμβάνει υπόψη τη σύνθεση των ειδών με ισορροπημένο τρόπο προκειμένου να μην υποτιμηθεί ή υπερεκτιμηθεί ο σχετικός ρόλος των δύο ευρύτερων ομάδων. Τα όρια μεταξύ των κλάσεων, τέθηκαν μετά από αρκετούς ελέγχους με πραγματικά δεδομένα, και αποδίδονται με μία πενταβάθμια κλίμακα με ίσες αποστάσεις μεταξύ των τριών κεντρικών ορίων (Simboura, Panayotidis & Parathanassiou, 2005).

Πίνακας 3.4: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη BENTIX

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη BENTIX	Όρια κλάσεων του δείκτη BENTIX	Όρια κλάσεων του δείκτη BENTIX_{EQR}
<u>Αριστη</u>	4.5 <BENTIX< 6	Υψηλή/Καλή: 6	Υψηλή/Καλή: 0.75
<u>Καλή</u>	3.5 <BENTIX< 4.5	Καλή/Μέτρια: 4.5	Καλή/Μέτρια: 0.58
<u>Μέτρια</u>	2.5 <BENTIX< 3.5	Μέτρια/Ελλιπής: 3.5	Μέτρια/Ελλιπής: 0.42
<u>Ελλιπής</u>	2.0 <BENTIX< 2.5	Ελλιπής/Κακή: 2.5	Ελλιπής/Κακή: 0.33
<u>Κακή</u>	0	-	-

Πηγή: Simboura, Panayotidis & Parathanassiou, 2005

3.1.1.γ Δείκτης Βιολογικής Ποιότητας (Biological Quality Index, BQI)

Ο Δείκτης Βιολογικής Ποιότητας (Biological Quality Index, BQI) αναπτύχθηκε από τους Wilson et al. (1987) προκειμένου να εκτιμηθεί η κατάσταση των παράκτιων οικοσυστημάτων. Χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της σύνθεσης των βιοκοινωνιών και με αυτόν τον τρόπο καταδεικνύει τις περιβαλλοντικές διαταραχές.

Ο δείκτης BQI (Biological Quality Index) βασίζεται στον χαρακτηρισμό κάθε μεσοπαλιρροιακής ζώνης ως μία από τις τρεις κατηγορίες (αβιοτική, ευκαιριακή, σταθερή), με τη χρήση των ειδών ως δείκτες. Οι περιοχές που καταχωρούνται σε μία κατηγορία είναι χαρτογραφημένες με ακρίβεια και εκφράζονται ως αναλογία της συνολικής παράκτιας περιοχής. Η κυριότερη διαφορά του δείκτη BQI με τον δείκτη Bentix είναι ότι ο BQI βασίζεται στην ποιοτική εκτίμηση της κυριαρχίας ορισμένων ενδεικτικών ειδών, ενώ ο Bentix περιλαμβάνει τα ποσοστά όλων των ειδών, τα οποία βαθμολογούνται κανονικά (Simboura & Zenetos, 2002).

Ο δείκτης BQI εισάγει την ιδέα του αναμενόμενου αριθμού των ειδών (Expected Number of Species, ES) εντός εύρους 50 ατόμων. Σύμφωνα με τον Rosenberg et al. (2004) τα ανθεκτικά είδη επικρατούν κυρίως σε διαταραγμένα περιβάλλοντα (χαμηλή τιμή ES50). Αντιθέτως, τα ευαίσθητα είδη βρίσκονται σε περιοχές με καθόλου ή ελάχιστη διατάραξη (υψηλή τιμή ES50). Ο παράγοντας $ES50_{0.05}$ στην εξίσωση υπολογισμού του δείκτη BQI αντιπροσωπεύει την τιμή ανθεκτικότητας των ειδών, όπου το 5% του πληθυσμού σχετίζεται με τα πιο ανθεκτικά άτομα που έχουν χαμηλές τιμές ES50. Ο υπόλοιπος πληθυσμός μπορεί να έχει υψηλότερες τιμές ES50 και είναι παρόν σε λιγότερο διαταραγμένα περιβάλλοντα (Casazza et al., 2005). Οι τιμές του δείκτη BQI είναι έγκυρες μόνο για το υπό εξέταση ενδιαίτημα και για τη μέγιστη τιμή που μετράται στο συγκεκριμένο ενδιαίτημα. Επιπλέον, η αξιοπιστία του δείκτη αυτού εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την έκταση της δειγματοληψίας. Επομένως, χρειάζονται εκτεταμένα δεδομένα για τον υπολογισμό της $ES50_{0.05}$ κάθε είδους προκειμένου η ανάλυση να είναι αξιόπιστη. Πιο συγκεκριμένα, η τιμή $ES50_{0.05}$ αντιπροσωπεύει τον θεωρητικό αριθμό των ειδών που θα υπήρχαν, εάν το δείγμα περιείχε μόνο 50 άτομα και βάση αυτού του αποτελέσματος μπορεί να καθοριστεί η καμπύλη απόκλισης ES50 για συγκεκριμένο είδος σύμφωνα με το συσχετιζόμενο θεωρητικό ειδικό αριθμό - το πρώτο 5% αυτής της καμπύλης αναφέρεται ως $ES50_{0.05}$.

Το εύρος των τιμών του δείκτη BQI κυμαίνεται μεταξύ του 0 και του 20, όπου το 20 είναι η τιμή αναφοράς. Ο τύπος σύμφωνα με τον οποίο υπολογίζεται ο δείκτης BQI είναι ο εξής (MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates, 2007):

$$BQI = \sum [(n_i/N)ES50_{0.05} \times \log (S+1)],$$

όπου, n_i = αριθμός ατόμων που ανήκουν στο είδος i , N = ολικός αριθμός ατόμων ανά m^2 , S = αριθμός των ειδών.

Πίνακας 3.5: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη BQI

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη BQI	
	Βάθος < 20 m	Βάθος > 20 m
<u>Αριστη</u>	BQI > 18.8	BQI > 26.4
<u>Καλή</u>	14.1 < BQI ≤ 18.8	19.8 < BQI ≤ 26.4
<u>Μέτρια</u>	9.4 < BQI ≤ 14.1	13.2 < BQI ≤ 19.8
<u>Ελλιπής</u>	4.7 < BQI ≤ 9.4	6.6 < BQI ≤ 13.2
<u>Κακή</u>	BQI ≤ 4.7	BQI ≤ 6.6

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates, 2007

3.1.1.δ Βενθικός Τροφικός Δείκτης (Infaunal Trophic Index, ITI)

Ο Βενθικός Τροφικός δείκτης (Infaunal Trophic Index, ITI) είναι ένας από τους πιο διαδεδομένους και καθιερωμένους δείκτες. Αναπτύχθηκε από τον Word (1979) με σκοπό την χρήση του για την εκτίμηση της ποιότητας των παράκτιων υδάτων, στα οποία υπάρχει οργανική ρύπανση. Για τον υπολογισμό του εν λόγω δείκτη τα είδη που είναι παρόντα σε ένα δείγμα ταξινομούνται με βάση τις τροφικές τους συνήθειες σε τέσσερις τροφικές ομάδες (1: αιωρηματοφάγοι, 2: θρυμματοφάγοι, 3: ιζηματοφάγοι, 4: αναερόβιοι οργανισμοί που τρέφονται με το υπόστρωμα). Θα πρέπει να σημειωθεί ότι η μέθοδος αυτή έχει μία δυσκολία, διότι ο λεπτομερής προσδιορισμός των τροφικών συνηθειών των ειδών δεν είναι εύκολη διαδικασία και επιπλέον σε αρκετές περιπτώσεις δεν υπάρχουν επαρκείς πληροφορίες (Simboura & Zenetos, 2002).

Για τον υπολογισμό του δείκτη ITI (Infaunal Trophic Index) εφαρμόζεται ο παρακάτω τύπος (MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates, 2007):

$$ITI = 100 - [(100 \sum (0 \times n_1 + 1 \times n_2 + 2 \times n_3 + 3 \times n_4) / 3N),$$

όπου n_1, n_2, n_3, n_4 = αριθμός ειδών των τροφικών ομάδων 1,2,3,4 και N = συνολικός αριθμός των ειδών.

Οι τιμές του δείκτη έχουν εύρος από 0 έως 100 . Τιμές άνω του 60 υποδεικνύουν έναν φυσιολογικό πληθυσμό, μη επηρεασμένο από τον εμπλουτισμό του υποστρώματος με οργανική ύλη. Τιμές μεταξύ του 30 και του 60 υποδεικνύουν αστάθεια του πληθυσμού, ο οποίος είναι ελαφρώς επηρεασμένος από τον εμπλουτισμό του υποστρώματος με οργανική ύλη. Τιμές κάτω του 30 υποδεικνύουν έναν διαταραγμένο πληθυσμό επηρεασμένο από την χειροτέρευση του υποστρώματος εξαιτίας του υπερβολικού εμπλουτισμού με οργανική ύλη (MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates, 2007). Με αυτόν τον τρόπο, ο Βενθικός Τροφικός Δείκτης χρησιμοποιείται για την ανίχνευση των περιβαλλοντικών διαταραχών που οφείλονται στην οργανική ύλη. Στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 3.6) δίνονται οι τιμές του δείκτη που αντιστοιχούν στις πέντε Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας καθώς και τα όρια που έχουν καθοριστεί μεταξύ των κλάσεων αυτών.

Πίνακας 3.6: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη TI

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη TI	Όρια Κλάσεων του δείκτη TI
<u>Άριστη</u>	TI > 80	Υψηλή/Καλή: 80
<u>Καλή</u>	60 < TI ≤ 80	Καλή/Μέτρια: 60
<u>Μέτρια</u>	50 < TI ≤ 60	Μέτρια/Ελλιπής: 50
<u>Ελλιπής</u>	30 < TI ≤ 50	Ελλιπής/Κακή: 30
<u>Κακή</u>	TI ≤ 30	-

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates, 2007

3.1.2 Υδατική Χλωρίδα - Μακρόφυτα

Τα μεταβατικά και παράκτια ύδατα είναι ορισμένα από τα πιο παραγωγικά οικοσυστήματα της γης και θεωρούνται εξαιρετικά υψηλής αξίας για την ανθρώπινη κοινωνία. Παρόλα αυτά απειλούνται σοβαρά από τις ανθρωπογενείς πιέσεις και την κλιματική αλλαγή (Crooks & Turner, 1999). Για τη διαχείριση αυτών των οικοσυστημάτων είναι σημαντική η αναγνώριση των βιολογικών επιπτώσεων – κλειδιών, οι οποίες υποδεικνύουν την ένταση των ανθρωπογενών πιέσεων και την οικολογική κατάσταση.

Τα υδάτινα βενθικά μακρόφυτα (φυτοβένθος) αναφέρονται στην Οδηγία – Πλαίσιο ως βιολογικό ποιοτικό στοιχείο για την ταξινόμηση των θαλάσσιων

παράκτιων περιοχών. Περιλαμβάνουν δύο ομάδες φυτών, τα μακροφύκη (μακροσκοπικά άλγη) και τα θαλάσσια αγγειόσπερμα (τραχειόφυτα), οι οποίες σχηματίζουν τη δομική βάση των οικοσυστημάτων των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων (Orfanidis et al., 2001). Ως φωτοσυνθετικοί οργανισμοί, ανταποκρίνονται άμεσα στους αβιοτικούς και βιοτικούς παράγοντες του περιβάλλοντος και έτσι αποτελούν ευαίσθητους βιοτικούς δείκτες των αλλαγών του. Ένα καλό παράδειγμα είναι το φαινόμενο του ευτροφισμού των υδάτων. Είναι πλήρως τεκμηριωμένο το γεγονός ότι οι αυξημένες συγκεντρώσεις νιτρικών και φωσφόρου στη στήλη του νερού δεν είναι απαραίτητα ενδεικτικές της υψηλής ευτροφικής κατάστασης, ούτε ότι οι χαμηλές συγκεντρώσεις είναι απαραίτητα ενδεικτικές της απουσίας ευτροφισμού (Cloern, 2001). Η αιτία είναι το γεγονός ότι οι συγκεντρώσεις των θρεπτικών στη στήλη του νερού σχετίζονται τόσο με το φορτίο των θρεπτικών όσο και με άλλες βιολογικές και χημικές διαδικασίες. Μία αξιόπιστη ένδειξη του αυξανόμενου ευτροφισμού είναι η αντικατάσταση των καταληκτικών κοινωνιών (παρόντων σε κάθε εποχή μακροφυκών, όπως τα *Cystoseira spp.* και τα *Fucus spp.*) από ευκαιριακά είδη, όπως τα *Ulva spp.* και τα *Enteromorpha spp.* (Orfanidis et al., 2001). Στη συνέχεια παρουσιάζονται ορισμένοι βιοτικοί δείκτες που βασίζονται στη χρήση των μακροφύτων ως βιολογικών ποιοτικών στοιχείων για την εκτίμηση της ποιότητας των παράκτιων υδάτων.

3.1.2.α. Δείκτης Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Evaluation Index, EEI)

Ο δείκτης οικολογικής εκτίμησης (Ecological Evaluation Index, EEI) σχεδιάστηκε για την εκτίμηση των κλάσεων οικολογικής ποιότητας (Ecological Status Classes, ESC) των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων. Βασίζεται στα υδατικά βενθικά μακρόφυτα που διαβιούν τόσο σε υποστρώματα (ρίζες φυκών, θαλάσσια αγγειόσπερμα) όσο και στη στήλη του νερού (μακροφύκη και φύλλα των θαλάσσιων αγγειοσπέρμων). Έτσι, ο εν λόγω δείκτης παρέχει ένα ενιαίο πλαίσιο εργασίας για την ολοκληρωμένη εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης.

Η δημιουργία του δείκτη EEI (Ecological Evaluation Index) είχε ως στόχο, την κάλυψη των απαιτήσεων της Οδηγίας – Πλαίσιο, η οποία αποτελεί το λειτουργικό εργαλείο που θέτει τους στόχους για την προστασία των υδάτων στην Ευρώπη και προσφέρει στους διαχειριστές των υδάτων ένα εργαλείο για τη σύγκριση και των καθορισμό των σπουδαιότερων διαχειριστικών προτεραιοτήτων σε διαφορετικά

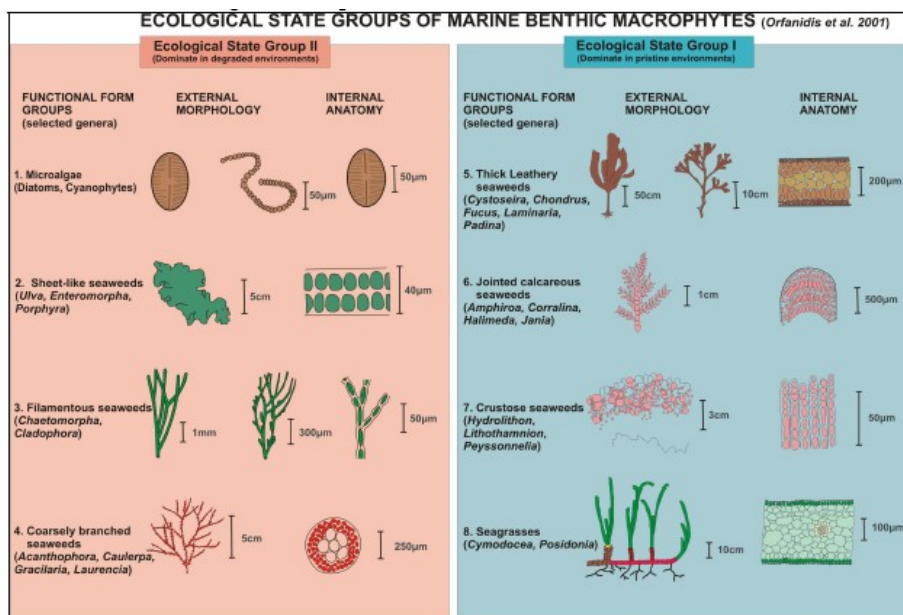
χωρικά επίπεδα, π.χ. τοπικό, εθνικό και διεθνές (Orfanidis et al., 2003). Ο δείκτης βασίζεται στο γνωστό μοτίβο σύμφωνα με το οποίο οι ανθρωπογενείς πιέσεις (π.χ. ευτροφισμός, ρύπανση βαρέων μετάλλων) μεταβάλλουν το οικοσύστημα από την αρχική του κατάσταση (κατάσταση αναφοράς, όπου τα τελευταία είδη της διαδοχής είναι παρόντα) στην κατάσταση υποβάθμισης (όπου επικρατούν, μέσω της ταχείας ανάπτυξής τους, τα ευκαιριακά είδη) (MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 4 Macroalgae, 2007). Η εξήγηση του παραπάνω μοτίβου βασίζεται στις ικανότητες ανταγωνισμού των ειδών σε συνθήκες αφθονίας και περιορισμού θρεπτικών συστατικών.

Ο δείκτης EEI (Ecological Evaluation Index) αντανακλά το μέσο όρο των συνθηκών του περιβάλλοντος, διότι βασίζεται στην εποχιακή δειγματοληψία. Η εποχιακή δειγματοληψία είναι σημαντική διότι: α) οι χρονικές περιβαλλοντικές αλλαγές στα υφάλμυρα και ρυπασμένα ύδατα δεν είναι προβλέψιμες και επομένως δεν μπορούν να προβλεφθούν και οι αλλαγές της βιοκοινότητας και β) αρκετά ευκαιριακά είδη υπάρχουν και σε οικοσυστήματα που βρίσκονται σε συνθήκες αναφοράς, στα οποία επικρατεί επαρκή εποχικότητα ώστε να επωφελούνται πλήρως από τους περιβαλλοντικούς πόρους.

Υπάρχουν αποδεικτικά στοιχεία που υποδεικνύουν ότι οι επιπτώσεις των περιβαλλοντικών πιέσεων ερευνώνται καλύτερα στο επίπεδο του πληθυσμού ή της βιοκοινότητας (Lobban & Harrison, 1994, Crowe et al., 2000) και αυτό απαιτεί μια προσέγγιση, η οποία να συνδέει την οικολογική εκτίμηση με την πιο παραδοσιακή εκτίμηση που βασίζεται σε χημικά και φυσικά δεδομένα (Gibson et al., 2000). Παρόλα αυτά, η αναγνώριση της οικολογικής κατάστασης είναι συχνά δύσκολη υπόθεση εξαιτίας της χωρικής και χρονικής μεταβλητότητας των χαρακτηριστικών της βιοκοινότητας, που είναι αποτέλεσμα των φυσικών και χημικών αλλαγών (Orfanidis et al., 2001). Για την υπέρβαση αυτής της πολυπλοκότητας προτείνεται η μελέτη των βιοκοινοτήτων από λειτουργικής άποψης (ομάδες λειτουργικά όμοιων ειδών). Σε λειτουργικό επίπεδο, οι βιοκοινότητες είναι πολύ πιο προβλέψιμες και σταθερές χρονικά απ' ότι όταν εξετάζονται στο επίπεδο του είδους (Steneck & Walting, 1982, Steneck & Dethier, 1994). Για παράδειγμα, οι ανθρωπογενείς πιέσεις αλλάζουν τη δομή της βιοκοινότητας προς την κατεύθυνση της κυριαρχίας των ευκαιριακών ειδών (Borowitzka, 1972, Regier & Corwell, 1972, Orfanidis et al., 2001). Ο δείκτης EEI ποσοτικοποιεί τις αλλαγές στη δομή και τη λειτουργία των παράκτιων και μεταβατικών υδάτων από την κατάσταση αναφοράς στην υποβαθμισμένη

κατάσταση (κατά την οποία επικρατούν τα ευκαιριακά είδη) καθώς επίσης και σε διαφορετικές χωρικές και χρονικές κλίμακες με τη χρήση μη γραμμικών και γραμμικών σχέσεων.

Οι αλλαγές στη δομή και στη λειτουργία των θαλάσσιων οικοσυστημάτων εκτιμώνται με την ταξινόμηση των υδάτινων θαλάσσιων βενθικών μακροφύτων σε δύο ομάδες οικολογικής κατάστασης (Ecological State Groups, ESGs, I & II). Η ομάδα οικολογικής κατάστασης I (ESG I) περιλαμβάνει δενδρόμορφα είδη καθώς και είδη φυκών (είδη μακροφυκών) με παχύ ή ασβεστοποιημένο θαλλό. (Orfanidis et al., 2003) Τα είδη αυτά παρουσιάζουν k - selected στρατηγική αναπαραγωγής δηλαδή, παράγουν μικρές ποσότητες σπορίων αλλά απαιτούν σταθερές συνθήκες περιβάλλοντος για να εγκατασταθούν στο βυθό, προκειμένου η αναπαραγωγή να είναι αποτελεσματική (ΕΛΚΕΘΕ, 2006). Δηλαδή, τα εν λόγω είδη έχουν αργούς ρυθμούς ανάπτυξης και μεγάλους κύκλους ζωής. Αντίθετα, η ομάδα οικολογικής κατάστασης II (ESG II) περιλαμβάνει φυλλοειδή και νηματοειδή είδη, τα οποία έχουν υψηλούς ρυθμούς ανάπτυξης και σύντομους κύκλους ζωής (Orfanidis et al., 2003, ΕΛΚΕΘΕ, 2006). Ειδικότερα, τα είδη αυτά παρουσιάζουν r - selected στρατηγική αναπαραγωγής, δηλαδή παράγουν συνεχώς μεγάλες ποσότητες σπορίων και μπορούν να εκμεταλλευτούν κάθε ευκαιρία για να βλαστήσουν (ευκαιριακά είδη).



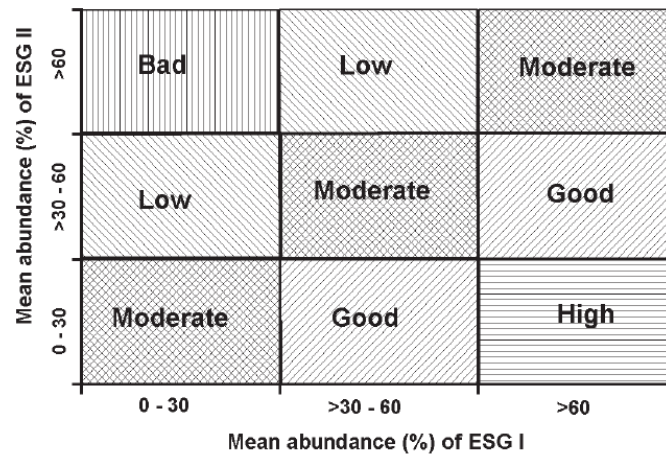
Όλα τα θαλάσσια αγγειόσπερμα περιλαμβάνονται στην ESG I, ενώ τα *Cyanoophyceae* και τα είδη με απλή δομή θαλλού περιλαμβάνονται στην ESG II (Orfanidis et al., 2003). Ο Πίνακας 3.7 δείχνει μία προσωρινή λίστα των γενών των Ελληνικών φυκών ταξινομημένων στις ομάδες οικολογικής κατάστασης (ESGs).

Υπολογισμός του Δείκτη Οικολογικής Εκτίμησης (EEI)

Για τον υπολογισμό του δείκτη EEI ενός οικοσυστήματος ακολουθείται η παρακάτω διαδικασία (Orfanidis et al., 2001, 2003):

- Η υπό εξέταση περιοχή χωρίζεται σε σχετικά μεγάλα αντιπροσωπευτικά μη επικαλυπτόμενα καθορισμένα - πολύγωνα (permanent - polygons, PPs) ή καθορισμένες - γραμμές (permanent - lines, PLs) και λαμβάνονται από το κάθε ένα αρκετά δείγματα βενθικής βλάστησης. Η απόλυτη αφθονία (%) κάθε ομάδας οικολογικής κατάστασης (ESG) εκτιμάται μέσω της κάλυψης (%) κάθε δείγματος. Στις περιπτώσεις όπου η αφθονία εκτιμάται ως βιομάζα ή αριθμός ατόμων τα δεδομένα πρέπει να μετατραπούν σε συγκρίσιμη μορφή. (Orfanidis et al., 2001) Με την εποχιακή δειγματοληψία των οικολογικά όμοιων μη επικαλυπτόμενων καθορισμένων - πολύγωνων (permanent - polygons, PPs) ή καθορισμένων - γραμμών (permanent - lines, PLs) της υπό μελέτη περιοχής ή ακτογραμμής, αναγνωρίζονται οι χωρικές και χρονικές αλλαγές των βενθικών μακροφυτικών κοινωνιών. Συστήνεται η χρήση των PP's για τα καλά καθορισμένα οικοσυστήματα, π.χ. λιμνοθάλασσες, ρηχούς κλειστούς κόλπους, ενώ η χρήση των PL's για τις σχετικά ανοικτές ακτές. Η δειγματοληψία μπορεί να ακολουθεί μη ευθυγραμμισμένο μοτίβο, σύμφωνα με το οποίο το δείγμα λαμβάνεται τυχαία εντός ενός αντιπροσωπευτικού μόνιμου κελιού διαστάσεων 10 m x 10 m. Μία βέλτιστη συχνότητα δειγματοληψίας θα μπορούσε να περιλαμβάνει τρία δείγματα ανά εποχή ανά κελί.
- Οι μέσες αφθονίες (%) των δύο ομάδων οικολογικής ποιότητας (ESG I & II) συγκρίνονται μεταξύ τους σε μία μήτρα (matrix) (Εικόνα 3.3) για τον καθορισμό της οικολογικής κατάστασης των PPs ή PLs, η οποία έχει εύρος πέντε κατηγοριών, από υψηλή έως κακή. Ένα αριθμητικό σύστημα

βαθμολόγησης αναπτύχθηκε για την αντιστοίχιση των οικολογικών κατηγοριών κατάστασης με μία αριθμητική τιμή (Πίνακας 3.9).



Εικόνα 3.3: Η μήτρα που βασίζεται στη μέση αφθονία (%) των ESGs,, προκειμένου να καθοριστεί η κλάση οικολογικής ποιότητας των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων. (Orfanidis et al., 2003)

Πίνακας 3.7: Προσωρινή λίστα των γενών των Ελληνικών φυκών ταξινομημένων στις ομάδες οικολογικής κατάστασης (ESGs)

Γένος	ESG	Γένος	ESG
<i>Acetabularia</i>	I	<i>Gelidium^a</i>	II
<i>Acanthophora^a</i>	II	<i>Gigartina^a</i>	II
<i>Amphiroa</i>	I	<i>Gonyotrichum</i>	II
<i>Anadyomene</i>	I	<i>Gracilaria^a</i>	II
<i>Antithamnion</i>	II	<i>Griffithsia</i>	II
<i>Bryopsis</i>	II	<i>Halimeda</i>	I
<i>Calithamnion</i>	II	<i>Halopteris^a</i>	II
<i>Caulerpa</i>	II	<i>Herposiphonia</i>	II
<i>Ceramium</i>	II	<i>Hypnea^a</i>	II
<i>Chaetomorpha</i>	II	<i>Jania</i>	I
<i>Champia^a</i>	II	<i>Laurencia^a</i>	II
<i>Chondria</i>	II	<i>Lithothamnion</i>	I
<i>Cladophora</i>	II	<i>Lomentaria^a</i>	II
<i>Codium</i>	II	<i>Lophosiphonia</i>	II
<i>Colpomenia</i>	II	<i>Padina</i>	I
<i>Corallina</i>	I	<i>Petalonia</i>	II
<i>Cystoseira</i>	I	<i>Peyssonelia</i>	I
<i>Dasya</i>	II	<i>Polysiphonia</i>	II
<i>Dermatolithon</i>	I	<i>Pseudochlorodesmi s</i>	II
<i>Dictyopteris</i>	II	<i>Sargassum</i>	I
<i>Dictyota</i>	II	<i>Scytosiphon</i>	II
<i>Ectocarpus</i>	II	<i>Spermothamnion</i>	II
<i>Enteromorpha</i>	II	<i>Sphacelaria^a</i>	II
<i>Erithrotrichia</i>	II	<i>Taonia</i>	I
<i>Flabellia</i>	I	<i>Ulva</i>	II
<i>Fosliella</i>	I	<i>Valonia^a</i>	II
<i>Gelidiella^a</i>	II		

^a: δείχνει προσωρινή ταξινόμηση

Πηγή: Orfanidis et al., 2003

Πίνακας 3.8: Εκτίμηση του Δείκτη ΕΕΙ και των αντίστοιχων Οικολογικών Κλάσεων Ποιότητας (ESCs) από την αφθονία των Ομάδων Οικολογικής Κατάστασης (ESGs)

Μέση Κάλυψη του ESG I (%)	Μέση Κάλυψη του ESG II (%)	Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Τιμή του ΕΕΙ στα PP ή PL	Χωρική Κλίμακα του ΕΕΙ και αντίστοιχες ESC
0 - 30	0 - 30	Μέτρια	6	≤ 6 έως > 4 = Μέτρια
	>30 - 60	Χαμηλή	4	≤ 4 έως > 2 = Χαμηλή
	>60	Ελλιπής	2	2 = Ελλιπής
>30 - 60	0 - 30	Καλή	8	≤ 8 έως > 6 = Καλή
	>30 - 60	Μέτρια	6	≤ 6 έως > 4 = Μέτρια
	>60	Χαμηλή	4	≤ 4 έως > 2 = Χαμηλή
>60	0 - 30	Υψηλή	10	≤ 10 έως > 8 = Υψηλή
	>30 - 60	Καλή	8	≤ 8 έως > 6 = Καλή
	>60	Μέτρια	6	≤ 6 έως > 4 = Μέτρια

Πηγή: Orfanidis et al., 2003

- Η επιφάνεια του κάθε PP ή το μήκος της κάθε PL πολλαπλασιάζεται με την τιμή της οικολογικής κατάστασης και έπειτα διαιρείται με το άθροισμα των επιφανειών των PPs ή των μηκών των PLs. Στη συνέχεια οι τιμές του βάρους, της επιφάνειας ή του μήκους, αθροίζονται για τον υπολογισμό του δείκτη EEI και την εκτίμηση της κατηγορίας της οικολογικής κατάστασης (Πίνακας 3.9).

Πίνακας 3.9: Αριθμητικό σύστημα βαθμολόγησης για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων.

Αριθμητική Τιμή των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας	Δείκτης Οικολογικής Εκτίμησης (Ecological Evaluation Index, EEI)
Υψηλή = 10	$[\leq 10 - > 8] = \text{Υψηλή}$
Καλή = 8	$[\leq 8 - > 6] = \text{Καλή}$
Μέτρια = 6	$[\leq 6 - > 4] = \text{Μέτρια}$
Ελλιπής = 4	$[\leq 4 - > 2] = \text{Ελλιπής}$
Κακή = 2	$[2] = \text{Κακή}$

Πηγή: : Orfanidis et al., 2001

Οι τιμές του Δείκτη Οικολογικής Εκτίμησης (EEI) έχουν εύρος από 2 έως το 10, και είναι ενδεικτικές της συνολικής οικολογικής κατάστασης των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων (Πίνακας 3.9). (Orfanidis et al., 2001) Όπως φαίνεται στον Πίνακα 3.9, τιμές του δείκτη EEI μεγαλύτερες του 6 είναι ενδεικτικές των οικοσυστημάτων καλής ή υψηλής οικολογικής κατάστασης, ενώ αντίθετα τιμές μικρότερες του 6 υποδεικνύουν ότι τα οικοσυστήματα θα πρέπει να αποκατασταθούν για να φτάσουν σε καλύτερη οικολογική κατάσταση. (Orfanidis et al., 2003)

Σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο, οι βιολογικοί παράμετροι θα πρέπει να εκφράζονται ως αριθμητικές τιμές μεταξύ του 0 (κακή οικολογική κατάσταση) και του 1 (υψηλή οικολογική κατάσταση). Για κάθε οικολογική ποιοτική μέθοδο μέτρησης σε δεδομένο τόπο δειγματοληψίας, αυτό το εύρος είναι αποτέλεσμα του λόγου της παρατηρούμενης τιμής δια της τιμής των συνθηκών αναφοράς του ίδιου δείκτη (Οικολογικός Λόγος Ποιότητας, EQR). Ο Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (EQR) στην περίπτωση του δείκτη EEI μπορεί να εφαρμοστεί ακολουθώντας τον εξής τύπο (Panayotidis et al., 2004):

$EEI_{EQR} = 0.125 \times (\text{τιμή EEI/τιμή Συνθηκών Αναφοράς}) - 0.25$, όπου η τιμή των συνθηκών αναφοράς είναι το 10.

Τιμές του δείκτη EI_{EQR} μεγαλύτερες του 0.5 είναι ενδεικτικές βιώσιμων οικοσυστημάτων καλής ή υψηλής οικολογικής κλάσης ποιότητας (ESC), ενώ τιμές EI μικρότερες του 0.5 είναι ενδεικτικές οικοσυστημάτων τα οποία θα πρέπει να επανέλθουν σε ανώτερη οικολογική κλάση ποιότητας (MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 4 Macroalgae, 2007). Οι τιμές του Πίνακα 3.10 θα πρέπει να θεωρηθούν ως προσωρινές και θα πρέπει να επαληθευθούν στο μέλλον.

Πίνακας 3.10: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη EI

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη EI	Εύρος του δείκτη EI_{EQR}
<u>Αριστη</u>	$10 \geq EI > 8$	$1 \geq EI > 0.75$
<u>Καλή</u>	$8 \geq EI > 6$	$0.75 \geq EI > 0.5$
<u>Μέτρια</u>	$6 \geq EI > 4$	$0.5 \geq EI > 0.25$
<u>Ελλιπής</u>	$4 \geq EI > 2$	$0.25 \geq EI > 0$
<u>Κακή</u>	2	0

Πηγή: Orfanidis et al., 2001 & MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 4 Macroalgae, 2007

3.1.2.β Δείκτες BENTHOS και CARLIT

Η ανάπτυξη των μεθοδολογιών Benthos και Carlit άρχισε στην Καταλονία το 1999 με σκοπό την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων υδάτων της Καταλονίας. Και οι δύο μεθοδολογίες βασίζονται στις ανώτατες κοινωνίες μακροαλγών στην υποπαράλια ζώνη, οι οποίες είναι ευαίσθητες στις ανθρωπογενείς πιέσεις. Οι βενθικοί οργανισμοί συνενώνουν τις επιπτώσεις της μακροχρόνιας έκθεσης σε θρεπτικούς ή άλλους ρύπους με αποτέλεσμα τη μείωση ή ακόμα και την εξαφάνιση των πιο ευαίσθητων ειδών και την αντικατάστασή τους από ισχυρά ανθεκτικά θειονιτρόφιλα ή ευκαιριακά είδη. Επιπλέον, οι μεθοδολογίες Benthos και Carlit έχουν αρκετές ομοιότητες:

- Χρησιμοποιούν τα ίδια βιολογικά ποιοτικά στοιχεία ως δείκτες της οικολογικής κατάστασης
- Η δειγματοληψία πραγματοποιείται την ίδια περίοδο
- Οι τόποι αναφοράς είναι ίδιοι.

Παρόλα αυτά η μέθοδος δειγματοληψίας είναι διαφορετική και δεν είναι δυνατή η άμεση σύγκριση των δύο μεθοδολογιών εξαιτίας των διαφορών στις ομάδες δεδομένων. Έτσι, καθώς δεν είναι δυνατή η ανταλλαγή δεδομένων, η σύγκριση πραγματοποιείται σύμφωνα με α) το είδος της βιοκοινωνίας την οποία καθορίζει η κάθε μέθοδος στον τόπο δειγματοληψίας και β) την οικολογική κατάσταση του κάθε υδάτινου σώματος σύμφωνα με τις δύο μεθόδους (MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 4 Macroalgae, 2007).

Το Ισπανικό σύστημα CARLIT (Torras et al., 2003, Pinedo et al., 2003) βασίζεται σε μελέτες στις κοινωνίες των ανώτερων μεσοπαράλιων κοινωνιών, κυρίως κοινωνίες μακροαλγών αλλά περιλαμβάνουν επίσης ορισμένες σχετικές υδατικές κοινότητες. Η ευαισθησία των ειδών στις αλλαγές που προκαλούνται από ανθρωπογενείς επιδράσεις κατατάσσονται σύμφωνα με μία βαθμίδα ρύπανσης. Πραγματοποιείται οπτική χαρτογράφηση των παράκτιων κοινωνιών, διαιρώντας τις βραχώδεις ακτές σε τμήματα τα οποία αντιστοιχούν σε μία ομάδα κοινωνίας ή σε συνδυασμό. Μία τιμή (1 – 20), η οποία αντιπροσωπεύει το επίπεδο ευαισθησίας, αποδίδεται σε κάθε κατηγορία κοινωνίας (Πίνακας 3.11). Με εφαρμογή GIS υπολογίζεται το συνολικό παράκτιο μήκος κάθε κοινωνίας και στη συνέχεια με τη εφαρμογή της παρακάτω εξίσωσης (Casazza et al., 2005) υπολογίζεται η τιμή της περιβαλλοντικής ποιότητας (Ecological Quality Value, EQV).

$EQV = \frac{\sum(I_i * x_i)}{\sum I_i}$, όπου EQV: η τιμή της περιβαλλοντικής ποιότητας ενός τμήματος της ακτογραμμής, I_i : το μήκος της ακτογραμμής που καταλαμβάνεται από τη μονάδα i , x_i = εκτίμηση της ποιοτικής τιμής της μονάδας i .

Πίνακας 3.11: Παραδείγματα ποιοτικών τιμών για διαφορετικές κοινωνίες των Καταλανικών ακτών

Μονάδα i	Τιμή (x_i)
Cystoseira 5	20
“Trottoir” <i>L. lichenoides</i>	20
Cystoseira 3	15
<i>Corallina elongate</i>	8
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	8
<i>Lithophyllum incrustans</i>	6
Green algae	3
Blue - Green algae	1

Πηγή: Casazza et al., 2005

3.1.3 Υδατική Χλωρίδα - Αγγειόσπερμα (*Posidonia oceanica*)

Τα περισσότερα θαλάσσια αγγειόσπερμα στη Μεσόγειο είναι μονοειδικά, επομένως για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων υδάτων δεν έχει νόημα η χρήση της σύνθεσης της βιοκοινότητας των αγγειοσπέρμων. Έτσι, αποφασίστηκε η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων υδάτων να βασιστεί στην αφθονία, η οποία θα υποστηρίζεται από έναν αριθμό περιγραφικών παραγόντων που σχετίζονται με την περιβαλλοντική ποιότητα (MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 5 Angiosperms, 2007). Το *Posidonia oceanica* θεωρείται ως ένα αντιπροσωπευτικό είδος των Αγγειοσπέρμων εξαιτίας των μοναδικών χαρακτηριστικών του στα Μεσογειακά Οικοσυστήματα. Το γεγονός ότι υπάρχουν πολλές επιστημονικές μελέτες στις περισσότερες Μεσογειακές χώρες για αυτό το είδος παρέχει ένα κοινό πλαίσιο για την προσέγγιση των απαιτήσεων της Οδηγίας - Πλαίσιο (Casazza et al., 2005). Η Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG) αποφάσισε η άσκηση διαβαθμονόμησης να περιλαμβάνει μόνο ένα επιλεγμένο είδος, το *Posidonia oceanica*, όχι μόνο εξαιτίας της μεγάλης εξάπλωσης αλλά και εξαιτίας της ευαισθησίας και της υπάρχουσας γνώσης και δεδομένων για τις αποκρίσεις του στις διαταραχές.

Συστήματα ταξινόμησης των παράκτιων υδάτων τα οποία βασίζονται στο είδος *Posidonia oceanica* βρίσκονται υπό μελέτη και ανάπτυξη (MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 5 Angiosperms, 2007). Συγκεκριμένα, κάθε κράτος μέλος της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου αναπτύσσει το δικό του σύστημα ταξινόμησης των παράκτιων υδάτων, και στη συνέχεια τα συστήματα ελέγχονται μέσω ανταλλαγής δεδομένων μεταξύ των κρατών.

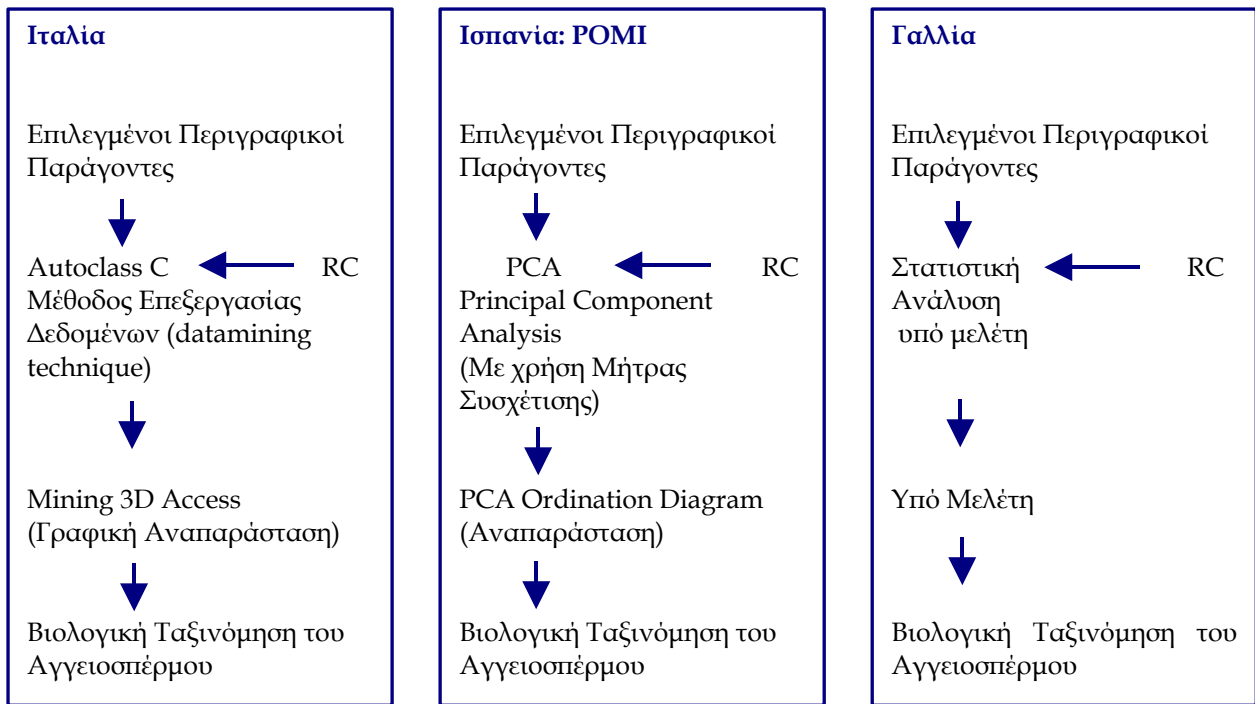
Τα διαφορετικά συστήματα ταξινόμησης παρουσιάζουν ομοιότητες ως προς το υπόβαθρο: βασίζονται στην επιλογή περιγραφικών παραγόντων (οι οποίοι σχετίζονται με: τη μορφολογία και τη φυσιολογία των φυτών, επιπρόσθετους περιγραφικούς παράγοντες των αγγειοσπέρμων και τη γεωμορφολογία των παράκτιων υδάτων που σχετίζεται με τα αγγειόσπερμα), στη συνέχεια τα περιγραφικά δεδομένα επεξεργάζονται μέσω στατιστικής ανάλυσης, η οποία τελικά οδηγεί στην ταξινόμηση του Αγγειοσπέρμου *Posidonia oceanica* σε μία από τις πέντε κλάσεις οικολογικής ποιότητας, όπως απαιτείται από την Οδηγία - Πλαίσιο (Casazza et al., 2005). Παρόλο που τα συστήματα ταξινόμησης βασίζονται σε όμοιο πλαίσιο,

διαφέρουν σε αρκετά σημεία, όπως στην επιλογή των περιγραφικών παραγόντων, των μεθόδων ανάλυσης των δεδομένων και στις Συνθήκες Αναφοράς.

Ορισμένες παράμετροι παρακολούθησης και μεθοδολογίες που είναι αντιπροσωπευτικές της κατάστασης του υποστρώματος των αγγειοσπέρμων, όπως η πυκνότητα, ο τύπος ανάπτυξης του ριζικού συστήματος (% πλαγιοτροφικό και ορθοτροφικό ριζικό σύστημα) και το μέγεθός του είναι κοινές στις περισσότερες Μεσογειακές χώρες.

Στην παρακάτω εικόνα (Εικόνα 3.4) παρουσιάζεται η ανάπτυξη των ενδεικτικών συστημάτων ταξινόμησης της Ιταλίας, της Γαλλίας και της Ισπανίας. Στην Ελλάδα το σύστημα ταξινόμησης των παράκτιων υδάτων βάση του είδους *Posidonia oceanica* βρίσκεται υπό ανάπτυξη στο Ελληνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών (ΕΛΚΕΘΕ). Οι διαφορετικοί περιγραφικοί παράγοντες που επιλέχθηκαν για την υποστήριξη των συστημάτων ταξινόμησης αυτών των χωρών παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.12.

Το Ιταλικό σύστημα ταξινόμησης επιχειρεί τη μείωση του λάθους με τον αποκλεισμό περιγραφικών παραγόντων, οι οποίοι υφίστανται εποχιακή μεταβλητότητα, έτσι επιλέχθηκαν αυτοί που σχετίζονται με τη μορφολογία του φυτού ή τη γεωμορφολογία. Η Ισπανική μέθοδος ΡΟΜΙ χρησιμοποιεί πρόσθετους περιγραφικούς παράγοντες του Αγγειοσπέρμου και περιλαμβάνει έναν αριθμό παραγόντων που σχετίζονται με τη φυσιολογία του φυτού. Η χρήση των τελευταίων βρίσκεται υπό αμφισβήτηση, καθώς παρόλο που σχετίζονται με την οικολογία, αυξάνουν σημαντικά την πολυπλοκότητα των δειγματοληπτικών και αναλυτικών μεθόδων. Στη Γαλλία η μέθοδος εκτίμησης τελεί υπό μελέτη, η οποία προσανατολίζεται στη χρήση ενός πολυμετρικού συστήματος.



Εικόνα 3.4: Σχηματική Αναπαράσταση των Συστημάτων Ταξινόμησης του *Posidonia oceanica*. (Casazza et al., 2005)

Η στατιστική ανάλυση των τριών προαναφερθέντων μεθόδων ταξινόμησης διαφέρει σημαντικά. Το ιταλικό σύστημα ταξινόμησης χρησιμοποιεί την Autoclass C, για την επεξεργασία των δεδομένων: όλα τα δεδομένα εισάγονται στο Autoclass C, το οποίο τα επεξεργάζεται με πιθανοκρατικό τρόπο. Τα αποτελέσματα αναπαριστώνται με το Miner 3D και παράγεται ένα τρισδιάστατο γράφημα που συσχετίζει τις διαφορετικές ομάδες (clusters) με τις πέντε κλάσεις οικολογικής ποιότητας. Η μέθοδος POMI (Ισπανία) χρησιμοποιεί τη Βασική Ανάλυση Στοιχείων (Principal Component Analysis, PCA) για την επεξεργασία, με τη χρήση μια μήτρας συσχέτισης, όπου οι περιγραφικοί παράγοντες συσχετίζονται είτε θετικά είτε αρνητικά με τον πρώτο παράγοντα. Η θέση των τιμών κατά μήκος του ποιοτικού άξονα, ο οποίος χωρίζεται σε πέντε ίσα μέρη, δίνει την οικολογική κατάσταση του

αγγειοσπέρμου *Posidonia ocaenica* (Casazza et al., 2005). Η Γαλλική μέθοδος ανάλυσης, όπως αναφέρθηκε, βρίσκεται υπό μελέτη.

Πίνακας 3.12: Περιγραφικοί Παράγοντες που περιλαμβάνονται στα συστήματα ταξινόμησης της *Posidonia oceanica*

	Ιταλία	Ισπανία (POMI)	Γαλλία
Κλίμακα Φυτού (μεμονωμένα άτομα)	Παραγωγή Ριζών Ανάπτυξη Ριζών (βιομάζα και επιμήκυνση) Παραγωγικότητα φύλλων Πλάτος του μακρύτερου ενδιάμεσου φύλλου	Επιφάνεια βλάστησης % νέκρωση Φυσιολογία Φυτού: <ul style="list-style-type: none"> • N στα φύλλα και στις ρίζες • N στο επίφυτο • P στα φύλλα και στις ρίζες • Απόθεμα άνθρακα – ρίζες • $d^{15}N$ στα φύλλα και στις ρίζες • $d^{34}S$ στις ρίζες • Ανίχνευση μετάλλων στις ρίζες 	Δείκτης Φύλλων Φαινολογία Πρωτογενής Παραγωγικότητα Επίπεδα Ρύπανσης
Κλίμακα Αγγειοσπέρμου (πληθυσμός)	Πυκνότητα βλάστησης Βάθος Αγγειοσπέρμου	Πυκνότητα Βλάστησης Κάλυψη Αγγειοσπέρμου Τύπος ανάπτυξης ριζών	Πυκνότητα Βλάστησης Κάλυψη Αγγειοσπέρμου Βάθος Αγγειοσπέρμου Τύπος ανάπτυξης ριζών Τύπος του κατώτερου ορίου
Άλλα Χαρακτηριστικά	Γεωμορφολογία παράκτιου υποστρώματος	Κινητική του ορίου βάθους Νέκρωση Βλάστησης	Υπόστρωμα

Πηγή: Casazza et al., 2005

Ανάμεσα στους περιγραφικούς παράγοντες που λαμβάνονται υπόψη στα διαφορετικά συστήματα ταξινόμησης, που αναπτύσσονται από τα κράτη μέλη της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG), δύο -η πυκνότητα βλάστησης και επιφάνεια φύλλων- είναι κοινές σε όλα. Έτσι, αποφασίστηκε η πραγματοποίηση του ελέγχου των διαφορετικών μεθόδων με την ανταλλαγή δεδομένων (των τόπων διαβαθμονόμησης, IC sites) για τους δύο αυτούς περιγραφικούς παράγοντες, την πυκνότητα βλάστησης και την επιφάνεια των φύλλων. Από τη σύγκριση των μεθόδων εκτίμησης που έχουν αναπτυχθεί προέκυψαν τα παρακάτω συμπεράσματα:

- Κάθε εθνική μέθοδος εκτίμησης χρησιμοποιεί διαφορετικό αριθμό παραγόντων, από τις οποίες ορισμένες είναι κοινές και οι υπόλοιπες διαφέρουν.
- Οι στατιστικές μέθοδοι επεξεργασίας είναι διαφορετικές. Οι περισσότερες χώρες χρησιμοποιούν την προσέγγιση PCA (Principal Component Analysis,

Μάλτα και Ισπανία), ενώ η Ιταλία έχει επιλέξει μια προσέγγιση που βασίζεται στην ομαδοποίηση (cluster) και η Γαλλία αναπτύσσει έναν πολυμετρικό δείκτη.

Είναι κοινώς αποδεκτό το γεγονός ότι οι δύο κοινοί περιγραφικοί παράγοντες (η πυκνότητα βλάστησης και επιφάνεια φύλλων) που χρησιμοποιούνται για τον έλεγχο των μεθόδων εκτίμησης δεν επαρκούν για την πλήρη εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης με βάση το είδος *Posidonia oceanica*. Η δημιουργία του παρακάτω πίνακα (Πίνακας 3.13) έχει ως σκοπό την από κοινού εκτίμηση της κατάστασης των αγγειοσπέρμων από διαφορετικές περιοχές και τη συμφωνία μεταξύ των συμμετεχόντων για τα όρια της απόκλισης των δύο περιγραφικών παραγόντων, εντός κάθε οικολογικής κλάσης ποιότητας. Οι τιμές του Πίνακα 3.13 δεν είναι οι τιμές των ορίων που μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την εκτίμηση της κατάστασης, αλλά αποτελούν μόνο ενδεικτικές τιμές που χρησιμοποιούνται για την απόκτηση κοινής άποψης για τις θεμελιώδεις αρχές της κατάστασης των αγγειοσπέρμων.

Πίνακας 3.13: Συμφωνημένο εύρος των δύο βασικών περιγραφικών παραγόντων ως ποσοστιαία απόκλιση από τις συνθήκες αναφοράς.

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Πυκνότητα Βλάστησης	Επιφάνεια Φύλλων ανά Βλαστό
<u>Άριστη</u>	0 έως 40	0 έως 20 - 30
<u>Καλή</u>	0 έως 50	20 - 30 έως 30 - 40 (50*)
<u>Μέτρια</u>	50 έως 70	30 - 40 έως 50 (>50*)
<u>Ελλιπής</u>	> 70	> 50
<u>Κακή</u>	0	0

*: μόνο για την οικοπεριοχή του Νοτίου Αιγαίου

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 3 Phytoplankton, 2007

3.1.4 Υδατική Χλωρίδα - Φυτοπλαγκτόν

Σύμφωνα με την Οδηγία , η ταξινόμηση του φυτοπλαγκτού στα παράκτια ύδατα πρέπει να βασίζεται στην ποιοτική σύνθεση σε είδη, την ποσοτική αφθονία και τη βιομάζα (π.χ. η χλωροφύλλη-α αποτελεί δείκτη βιομάζας). Η Οδηγία αναφέρει επίσης τις συνθήκες διαφάνειας του θαλασσινού νερού και τη συχνότητα και ένταση των επιβλαβών φυτοπλαγκτονικών ανθίσεων (HABs=Harmful Algae Blooms)

(ΕΛΚΕΘΕ, 2006). Βάσει του γεγονότος ότι δεν υπάρχει πλήρως ανεπτυγμένο σχέδιο για την ταξινόμηση του φυτοπλαγκτού, αποφασίστηκε η χρήση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης - α (chl - a) ως αρχική μέθοδο εκτίμησης, για τη διαβαθμονόμηση της βιομάζας. Δεδομένα για τη σύνθεση και αφθονία των φυτοπλαγκτονικών ειδών είναι διαθέσιμα για τις περισσότερες από τις χώρες που ανήκουν στη Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (MED GIG), αλλά προς το παρόν δεν έχει συμφωνηθεί ο τρόπος χρησιμοποίησης αυτών των δεδομένων.

Αυτά τα δεδομένα αφορούν τα παρακάτω στοιχεία (Casazza et al., 2005):

- βιομάζα (chl - a)
- είδη φυτοπλαγκτού (σύνθεση και αφθονία)
- επιβλαβή είδη
- φυτοπλαγκτονικές ανθίσεις.

Τα δεδομένα ποικίλουν ως προς τη μορφή και τη χρονική κλίμακα, κι έτσι δεν μπορούν να πραγματοποιηθούν άμεσες συγκρίσεις. Επιπλέον, θέματα που πρέπει να συζητηθούν είναι ο προσδιορισμός των ανθίσεων και η σημαντικότητα που αποδίδεται στα διαφορετικά είδη φυτοπλαγκτού. Αντίθετα, έχει τύχει ευρείας αποδοχής η σημασία των φυσικοχημικών δεδομένων που σχετίζονται με τις τιμές της χλωροφύλλης - α, για την ερμηνεία των αποτελεσμάτων. Για αυτό το λόγο τα δεδομένα της χλωροφύλλης - α και οι φυσικοχημικοί παράμετροι συλλέγονται και αναλύονται με τον ίδιο τρόπο (MedGIG Intercalibration technical report - Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 3 Phytoplankton, 2007). Επιπροσθέτως, ορισμένες χώρες της Μεσογείου συσχετίζουν τα δεδομένα του φυτοπλαγκτού για την οικολογική ταξινόμηση, σύμφωνα με τη συγκέντρωση της χλωροφύλλης - α που συσχετίζεται με (Casazza et al., 2005):

- τη συχνότητα των επιβλαβών φυτοπλαγκτονικών ανθίσεων κατά μήκος της Καταλανικής ακτής
- τις τροφικές συνθήκες και τον αριθμό των ειδών κατά μήκος των Ελληνικών ακτών.

Η Γαλλία έχει προτείνει ένα σύστημα ταξινόμησης (REPHY) το οποίο βασίζεται στη χλωροφύλλη - α και την ύπαρξη επιβλαβών φυτοπλαγκτονικών ανθίσεων. Το σύστημα έχει εφαρμοστεί στις Μεσογειακές λιμνοθάλασσες και η εφαρμογή του στα Μεσογειακά παράκτια ύδατα είναι υπό μελέτη.

Το Ισπανικό σύστημα αρχικά καθορίζει τις φυτοπλαγκτονικές ανθίσεις (Πίνακας 3.14) και τις συνδέει την ύπαρξή τους με τις συγκεντρώσεις της χλωροφύλλης - α, και με αυτόν τον τρόπο καθορίζονται οι πέντε κλάσεις οικολογικής ποιότητας (Πίνακας 3.15).

Το Ελληνικό σύστημα (Πίνακας 3.16) ταξινομεί τις τροφικές συνθήκες με τη χρήση των συγκεντρώσεων των θρεπτικών και της χλωροφύλλης - α, που συσχετίζονται με τον αριθμό των ειδών, και με αυτόν τον τρόπο καθορίζεται η Κατάσταση Οικολογικής Ποιότητας (Ecological Quality Status, EQS). (Casazza et al., 2005)

Πίνακας 3.14: Καθορισμός Ανθίσεων

Τιμές Ορίων
PSP producing - species > 10000 cells/L
DSP producing - species > 1000 cells/L
Ostreopsis > 5000 cells/L
Bloom > 250000 cells/L

Πηγή: Vila et al., 2005

Πίνακας 3.15: Επίπεδα χλωροφύλλης - α και συχνότητα και συγκέντρωση των επιβλαβών φυτοπλαγκτονικών ειδών

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Μέσος Όρος Χλωροφύλλης - α	Συχνότητα Επιβλαβών Ανθίσεων (%)
Άριστη	$X \leq 1$	Συχνότητα (%) ≤ 2
Καλή	$1 < x \leq 2$	$2 < \text{Συχνότητα (\%)} \leq 15$
Μέτρια	$2 < x \leq 4$	$15 < \text{Συχνότητα (\%)} \leq 25$
Ελλιπής	$4 < x \leq 6$	$25 < \text{Συχνότητα (\%)} \leq 70$
Κακή	$X > 6$	Συχνότητα (%) > 70

Πηγή: Vila et al., 2005

Πίνακας 3.16: Ελληνικό σύστημα τροφικής ταξινόμησης

Κατάσταση	PO₄	NO₃	NH₄	Φυτοπλαγκτόν	Χλωροφύλλη - α
Ολιγοτροφική	< 0.07	< 0.62	< 0.55	< 6×10^3	< 0.1
Κατώτερη Μεσοτροφική	0.07 - 0.14	0.62 - 0.65	0.55 - 1.05	$6 \times 10^3 - 1.5 \times 10^3$	0.1 - 0.6

Ανώτερη Μεσοτροφική	0.14 – 0.68	0.65 – 1.19	1.05 – 2.2	$1.5 \times 10^3 - 9.6 \times 10^3$	0.6 – 2.21
Ευτροφική	> 0.68	> 1.19	> 2.2	> 9.6×10^3	> 2.21

Πηγή: Pagou et al., 2002

Πίνακας 3.17: Κλάσεις Οικολογικής Ποιότητας με βάση τη χλωροφύλλη - α

Κατάσταση	Χλωροφύλλη - α (μg/L)	Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)
Ολιγοτροφική	< 0.1	<u>Άριστη</u>
Κατώτερη Μεσοτροφική	0.1 – 0.4 0.4 – 0.6	<u>Καλή</u>
Ανώτερη Μεσοτροφική	0.6 – 2.21	<u>Μέτρια</u>
Ευτροφική	> 2.21	<u>Ελλιπής</u> <u>Κακή</u>

Πηγή: Simboura et al., 2005

3.2 Μεταβατικά Ύδατα

Η δραστηριότητα για την εφαρμογή της Οδηγίας στα μεταβατικά ύδατα ξεκίνησε σε επίπεδο διεθνών συναντήσεων και προγραμμάτων με ειδικούς επιστήμονες για την κατηγορία αυτή. Τα μεταβατικά νερά συμπεριλήφθηκαν στην άσκηση διαβαθμονόμησης τον Φεβρουάριο 2006 (MED GIG III). Στα πλαίσια των συναντήσεων για την εφαρμογή της οδηγίας στα μεταβατικά νερά έγινε ο τυπολογικός χαρακτηρισμός των Μεσογειακών οικοσυστημάτων (Basset et al., 2006). Η Ελλάδα και η Γαλλία καθόρισαν 2 κύριους τύπους μεταβατικών υδάτων (δέλτα και λιμνοθάλασσες).

Η Ελλάδα συμμετέχει στην επιλογή αποτελεσματικών δεικτών για την ταξινόμηση των μεταβατικών υδάτων σε πέντε κατηγορίες οικολογικής ποιότητας (Mouillot et al., 2006) καθώς και στην ανάπτυξη του νέου δείκτη ISD (Index of Size Distribution, Reizoroulou & Nicolaidou, 2007). Ο δείκτης ISD βασίζεται στην κατανομή μεγεθών στους ζωοβενθικούς πληθυσμούς για την κατηγοριοποίηση της οικολογικής κατάστασης των μεταβατικών οικοσυστημάτων (ΕΛΚΕΘΕ, 2006). Ειδικότερα, βασίζεται στην κατανομή των ατόμων των βενθικών κοινωνιών σε

κλάσεις μεγέθους βιομάζας. Χρησιμοποιείται η ασυμμετρία της κατανομής ως μέτρο της διατάραξης. Συγκεκριμένα, για τον υπολογισμό του δείκτη ISD το σωματικό μέγεθος των ατόμων εκφράζεται ως σωματικό βάρος (mg). Το ατομικό σωματικό βάρος υπολογίστηκε μετά από ξήρανση στους 60°C για 48 ώρες και ζύγιση σε επίπεδο 0.0001 g. Για την εξέταση της κατανομής των ατόμων ανά γεωμετρική κλάση μεγέθους, σχεδιάζονται ιστογράμματα που παρουσιάζουν το ποσοστό των ατόμων ανά γεωμετρική κλάση μεγέθους για κάθε σταθμό δειγματοληψίας. Για κάθε ομάδα μεγέθους - κατανομής υπολογίζεται η ασυμμετρία και παράγεται το σχέδιο κατηγοριοποίησης του ISD (Reizoroulou & Nicolaidou, 2007). Στον πίνακα (Πίνακας 3.18) που ακολουθεί δίνεται το σύστημα κατηγοριοποίησης οικολογικής ποιότητας βάσει του δείκτη ISD για τα μεταβατικά ύδατα.

Πίνακας 3.18: Υπολογισμός των Κλάσεων Οικολογικής Ποιότητας σύμφωνα με τον δείκτη EEI

Κλάση Οικολογικής Ποιότητας (ESC)	Εύρος του δείκτη ISD	EQR
<u>Άριστη</u>	$-1 \leq ISD < 1$	1
<u>Καλή</u>	$1 \leq ISD < 2$	0.60
<u>Μέτρια</u>	$2 \leq ISD < 3$	0.39
<u>Ελλιπής</u>	$3 \leq ISD < 4$	0.20
<u>Κακή</u>	Αζωικές Συνθήκες	0

Πηγή: ΕΛΚΕΘΕ, 2006

4. Λίμνες

Οι λίμνες δεν εμφανίζουν την ίδια κατανομή εντός της έκτασης που καταλαμβάνει η Ευρώπη. Γενικά το ποσοστό των λιμνών που καλύπτει την ξηρά μειώνεται από το βορά στο νότο και παραμένει κάτω του 0.5% σε αρκετές νότιες χώρες της Ευρώπης, όπως στη Βουλγαρία, Σλοβενία, Γαλλία, Ισπανία και Πορτογαλία. Αυτή η κατανομή αντανακλάται επίσης στην παρούσα γνώση της οικολογίας των νότιων λιμνών και στην προσπάθεια που χρειάζεται στις νότιες χώρες για να προλάβουν τις προθεσμίες της Οδηγίας - Πλαίσιο για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης. Προσοχή θα πρέπει να αποδοθεί στις Μεσογειακές λίμνες για τις οποίες υπάρχει περιορισμένη γνώση για τη χλωρίδα και την πανίδα και μικρή κατανόηση για τις οικολογικές διαδικασίες που πραγματοποιούνται με βιολογικό τρόπο. Οι νότιες λίμνες είναι κυρίως ταμειυτήρες, οι οποίες είναι περίπλοκα συστήματα, γενικά πολύ μικρά, με λεκάνη απορροής πολύ μεγαλύτερη από το μέγεθός τους. Επιπλέον, έχουν μεγαλύτερη περίοδο βλάστησης καθώς και ισχυρότερη εποχικότητα στην παροχή νερού, η οποία συμβαίνει εκτός της θερμής περιόδου, και συχνά από υπόγειες πηγές υδάτων (Solimini et al., 2006). Πιο συγκεκριμένα, οι ταμειυτήρες είναι υδάτινα σώματα που αναγνωρίζονται ως Ιδιαίτερος τροποποιημένα Υδάτινα Σώματα (Heavily Modified Water Bodies, HMWB) ή Τεχνητά Υδάτινα Σώματα (Artificial Water Bodies, AWB). Για τους προαναφερθέντες τύπους υδάτινων σωμάτων (HMWP και AWB), οι συνθήκες αναφοράς, στις οποίες βασίζεται η ταξινόμηση της κατάστασης, ορίζονται από την κλίμακα του «Μέγιστου Οικολογικού Δυναμικού» (Maximum Ecological Potential, MEP). Το «Μέγιστο Οικολογικό Δυναμικό» αντιπροσωπεύει τη μέγιστη οικολογική ποιότητα η οποία μπορεί να επιτευχθεί για ένα Ιδιαίτερος Τροποποιημένο Υδάτινο Σώμα ή για ένα Τεχνητό Υδάτινο Σώμα, όταν έχουν εφαρμοστεί όλα τα μέτρα αποκατάστασης τα οποία δεν έχουν σημαντικές αρνητικές επιπτώσεις στη συγκεκριμένη χρήση του εν λόγω υδάτινου σώματος ή στο ευρύτερο περιβάλλον. Οι βιολογικές συνθήκες του «Μέγιστου Οικολογικού Δυναμικού» αντανακλούν, όσο είναι δυνατόν, αυτές τις συνθήκες του πιο συναφή συγκρίσιμου τύπου υδάτινου σώματος (δηλαδή λίμνης). Όμως, εάν δεν είναι εφικτή η αναγνώριση μίας συγκρίσιμης λίμνης, θεωρείται απαραίτητη η αναγνώριση ενός Ιδιαίτερος Τροποποιημένου Υδάτινου Σώματος ή ενός Τεχνητού Υδάτινου Σώματος του ίδιου τύπου, το οποίο υφίσταται μόνο τις επιδράσεις που οφείλονται στα τεχνητά

χαρακτηριστικά ή στα χαρακτηριστικά της ιδιαίτερης τροποποίησης. Η Οδηγία - Πλαίσιο ορίζει ότι η καθιέρωση του «Μέγιστου Οικολογικού Δυναμικού» πραγματοποιείται με τις ίδιες μεθόδους που χρησιμοποιούνται για την εύρεση των συνθηκών αναφοράς στα φυσικά υδάτινα σώματα.

Για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των λιμνών, στο Παράρτημα V 1.1.2 της Οδηγίας - Πλαίσιο ορίζονται τα εξής βιολογικά ποιοτικά στοιχεία:

- Σύνθεση, αφθονία και βιομάζα του φυτοπλαγκτού
- Σύνθεση, αφθονία και βιομάζα της λοιπής υδατικής χλωρίδας
- Σύνθεση και αφθονία της πανίδας βενθικών ασπόνδυλων
- Σύνθεση, αφθονία και κατανομή κατά ηλικίες της ιχθυοπανίδας

Οι συμμετέχοντες στην Οδηγία - Πλαίσιο εναρμόνισαν τις επιμέρους μεθόδους εκτιμήσεων μέσω της άσκησης διαβαθμονόμησης των βιολογικών συστημάτων παρακολούθησης (Solimini et al., 2006). Για τις λίμνες ο παρακάτω πίνακας παρουσιάζει τα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία που χρησιμοποιήθηκαν στην άσκηση διαβαθμονόμησης.

Πίνακας 4.1: Βιολογικά Ποιοτικά Στοιχεία που χρησιμοποιούνται στην άσκηση διαβαθμονόμησης της Οδηγίας - Πλαίσιο για τις λίμνες

Βιολογικό Στοιχείο	Χρήση του βιολογικού στοιχείου ανά Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης
Φυτοπλαγκτόν - Χλωροφύλλη	Όλες οι Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης Όλες οι Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης έχουν αρχίσει Όλες οι Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης έχουν αρχίσει (εκτός της Μεσογειακής) Μόνο η Βόρεια Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης Δεν έχει αρχίσει για καμία Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης
Φυτοπλαγκτόν - Ταξινομική Σύνθεση	
Μακρόφυτα	
Βενθική Πανίδα	
Ιχθυοπανίδα	

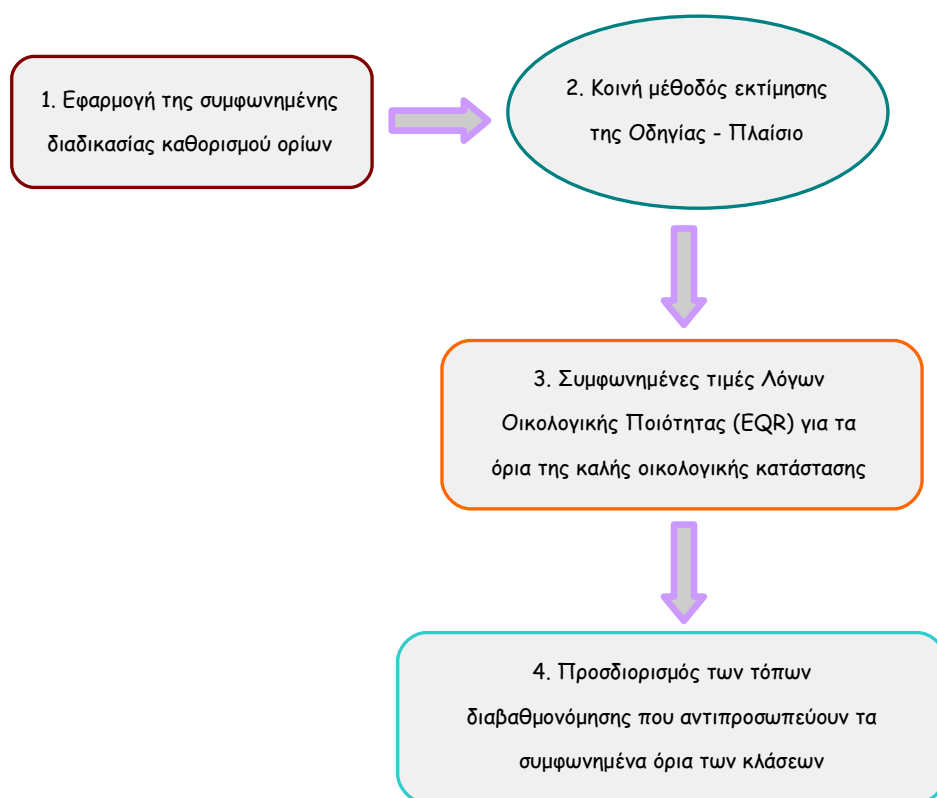
Πηγή: Solimini et al., 2006

4.1 Διαβαθμονόμηση - Η περίπτωση της Ελλάδας

Πριν από την Οδηγία - Πλαίσιο όλες οι χώρες συνέλλεγαν δεδομένα φυτοπλαγκτού με σκοπό την εκτίμηση της συγκέντρωσης της χλωροφύλλης - α και σε ορισμένες περιπτώσεις της βιομάζας του φυτοπλαγκτού. Επιπλέον, οι στρατηγικές δειγματοληψίας είναι ποικίλες και μη επαρκείς για τους σκοπούς της διαδικασίας διαβαθμονόμησης, στοιχεία που αφορούν τη συχνότητα και τα στρώματα των υδάτων.

Η έλλειψη έγκυρων δεδομένων σε συνδυασμό με τη συνολική θέληση των κρατών μελών της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (Med GIG) να συγκλίνουν σε κοινές στρατηγικές, οδήγησε στην κοινή επιλογή των βιολογικών παραμέτρων, των στρατηγικών δειγματοληψίας και των εργαστηριακών μεθοδολογιών.

Η Ελλάδα ανήκει στην Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (Med GIG), από την οποία αποφασίστηκε η χρήση της Επιλογής 1 για τη διαδικασία της διαβαθμονόμησης (MedGIG Intercalibration technical report - Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll - a concentration, 2007). Σύμφωνα με την Επιλογή 1 (Εικόνα 4.1), όλα τα κράτη μέλη έχουν κοινή διαδικασία ταξινόμησης.



Είναι σημαντικό να επισημανθεί το γεγονός ότι η Επιλογή 1 προτείνεται ως η καταλληλότερη όταν τα κράτη μέλη δεν έχουν καθιερώσει επαρκώς τις εθνικές μεθόδους εκτίμησης στα πλαίσια της εφαρμογής της Οδηγίας – Πλαίσιο και ταυτόχρονα μπορεί να ταυτοποιηθεί μία οριστική κοινή μέθοδος εκτίμησης. Το σημαντικότερο πλεονέκτημα της Επιλογής 1 είναι το γεγονός ότι δεν περιλαμβάνει στην πραγματικότητα διαδικασία διαβαθμονόμησης, εφόσον δεν υπάρχουν διαφορετικές μέθοδοι εκτίμησης οι οποίες θα συγκριθούν μεταξύ τους (MedGIG Intercalibration technical report – Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll – a concentration, 2007). Ουσιαστικά, η διαβαθμονόμηση έγκειται στην κοινή απόφαση ορίων των κλάσεων ποιότητας (υψηλή – καλή και καλή – μέτρια), σε κλίμακα Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQRs) για την κοινή μέθοδο.

4.2 Δείκτες που χρησιμοποιήθηκαν στην άσκηση Διαβαθμονόμησης

Τα κράτη μέλη που ανήκουν στη Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (Med GIG) αποφάσισαν ότι η ομάδα θα εστιάσει στο βιολογικό στοιχείο του φυτοπλαγκτού, λόγω έλλειψης δεδομένων για τα άλλα βιολογικά στοιχεία, και ότι ο κύριος τύπος περιβαλλοντικής πίεσης που θα ληφθεί υπόψη για την άσκηση διαβαθμονόμησης είναι το φορτίο των θρεπτικών (ΕΛΚΕΘΕ, 2006), το οποίο έχει ως επίπτωση τον ευτροφισμό.

Μετρήθηκαν οι ακόλουθες παράμετροι:

- Συγκέντρωση της χλωροφύλλης - α (mg/m^3)
- Συνολική Βιομάζα (mm^3/lt)
- Ποσοστιαία (%) Βιομάζα Κυανοβακτηρίων
- Καταλανικός Δείκτης (General Algal Index, GAI, Catalan et al., 2003)
- MedPTI (Mediterranean Phytoplankton Trophic Index, Marchetto et al, 2007)

Η Συγκέντρωση της χλωροφύλλης - α και η Συνολική Βιομάζα χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση της αφθονίας και της βιομάζας του φυτοπλαγκτού όπως ορίζεται από την Οδηγία – Πλαίσιο. Η Ποσοστιαία (%) Βιομάζα

Κυανοβακτηρίων, ο Καταλανικός Δείκτης και ο δείκτης MedPΤΙ χρησιμοποιήθηκαν για την εκτίμηση της ταξινομικής σύνθεσης του φυτοπλαγκτού.

Οι χώρες της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου (Med GIG) που συμμετείχαν στη διαβαθμονόμηση, διεξήγαγαν δειγματοληψίες κατά τη θερινή περίοδο του 2005. Η κοινή μέθοδος δειγματοληψίας ήταν η ακόλουθη (ΕΛΚΕΘΕ, 2006):

- Περίοδος δειγματοληψιών: Από τον Ιούνιο έως τον Σεπτέμβριο.
- Συλλογή ενός δείγματος από όλη την ευφωτική ζώνη (2,5*βάθος δίσκου Secchi), η οποία πραγματοποιήθηκε σε δύο, τρεις και στις περισσότερες περιπτώσεις τέσσερις ημερομηνίες δειγματοληψίας (μέσος όρος).
- Εξαγωγή χλωροφύλλης με ακετόνη 90%, φίλτρο fiber glass και μέθοδος φασματοσκοπίας Lorenzen (1967) και Jeffrey & Humphrey (1975).
- Μέτρηση βιομάζας και σύνθεσης ειδών με τη μέθοδο Utermohl με ανεστραμμένο μικροσκόπιο.

Συλλέχθηκαν επίσης, κλιματολογικά, υδρομορφολογικά και φυσικο - χημικά υποστηρικτικά δεδομένα (βάθος Secchi, Ολικός P, Αμωνία - N, Νιτρικά - N, διαλυμένο O₂, pH, θερμοκρασία νερού, αγωγιμότητα, αλκαλικότητα). Όπως προαναφέρθηκε όλα τα δεδομένα συλλέχθηκαν από όλη τη ζώνη του ευτροφικού στρώματος (2.5 * βάθος Secchi) και ο καλοκαιρινός μέσος όρος βασίζεται σε δύο, τρεις ή στις περισσότερες περιπτώσεις τέσσερις ημερομηνίες δειγματοληψίας.

Η συνεισφορά των Κυανοβακτηρίων στη συνολική βιομάζα του φυτοπλαγκτού (Ποσοστιαία Βιομάζα Κυανοβακτηρίων) θεωρείται ως αξιόπιστος, σημαντικός και εύκολος στη χρήση δείκτης, διότι (MedGIG Intercalibration technical report - Part 2 Lakes, Section 3 Phytoplankton Composition, 2007):

- Τα περισσότερα είδη κυανοβακτηρίων δείχνουν ισχυρή/έντονη προτίμηση για τις ευτροφικές συνθήκες, έτσι η συμβολή των κυανοβακτηρίων μπορεί να θεωρηθεί ως δείκτης του ευτροφισμού.
- Οι ανθίσεις (blooms) των κυανοβακτηρίων είναι ξεκάθαρα ορατές, και ευρέως διαδεδομένος δείκτης του ευτροφισμού.
- Εξαιτίας της τοξικότητας των ανθίσεων ορισμένων taxa, οι ανθίσεις μπορούν να προκαλέσουν σοβαρά προβλήματα στην ποιότητα των υδάτων και στην υγεία ζώων και ανθρώπων. Άσχημες οσμές και γεύσεις, έλλειψη

οξυγόνου, θάνατοι ψαριών και βλάβες ως προς την ψυχαγωγία και την ποσιμότητα του νερού αποτελούν συμπτώματα υδάτων που είναι μολυσμένα με ανθίσεις.

- Τέλος, είναι μεγάλη η συμβολή των ανθίσεων των κυανοβακτηρίων στην βιομάζα του φυτοπλαγκτού.

Ο Καταλανικός Δείκτης βασίζεται στην βιομάζα των ομάδων αλγών που λαμβάνονται υπόψη στον εν λόγω δείκτη, ο οποίος υπολογίζεται με τον παρακάτω τύπο:

$Iga = [1+0.1Cr+Cc+2(Dc+Chc) + 3Vc + 4Cia] / [1+ 2(D+Cnc) + Chnc+Dnc]$, όπου, Iga (Group of algae composition index): Δείκτης Σύνθεσης Ομάδας Αλγών, Cr: Cryptomonads, Cc: Colonial Chrysophyte, Dc: Colonial Diatoms, Chc: Colonial Chlorococcales, Vc: Colonial Volvocales, Cia: Cyanobacteria, D: Dinoflagellates, Cnc: Chrysophyte not colonial, Chnc: Chlorococcales not colonial, Dnc: Diatoms not colonial.

Ο Δείκτης MedPTI είναι δείκτης σύνθεσης του φυτοπλαγκτού που αναπτύχθηκε για τους μεγάλου βάθους ταμιευτήρες στην Ιταλία. Για τον δείκτη MedPTI σημειώνονται τα παρακάτω:

- Όπως οι περισσότεροι όμοιοι δείκτες που χρησιμοποιούνται στην Ευρώπη, ο δείκτης MedPTI βασίζεται σε μεθόδους σταθμικών μέσων όρων. Περιλαμβάνονται 46 taxa στη λίστα, και σε κάθε ένα από αυτά αποδίδονται «τροφικές τιμές» (trophic values) και «τιμές δείκτη» (indicator values). Η τιμή του δείκτη MedPTI για κάθε ταμιευτήρα υπολογίζεται διαδοχικά ως ο σταθμικός μέσος όρος της βιομάζας των «τροφικών τιμών» των ειδών, σταθμισμένος με τις «τιμές δείκτη».
- Ο δείκτης MedPTI εφαρμόζεται σε ταμιευτήρες της Μεσογειακής οικοπεριοχής, που έχουν μέσο βάθος μεγαλύτερο από 15 m και αγωγιμότητα μικρότερη από 2.5 mS cm⁻¹.
- Όμως ο δείκτης πρέπει να εφαρμόζεται αξιόπιστα στους ταμιευτήρες μόνο όταν η ετήσια μέση βιομάζα των ειδών που χρησιμοποιούνται για τη διαβαθμονόμηση είναι μεγαλύτερη από το 70% της συνολικής μέσης ετήσιας βιομάζας στο συγκεκριμένο ταμιευτήρα (MedGIG Intercalibration

technical report – Part 2 Lakes, Section 3 Phytoplankton Composition, 2007).

4.3 Αποτελέσματα Διαβαθμονόμησης για τις λίμνες της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου

Στους παρακάτω πίνακες (Πίνακες 4.2, 4.3) παρουσιάζονται οι τιμές του μέγιστου οικολογικού δυναμικού και οι τιμές του ορίου καλής – μέτριας οικολογικής κατάστασης για τους τύπους λιμνών που ανήκουν στα κράτη – μέλη της Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης της Μεσογείου. Σημειώνεται ότι για τον τύπο «Πυριγενείς ξηροί ταμειωτήρες» βρέθηκε μόνο μία περιοχή με «Μέγιστο Οικολογικό Δυναμικό», έτσι η Γεωγραφική Ομάδα Διαβαθμονόμησης επιφυλάχθηκε να ορίσει τιμές. Γενικώς επισημαίνεται ότι όλες οι τιμές θεωρούνται προκαταρκτικές (ΕΛΚΕΘΕ, 2006). Γενικώς επισημαίνεται ότι όλες οι τιμές θεωρούνται προκαταρκτικές.

Πίνακας 4.2: Τιμές μέγιστου οικολογικού δυναμικού

ΤΥΠΟΣ ΛΙΜΝΗΣ	Χλωροφύλλη-α (mg/m ³)	Συνολική Βιομάζα (mm ³ /l)	% Βιομάζα Κυανοβακτηρίων	Καταλανικός Δείκτης	Δείκτης MedPTI
Πυριγενείς σε ξηρές περιοχές	Δεν υπάρχουν αρκετές περιοχές. Προτείνεται για το επόμενο στάδιο διαβαθμονόμησης	Δεν υπάρχουν αρκετές περιοχές. Προτείνεται για το επόμενο στάδιο διαβαθμονόμησης	Δεν υπάρχουν αρκετές περιοχές. Προτείνεται για το επόμενο στάδιο διαβαθμονόμησης	Δεν υπάρχουν αρκετές περιοχές. Προτείνεται για το επόμενο στάδιο διαβαθμονόμησης	Δεν υπάρχουν αρκετές περιοχές. Προτείνεται για το επόμενο στάδιο διαβαθμονόμησης
Πυριγενείς σε υγρές περιοχές	1.4	0.36	0	0.1	3.08
Ασβεστολιθικοί	1.8	0.76	0	0.61	3.09

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll – a concentration & Section 3 Phytoplankton Composition, 2007

Πίνακας 4.3: Τιμές ορίου καλής – μέτριας οικολογικής ποιότητας

ΤΥΠΟΣ ΛΙΜΝΗΣ	Χλωροφύλλη-α (mg/m ³)	Συνολική Βιομάζα (mm ³ /l)	% Βιομάζα Κυανοβακτηρίων	Καταλανικός Δείκτης	Δείκτης MedPTI
Πυριγενείς σε υγρές περιοχές	6.7	1.9	9.2	10.6	2.32
Ασβεστολιθικοί	4.2	2.1	28.5	7.73	2.38

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report – Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll – a concentration & Section 3 Phytoplankton Composition, 2007

4.4 Υπολογισμός EQRs για τις μεθόδους μέτρησης της σύνθεσης του φυτοπλαγκτού

Σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο ο υπολογισμός των Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQR) γίνεται διαιρώντας την παρατηρούμενη τιμή του κάθε δείκτη με την τιμή των συνθηκών αναφοράς του ίδιου δείκτη. Όμως, στην περίπτωση κατά την οποία τιμές που αντιστοιχούν στις συνθήκες αναφοράς είναι κοντά στο μηδέν ή ίσες με το μηδέν αυτή η προσέγγιση δεν μπορεί να χρησιμοποιηθεί διότι οι τιμές των Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQRs) που προκύπτουν είναι εξαιρετικά χαμηλές. Προκειμένου να ξεπεραστεί αυτό το εμπόδιο χρησιμοποιήθηκε η ακόλουθη διαδικασία (MedGIG Intercalibration technical report - Part 2 Lakes, Section 3 Phytoplankton Composition, 2007):

- Στην περίπτωση κατά την οποία οι συνθήκες αναφοράς δεν ισούται με το μηδέν (MedPTI), οι Λόγοι Οικολογικής Ποιότητας (EQRs) υπολογίστηκαν διαιρώντας την παρατηρούμενη τιμή του εν λόγω βιοτικού δείκτη με την τιμή του ίδιου δείκτη σε συνθήκες αναφοράς.

$$EQR = \text{τιμή ορίου} / \text{τιμή αναφοράς}.$$

- Για την Ποσοστιαία Βιομάζα Κυανοβακτηρίων όπου οι συνθήκες αναφοράς ισούται με το μηδέν και η μέγιστη τιμή με το 100, ο Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (EQR) υπολογίζεται ως εξής:

$$EQR = (100 - \text{τιμή ορίου}) / (100 - \text{τιμή αναφοράς}).$$

- Για τον Καταλανικό δείκτη όπου το θεωρητικό εύρος των τιμών είναι από 0.005 έως 400, ο Λόγος Οικολογικής Ποιότητας (EQR) υπολογίζεται ως εξής:

$$EQR = (400 - \text{τιμή ορίου}) / (400 - \text{τιμή αναφοράς}).$$

Επιπλέον πρέπει να σημειωθεί ότι για τον υπολογισμό του Λόγου Οικολογικής Ποιότητας (EQR) για τη Συγκέντρωση χλωροφύλλης - α και τη Βιομάζα του φυτοπλαγκτού χρησιμοποιήθηκαν ειδικές λογαριθμικές προσαρμογές σε συμφωνία και με την αλπική ομάδα διαβαθμονόμησης. Οι λογαριθμικές αυτές προσαρμογές επιτρέπουν τη μετατροπή των τιμών των ορίων των κλάσεων σε μία κλίμακα Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQR). Αυτή η μέθοδος προσφέρει το πλεονέκτημα της διατήρησης της ίδιας κλίμακας Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQR) για κάθε παράμετρο. Όμως, θεωρείται απαραίτητη η βελτίωση των

αποτελεσμάτων μετά από επανάληψη του υπολογισμού των τιμών των συνθηκών αναφοράς και του ορίου καλής - μέτριας κατάστασης μετά από επόμενες δειγματοληψίες (MedGIG Intercalibration technical report - Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll - a concentration, 2007). Στον παρακάτω πίνακα (Πίνακας 4.4) παρουσιάζονται οι τιμές των Λόγων Οικολογικής Ποιότητας (EQRs) που προέκυψαν για το όριο καλής - μέτριας οικολογικής κατάστασης για τους δείκτες εκτίμησης της αφθονίας, της βιομάζας και της σύνθεσης του φυτοπλαγκτού.

Πίνακας 4.4: Τιμές EQR για το όριο καλής - μέτριας οικολογικής ποιότητας

ΤΥΠΟΣ ΛΙΜΝΗΣ	Χλωροφύλλη-α (mg/m ³)	Συνολική Βιομάζα (mm ³ /l)	% Βιομάζα Κυανοβακτηρίων	Καταλανικός Δείκτης	Δείκτης MedPTI
Πυριγενείς σε υγρές περιοχές	0.21	0.19	0.91	0.97	0.75
Ασβεστολιθικοί	0.43	0.36	0.72	0.98	0.77

Πηγή: MedGIG Intercalibration technical report - Part 2 Lakes, Section 3 Phytoplankton Composition, 2007

4.5 Βενθικά Μακροασπόνδυλα ως Βιοτικοί δείκτες για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των Λιμνών

Πρόσφατες εκτενείς έρευνες που αφορούν την παρούσα εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των υδάτων στην Ευρώπη φανέρωσαν, ότι ενώ χρησιμοποιούνται ήδη πρακτικά εργαλεία που περιλαμβάνουν παραμέτρους των μακροασπόνδυλων για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των ποταμών, σε πολλές ευρωπαϊκές χώρες δεν υπάρχουν, προς το παρόν, ανάλογα συστήματα εκτίμησης για τις λίμνες (τα οποία βασίζονται στα μακροασπόνδυλα). Πράγματι, αυτό έχει πρόσφατα αναγνωρισθεί ως ένα από τα κυριότερα οικολογικά «κενά γνώσης» που αφορούν την πλήρη εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των λιμνών, όπως απαιτείται από την Οδηγία - Πλαίσιο. Επιπλέον, η τωρινή έλλειψη γνώσης περιορίζει την εφαρμογή της διαδικασίας διαβαθμονόμησης που αφορά τα συστήματα εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης των λιμνών (Solimini et al., 2006). Πρέπει να σημειωθεί ότι η πλήρης εφαρμογή της διαδικασίας διαβαθμονόμησης θέτει τη βάση για τον καθορισμό των περιβαλλοντικών αντικειμενικών στόχων (γεγονός που απαιτείται από την Οδηγία - Πλαίσιο) και ειδικότερα για την ποσοτικοποίηση των επιπτώσεων στα οικοσυστήματα, οι οποίες οφείλονται στο

φορτίο των θρεπτικών (ευτροφισμός) που είναι η πιο διαδεδομένη πίεση στην οικολογική ποιότητα των επιφανειακών υδάτων στην Ευρώπη.

Εντός της Ευρώπης, ο ευτροφισμός υπήρξε στο επίκεντρο του ενδιαφέροντος από τις αρχές της δεκαετίας του 1980 όταν η ευρέως εξαπλωμένη ύπαρξη των ανθίσεων των κυανοφυκών στα στάσιμα και τα χαμηλής ροής εσωτερικά ύδατα αποτέλεσε το έναυσμα για την ύπαρξη εκτεταμένου ενδιαφέροντος και ανησυχίας από το κοινό, τα ΜΜΕ και τις βιομηχανίες ύδατος. Η επίδραση του εμπλουτισμού με θρεπτικά συστατικά στις λίμνες και στους ταμιευτήρες τυγχάνει μεγάλης προσοχής και είναι κατανοητή σε γενικούς ποιοτικούς όρους. Τα θρεπτικά συστατικά τείνουν να είναι μία δευτερογενής και έμμεση κινητήρια δύναμη της σύνθεσης της βιοκοινότητας, αλλά αποτελούν σημαντική κινητήρια δύναμη της παραγωγικότητας, οδηγώντας στην αύξηση της ανάπτυξης των αλγών (φυτοπλαγκτόν και νηματοειδή άλγη) και των υδρόβιων φυτών. Η αύξηση του φυτοπλαγκτού μπορεί να οδηγήσει σε δευτερογενή προβλήματα, όπως η μείωση των ευαίσθητων μακροφύτων και των ειδών των ψαριών. Αυτές οι επιδράσεις καθώς και η αυξανόμενη συχνότητα και ένταση των ανθίσεων των τοξικών κυανοβακτηρίων αποτελούν εκτεταμένο πρόβλημα στις λίμνες της Ευρώπης και έχουν σημαντικές επακόλουθες περιβαλλοντικές, κοινωνικές και οικονομικές επιπτώσεις.

Ένας ορισμός του ευτροφισμού είναι ο ακόλουθος (Solimini, Cardoso, Heiskanen, 2006):

«Ο εμπλουτισμός των υδάτων με θρεπτικά, κυρίως αποτελούμενα από φώσφορο (P) ή/και άζωτο (N), που προκαλεί επιταχυνόμενη αύξηση των αλγών και των ανώτερων μορφών φυτικής ζωής, έχει ως αποτέλεσμα την παραγωγή μη επιθυμητής διατάραξης για την ισορροπία των οργανισμών που είναι παρόντες στο νερό και στην εν λόγω ποιότητα του νερού.»

Ένα πρόβλημα που υπάρχει στον παραπάνω ορισμό είναι το γεγονός ότι δεν μπορεί εύκολα να ποσοτικοποιηθεί. Ο ευτροφισμός είναι μία διαδικασία, όχι μία κατάσταση όπως η «ευτροφική», η οποία μπορεί να οριστεί καλύτερα σε όρους βιομάζας του φυτοπλαγκτού (π.χ. ως συγκέντρωση της χλωροφύλλης - α) ή συγκέντρωσης ενός θρεπτικού όπως ο φώσφορος (P). Στην Οδηγία - Πλαίσιο το θέμα του τρόπου με τον οποίο θα υπολογισθεί ο βαθμός αλλαγής στην ποιότητα των εσωτερικών υδάτων αντιμετωπίζεται με τη συσχέτιση της οικολογικής ποιότητας με την κατάσταση αναφοράς κάτω από τις ελάχιστες ανθρώπινες επιδράσεις (Solimini, Cardoso, Heiskanen, 2006). Η Οδηγία - Πλαίσιο, για τον καθορισμό των θρεπτικών συνθηκών της υψηλής και της καλής οικολογικής κατάστασης, απαιτεί μία ειδική

ποσοτική κατανόηση του τρόπου με τον οποίο οι θρεπτικές συνθήκες συνδέονται με τη βιολογική ποιότητα σε επιμέρους οικοτόπους των λιμνών.

Ο εμπλουτισμός των λιμνών, μέσω της εισροής θρεπτικών, συχνά έχει ως αποτέλεσμα στην αύξηση της παράκτιας και πελαγικής παραγωγικότητας με επακόλουθο την αύξηση της εισροής οργανικής ύλης στο υπόστρωμα. Η αύξηση της αναπνοής των μικροοργανισμών που σχετίζεται με την εισροή οργανικής ύλης, μπορεί να έχει ως αποτέλεσμα την ελάττωση του οξυγόνου στο υπολίμνιο (hypolimnion) των λιμνών. Αυτή η έμμεση επίδραση του ευτροφισμού στη διαθεσιμότητα του οξυγόνου έχει άμεση επίδραση στη βενθική πανίδα. Συνεπώς, η συγκέντρωση των οργανισμών που ενδιαίτουν στην κατώτερη ζώνη μπορεί να παρέχει μία ένδειξη των παρελθοντικών και των τωρινών διαταραχών και μπορούν να χρησιμοποιηθούν στην εκτίμηση των οικολογικών συνθηκών μίας δεδομένης λίμνης (Brinkhurst, 1974, Rosenberg & Resh, 1993).

Τα διαφορετικά είδη μακροασπόνδουλων που κυριαρχούν σε ένα ενδιαίτημα σχετίζονται με την τροφική κατάσταση της λίμνης, η οποία επηρεάζει την ποιότητα και την ποσότητα της τροφής καθώς και την κατάσταση του οξυγόνου. Όταν οι περιβαλλοντικές συνθήκες δεν είναι ιδιαίτερα περιοριστικές, η τροφή είναι ο κύριος παράγοντας αλλαγής της σύνθεσης της βιοκοινότητας. Όμως, όταν η οργανική ρύπανση είναι πιο έντονη, η συγκέντρωση οξυγόνου είναι εκείνος ο παράγοντας που περιορίζει την επιβίωση των ειδών και καθορίζει τη σύνθεση της βιοκοινότητας. Οι βιοκοινότητες, επίσης, επηρεάζονται ισχυρά από τις τοπο - ειδικές συνθήκες. Γι' αυτό αν και ορισμένες γενικεύσεις είναι εφικτές, κάθε λίμνη έχει τη δική της ιστορία, η οποία πρέπει να γίνει κατανοητή προτού χρησιμοποιηθούν τα βενθικά μακροασπόνδυλα για τη βιολογική εκτίμηση. Ο τύπος της λίμνης είναι σημαντικός παράγοντας στον καθορισμό της σύνθεσης των ειδών μακροασπόνδουλων. Για παράδειγμα (Rossaro et al., 2006), διαφορετικές αποκρίσεις των βενθικών ειδών στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ μέγιστου βάθους, αγωγιμότητας, διαλυμένου οξυγόνου και συγκέντρωσης θρεπτικών παρατηρήθηκαν σε διαφορετικές τυπολογίες λιμνών.

Οι τυπολογίες για τις λίμνες, οι οποίες βασίζονται στη σύνθεση των κοινωνιών των βενθικών μακροασπόνδουλων, σχεδόν δεν υπάρχουν και είναι περιορισμένες σε τοπική εμβέλεια. Καθώς οι βιολογικοί τύποι των λιμνών, οι οποίοι βασίζονται στα βενθικά μακροασπόνδυλα, δεν υπάρχουν στην πλειοψηφία των περιπτώσεων, δεν μπορούν να προσδιοριστούν ούτε οι συνθήκες αναφοράς ούτε τα επίπεδα υποβάθμισης που αποδίδονται σε συγκεκριμένη οικολογική κατάσταση. Η

αναγνώριση της κατάστασης αναφοράς για ένα συγκεκριμένο τύπο λίμνης, η οποία βασίζεται στα βενθικά μακροασπόνδυλα, περιπλέκεται από το γεγονός ότι η σύνθεση των κοινωνιών των βενθικών μακροασπόνδυλων παρουσιάζει φυσική διακύμανση (Solimini et al., 2006) εξαιτίας της εποχικότητας, του βάθους της λίμνης, της δομής του ενδιαιτήματος και επιπλέον εξαιτίας των βιοτικών επιπτώσεων (ανταγωνισμός και θήρευση).

Η μορφομετρία της λίμνης επηρεάζει τη δομή της κοινωνίας τόσο των βενθικών μακροασπόνδυλων όσο και των μακροφύτων. Γενικά, η βενθική ζώνη των λιμνών μπορεί να διαχωριστεί σύμφωνα με το μοτίβο του βάθους σε παράλια, υποπαράλια και κατώτερη ζώνη. Η παράλια ζώνη καθορίζεται ως οι περιοχές του πυθμένα κοντά στις ακτές της λίμνης όπου αναπτύσσονται τα αναδυόμενα μακρόφυτα. Η υποπαράλια ζώνη αποτελεί την περιοχή του πυθμένα η οποία καλύπτεται από βυθισμένα μακρόφυτα ή από βλάστηση αλγών. Η κατώτερη ζώνη είναι η περιοχή του πυθμένα που εκτείνεται σε βάθος και αποτελείται από εκτεθειμένο λειπόκοκκο ίζημα χωρίς βλάστηση. Είναι προφανές ότι ο εμπλουτισμός με θρεπτικά επηρεάζει αυτές τις ζώνες με διαφορετικό τρόπο. Είναι γνωστό ότι οι βενθικές κοινωνίες της κατώτερης ζώνης επηρεάζονται σημαντικά από την τροφική κατάσταση της λίμνης. Από πρόσφατες έρευνες προκύπτει ότι ο ευτροφισμός επηρεάζει τη υποπαράλια ζώνη γενικότερα σε μικρότερο βαθμό και την παράλια ζώνη σε ακόμη μικρότερο. Αντίθετα, οι υδρομορφολογικές μετατροπές θα επηρεάσουν ισχυρά κυρίως την παράλια ζώνη, αλλά την υποπαράλια σε μικρότερο βαθμό. Η κατώτερη ζώνη πιθανώς δεν επηρεάζεται σχεδόν καθόλου. Ομοίως, η οξύτητα πιθανώς επηρεάζει κυρίως τις ανώτερες ζώνες της λίμνης.

Η ιδέα της εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης των λιμνών βάση των βενθικών μακροασπόνδυλων μπορεί να εφαρμόζεται και στους ταμιευτήρες. Σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο αυτά τα ισχυρά τροποποιημένα υδάτινα σώματα (HMWB, Heavily Modified Water Body) θα πρέπει να εκτιμηθούν όπως οι λίμνες, με τη διαφορά ότι το «μέγιστο οικολογικό δυναμικό» θα πρέπει να χρησιμοποιηθεί ως συνθήκη αναφοράς. Σε ορισμένα κράτη μέλη της Μεσογείου, η πλειοψηφία των στάσιμων υδάτων είναι ταμιευτήρες. Συχνά έχουν ιδιαίτερη οικονομική σημασία για την παροχή νερού για γεωργικούς σκοπούς και για τα αστικά κέντρα. Καθώς οι περισσότεροι ταμιευτήρες σχηματίζονται με κατασκευή φραγμάτων στα ποτάμια,

έχουν συνήθως μεγάλη λεκάνη απορροής. Αυτό καθιστά τους ταμιευτήρες ιδιαίτερα ευαίσθητους στις ανθρωπογενείς επιδράσεις που πραγματοποιούνται στις λεκάνες απορροής, όπως εισροές θρεπτικών, βαρέων μετάλλων ή οργανικών τοξικών ρυπαντών από τη γεωργία, τη βιομηχανία ή τους συνοικισμούς. Σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο θα πρέπει να εξετασθεί εάν τα βενθικά μακροασπόνδυλα θα μπορούσαν να χρησιμεύσουν ως δείκτες αυτών των επιδράσεων στους ταμιευτήρες.

Σήμερα, είναι διαθέσιμα λίγα δεδομένα για την αποίκιση των δεξαμενών από βενθικά μακροασπόνδυλα. Είναι γνωστό ότι τα ιζήματα των δεξαμενών εμφανίζουν ευδιάκριτη βαθμίδα, με τα χοντρόκοκκα ιζήματα να βρίσκονται κοντά στα σημεία εισροής και τα λεπτόκοκκα ιζήματα κοντά στο φράγμα, τα οποία πιθανώς θα μπορούσαν να είναι συγκρίσιμα με την κατώτερη ζώνη. Η παράλια και υποπαράλια ζώνη, τις περισσότερες περιπτώσεις, στερούνται μακροφυτικής και παρόχθιας βλάστησης καθώς οι όχθες είναι απότομες και το επίπεδο του νερού παρουσιάζει συχνές αλλαγές. Μόνο οι όχθες κοντά στα σημεία εισροής συχνά εμφανίζουν ομαλή κλίση, η οποία μπορεί να επιτρέπει την ανάπτυξη βλάστησης. Η πυκνότητα των βενθικών μακροασπόνδυλων στην παράλια ζώνη είναι πολύ χαμηλή κάτω από αυτές τις συνθήκες και είναι ευρέως καθορισμένη από τη δυναμική των διακυμάνσεων των επιπέδων του νερού. Επιπλέον, η παράλια ζώνη προσφέρει λιγότερες πηγές άνθρακα για τα βενθικά μακροασπόνδυλα σε αυτές τις συνθήκες. Γενικά, ο ρόλος αυτής της ζώνης για την ποικιλότητα και τη λειτουργία ενός λιμναίου οικοσυστήματος είναι στενά συνδεδεμένος με τις εκτεταμένες και τις γρήγορες διακυμάνσεις των επιπέδων του νερού. Επιπλέον, πρέπει να λαμβάνεται υπόψη ότι η σύνθεση των βενθικών μακροασπόνδυλων της παράλιας ζώνης επηρεάζεται ισχυρά και από άλλους παράγοντες όπως η τροφική κατάσταση, η διαθεσιμότητα των ενδιαιτημάτων, η οποία εξαρτάται από την οικοπεριοχή, τον τύπο της λίμνης και των ανθρωπογενών μετατροπών των ακτών.

Έχει αποδειχθεί ότι υπάρχει ένας αριθμός υδρομορφολογικών μετατροπών που μπορεί να βλάψουν την οικολογική κατάσταση μίας λίμνης. Ο βαθμός κατά τον οποίο τα λιμναία οικοσυστήματα επηρεάζονται, θα πρέπει να εκτιμηθεί κατά προτίμηση με τη χρήση βενθικών μακροασπόνδυλων, καθώς αυτά έχουν μικρότερη κινητικότητα απ' ό,τι τα ψάρια και παρουσιάζουν πολύ μεγαλύτερη εξάρτηση από τους παράλιους τύπους ενδιαιτημάτων. Έτσι, η ανάπτυξη της ακτογραμμής αναμένεται να έχει αξιοσημείωτα πολύ σοβαρές επιδράσεις στις κοινωνίες των μακροασπόνδυλων.

Υπάρχουν ορισμένες ενδείξεις, ότι ευδιάκριτα βενθικά είδη αντιδρούν με πιο ευαίσθητο τρόπο σε συγκεκριμένες πιέσεις. Όμως τα εμπειρικά δεδομένα για τις σχέσεις μεταξύ της υδρομορφολογίας της λίμνης και του ζωοβένθους της υπάρχουν μόνο για επιλεγμένες οικοπεριοχές και τύπους λιμνών μέχρι στιγμής. Επίσης, μερικοί τύποι πιέσεων πιθανώς δεν έχουν εκτιμηθεί ποτέ. Έτσι, η εκτίμηση των οικολογικών επιπτώσεων των υδρομορφολογικών μετατροπών στις Ευρωπαϊκές λίμνες θα χρειαστεί μία έρευνα πεδίου για τις πιο έντονες επιδράσεις σε κάθε οικοπεριοχή και μία βάση δεδομένων για τα βιολογικά - οικολογικά χαρακτηριστικά των ειδών του λιμναίου ζωοβένθους (Solimini et al., 2006). Τέτοια γνώση θα καθιστούσε ικανή την ολιστική εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των λιμνών και την αναγνώριση αποτελεσματικών μέτρων αποκατάστασης για τις ακτές των λιμνών.

Μία γενική κατανόηση των οικολογικών, μηχανισμών με τους οποίους τα προτεινόμενα taxa - δείκτες ανταποκρίνονται στις πιέσεις, είναι συχνά ελλιπής και ιδιαίτερα για την περίπτωση των λιμνών. Επομένως, η χρήση ορισμένων taxa ως οικολογικούς δείκτες μπορεί να μην καταδεικνύει την οικολογική κατάσταση. Επιπλέον, η χρήση ενδεικτικών taxa είναι αναπόφευκτα εξαρτημένη από την ύπαρξη των taxa. Τα ευαίσθητα taxa μπορεί να είναι σπάνια και η ανίχνευσή τους μπορεί να ποικίλει ανάλογα με την δειγματοληψία. Πράγματι, είναι αξιοσημείωτο το γεγονός ότι τα περισσότερα taxa που εντοπίζονται στην παράλια ζώνη των λιμνών είναι σπάνια και οι τόποι με τις μικρότερες επιδράσεις/επιρροές τείνουν να έχουν μεγαλύτερη ποικιλότητα taxa και περισσότερα σπάνια είδη απ' ό,τι οι τόποι με μεγαλύτερες επιδράσεις/επιρροές. Για αυτούς τους λόγους, πολλοί συγγραφείς αμφισβητούν το γεγονός ότι τα σπάνια είδη είναι σημαντικοί δείκτες της υγείας των οικοσυστημάτων. Επιπλέον, είναι πιθανόν να αποτύχει η έρευνα για τις απλές σχέσεις μεταξύ επιμέρους taxa ή συγκεντρώσεων (assemblages) επειδή δεν θα περιλαμβάνει μία επαρκή κλίμακα συνθηκών. Ο Nijboer et al. (2005) συμπεραίνει ότι τα επιμέρους ή οι υπο - ομάδες taxa οδηγούν σε υψηλά λάθη ταξινόμησης και προτείνει τη χρησιμοποίηση όλων των taxa για το χαρακτηρισμό μίας βιοκοινότητας, ειδικά στις περιπτώσεις όπου η ποικιλότητα του ενδιαιτήματος είναι μεγάλη.

Ο παρακάτω πίνακας (Πίνακας 4.5) συνοψίζει τις υποθετικές αποκρίσεις των βενθικών μακροασπόνδυλων στις πιέσεις στις διαφορετικές ζώνες των λιμνών. Οι εκτιμήσεις του Πίνακα 4.5 βασίζονται κυρίως σε διάσπαρτα αποτελέσματα, μόνο τα κελιά «οξύτητα - παράλια» και «ευτροφισμός - κατώτερη» βασίζονται σε πιο εκτεταμένες βάσεις δεδομένων, οι οποίες όμως είναι περιορισμένες σε τοπικό επίπεδο.

Πίνακας 4.5: Υποθετική απόκριση των μακροασπόνδυλων σε πιέσεις στις διαφορετικές ζώνες των λιμνών.

Ζώνη	Ευτροφισμός	Υδρομορφολογία	Οξύτητα	Συνδυασμός
Παράλια	+	+++	+++	+++/?
Υποπαράλια	++/?	+/?	++/?	++/?
Κατώτερη	+++	0	?	++/?

+: ελάχιστη απόκριση

++: κύρια απόκριση

+++ : ευαίσθητη απόκριση

0: καμία απόκριση

?: ιδιαίτερα υψηλή αβεβαιότητα της συγκεκριμένης/αντίστοιχης υπόθεσης

Πηγή: Solimini et al., 2006

Επιπροσθέτως των πιέσεων που εμφανίζονται στον πίνακα, οι κοινωνίες των βενθικών μακροασπόνδυλων στις λίμνες μπορεί να διαφοροποιηθούν ισχυρά και από άλλες πιέσεις όπως η μετανάστευση ξένων ειδών καθώς και από την εισαγωγή τοξικών ρυπαντών.

Συμπερασματικά, ενώ η Οδηγία - Πλαίσιο για τα νερά προκάλεσε την έρευνα για τα μακροασπόνδυλα της παράλιας ζώνης στις λίμνες, παραμένει περιορισμένη η εφαρμογή της παρακολούθησης και της ταξινόμησης. Ενώ η χημεία των υδάτων, οι τύποι του υποστρώματος και της βλάστησης έχουν σημαντικές επιδράσεις στη δομή της κοινωνίας των μακροασπόνδυλων, οι αλληλεπιδράσεις μεταξύ αυτών, παρόλα αυτά, ποικίλουν, συχνά είναι περίπλοκες και διέπονται από τροφικές σχέσεις. Η εξάπλωση των μακροασπόνδυλων της παράλιας ζώνης επηρεάζεται από τη δομή του ενδιαιτήματος, το βάθος και την εποχή. Οι βιοτικές επιδράσεις του ανταγωνισμού και της θήρευσης μπορεί επίσης να είναι σημαντικές.

Περαιτέρω έρευνα απαιτείται για το κατά πόσο η ποικιλότητα των λιμνών είναι μεγαλύτερη απ' ό,τι αυτή που παρατηρείται μεταξύ των διαφορετικών τύπων λιμνών. Ένας αριθμός μελετών υποδεικνύει τη χρησιμότητα των επιμέρους taxa ή ομάδων taxa για την ταξινόμηση των λιμνών. Πολυμετρικά και πολυπαραγοντικά

μοντέλα έχουν επίσης χρησιμοποιηθεί. Η εφαρμογή των μεθόδων που βασίζονται στις βιοκοινότητες και αναπτύχθηκαν για τα ποτάμια μπορεί να είναι χαμηλής αξίας για την εκτίμηση των λιμνών. Αυτό δεν αποτελεί έκπληξη καθώς αυτές οι μέθοδοι αναπτύχθηκαν ευρέως από την απόκριση των μακροασπόνδουλων, τα οποία ενδιααιτούν στις περιοχές των ποταμών όπου τα ύδατα ρέουν με ελαφρύ κυματισμό (riffles), στην ελάττωση του οξυγόνου (ως αποτέλεσμα της οργανικής ρύπανσης). Παρόλα αυτά, παραμένει ελπιδοφόρα η έρευνα για τη χρησιμότητα των μεθόδων που χρησιμοποιούνται στο AQEM για την εφαρμογή τους στις λίμνες. Δεν υπάρχει γενική συμφωνία για το ποιες μέθοδοι μετρήσεων (metrics) ή ποιες ομάδες taxa προσφέρουν τη βέλτιστη επιλογή για τη χρήση μίας οικονομικά συμφέρουσας παρακολούθησης. Ενώ αυτά τα προβλήματα μπορούν να ξεπεραστούν με προσεκτικό σχεδιασμό της μεθόδου δειγματοληψίας, υπάρχει, δυστυχώς, η αναγνώριση του γεγονότος ότι η θεωρητικά απαιτούμενη δειγματοληπτική προσπάθεια (αριθμός των δειγμάτων που χρειάζονται για την παροχή αξιόπιστης εκτίμησης της κατάστασης ενός τόπου) είναι περιορισμένη εξαιτίας του οικονομικού κόστους. Η διαδικασία ταξινόμησης που σχεδιάστηκε στα πλαίσια της Οδηγίας - Πλαίσιο είναι εμπειρική, αλλά οι δυσκολίες που προκαλούν οι οικονομικά συμφέρουσες δειγματοληψίες και εκτιμήσεις των μακροασπόνδουλων της παράλιας ζώνης στις λίμνες θα λυθούν μόνο μέσω ελέγχων των αποτελεσμάτων και εκτενών δειγματοληψιών (Solimini et al., 2006). Δεδομένου του γεγονότος ότι τα μακροασπόνδυλα της παράλιας ζώνης θα έχουν μία σημαντική συμβολή στην εκτίμηση των λιμνών, αναγνωρίζεται η ανάγκη για σημαντική αύξηση στην κατανόηση της απόκρισης αυτών των κοινωτών στις θρεπτικές και άλλες ανθρωπογενείς πιέσεις.

5. Συμπεράσματα - Προτάσεις

Από την ανάλυση των βιοτικών δεικτών και των μεθόδων εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης των υδάτινων σωμάτων προκύπτουν κάποια σημαντικά σημεία καθώς και ορισμένα στοιχεία που χρήζουν ιδιαίτερης προσοχής, τα οποία συνοψίζονται στη συνέχεια:

- Η εκτίμηση της ποιότητας των υδάτινων σωμάτων με τη χρήση βιοτικών δεικτών βασίζεται σε μία γενικότερη αρχή σύμφωνα με την οποία τα πιο ευαίσθητα στη ρύπανση είδη εξαφανίζονται στα αρχικά στάδια της υποβάθμισης του περιβάλλοντος και τα πιο ανθεκτικά είδη επιβιώνουν. Αυτή η διαδικασία οδηγεί στη μείωση της βιοποικιλότητας καθώς η ρύπανση αυξάνει. Η ανάπτυξη των περισσότερων βιοτικών δεικτών στηρίζεται σε αυτή τη διαδικασία.
- Για την εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των ποταμών χρησιμοποιούνται ευρέως τα βενθικά μακροασπόνδυλα. Ιδιαίτερα για την περίπτωση των Μεσογειακών ποταμών, αυτοί οι οργανισμοί θεωρούνται ως κατάλληλοι δείκτες της κατάστασης των ενδιαιτημάτων, διότι η υδατική πορεία των ποταμών είναι εύκολα επαναποικίσιμη από αυτά τα είδη, τα οποία έχουν την ικανότητα γρήγορης ανάκαμψης (ως προς την ποικιλότητα και τον αριθμό των ατόμων) μετά από ξηρασίες ή πλημμύρες. Όμως, δε θα πρέπει να παραλείπονται και τα άλλα στοιχεία για την εκτίμηση της κατάστασης των ποταμών, τα οποία είναι η υδατική χλωρίδα και η ιχθυοπανίδα (βιολογικά ποιοτικά στοιχεία) καθώς και τα υδρομορφολογικά και φυσικοχημικά στοιχεία, σύμφωνα με την Οδηγία - Πλαίσιο. Επομένως, η χρήση των μακροασπόνδουλων παρέχει μόνο μία εκτίμηση της κατάστασης. Για την οριστική κατάταξη ενός ποταμού ή τόπου δειγματοληψίας σε μία από τις πέντε κλάσεις οικολογικής ποιότητας θα πρέπει να λαμβάνονται υπόψη όλοι οι παράγοντες, οι οποίοι αλληλεξαρτώνται και αλληλεπιδρούν.
- Ο καθορισμός της τυπολογίας των υδάτινων σωμάτων είναι πολύ σημαντικός παράγοντας για την εφαρμογή των βιοτικών δεικτών και τη σύγκριση των αποτελεσμάτων μεταξύ των διαφορετικών δεικτών. Συνήθως για διαφορετικούς τύπους υδάτινων σωμάτων αναπτύσσονται και διαφορετικοί δείκτες, προσαρμοσμένοι στα ιδιαίτερα χαρακτηριστικά του κάθε τύπου. Επειδή οι

περισσότεροι δείκτες υπολογίζονται σύμφωνα με την παρουσία ή απουσία κάποιων ταξινομικών ομάδων, είναι απόλυτα λογικό το γεγονός ότι διαφορετικές ταξινομικές ομάδες συναντώνται σε διαφορετικούς τύπους υδάτινων σωμάτων. Έτσι, είναι ιδιαίτερα σημαντικό να γίνει σωστά η κατάταξη του υδάτινου σώματος στο σωστό τύπο, διότι διαφορετικά τα αποτελέσματα των δεικτών δε θα είναι έγκυρα. Εκτός όμως από την αναγνώριση του σωστού τύπου θα πρέπει να διευκρινιστεί το κατά πόσο η τοπολογία που εμφανίζει μία περιοχή (π.χ. ένα ποτάμι ή τμήμα του) προέρχεται από ανθρωπογενείς παρεμβάσεις ή από εγγενείς διαδικασίες. Πιο συγκεκριμένα, εάν δύο ποτάμια εμφανίζουν παρόμοια τοπολογικά χαρακτηριστικά, θα εμφανίζουν και παρόμοιες βιοκοινότητες. Όμως, εάν στο ένα ποτάμι τα χαρακτηριστικά οφείλονται σε ανθρωπογενείς παρεμβάσεις ενώ στο άλλο όχι, τότε το πρώτο ποτάμι θα πρέπει να εκτιμηθεί βάσει των αρχικών του χαρακτηριστικών (πριν τις παρεμβάσεις) ενώ για το δεύτερο δε θα ισχύει κάτι τέτοιο. Ο διαχωρισμός αυτός δεν είναι πάντα εύκολος και ξεκάθαρος, και χρήζει ιδιαίτερης προσοχής. Σε αυτό το σημείο θα μπορούσαν να συμβάλλουν τα ιστορικά δεδομένα για τη συγκεκριμένη περιοχή, εφόσον υπάρχουν.

- Το επίπεδο ταξινόμησης που απαιτείται από τους διάφορους δείκτες είναι ένας επιπλέον σημαντικός παράγοντας. Συγκεκριμένα, η χρησιμοποίηση των υψηλότερων ταξινομικών επιπέδων συνεπάγεται και μεγαλύτερη λεπτομέρεια στις πληροφορίες που συλλέγονται. Ειδικότερα, η κατάταξη των οργανισμών στο υψηλότερο ταξινομικό επίπεδο, που είναι το επίπεδο του είδους, βασίζεται κυρίως σε μορφολογικά χαρακτηριστικά και λιγότερο σε λειτουργικά. Συνεπώς, τα είδη που εντάσσονται σε ένα γένος ή μία οικογένεια (χαμηλό ταξινομικό επίπεδο) μπορεί να έχουν διαφορετικές οικολογικές απαιτήσεις και διαφορετικές αποκρίσεις σε αλλαγές των περιβαλλοντικών παραγόντων. Παρόλα αυτά, η ταυτοποίηση σε υψηλό ταξινομικό επίπεδο (είδος) είναι χρονοβόρα διαδικασία και απαιτούνται αρκετές γνώσεις της αυτοοικολογίας (οι οποίες δεν υπάρχουν πάντα) και ύπαρξη κατάλληλων μέσων (π.χ. βιβλία - κλειδιά) για την ταυτοποίηση. Επιπλέον, η αναγνώριση σε υψηλότερο ταξινομικό επίπεδο συνεπάγεται υψηλότερο κόστος. Έτσι, με τη χρήση των χαμηλότερων ταξινομικών επιπέδων χάνεται μεν μέρος της πληροφορίας αλλά η χρήση τους, αν συνοδεύεται από προσεκτική ερμηνεία των αποτελεσμάτων, μπορεί να συμβάλλει σε σωστή εκτίμηση. Γενικά, το κατάλληλο κάθε φορά

επίπεδο ταξινόμησης μπορεί να είναι διαφορετικό. Για παράδειγμα, εάν ο στόχος της έρευνας είναι η εκτίμηση της κατάστασης μίας αρκετά μεγάλης έκτασης ενός υδάτινου σώματος και δεν υπάρχουν αρκετές γνώσεις για τα είδη που είναι πιθανό να ενδιαιτούν σε εκείνη την περιοχή ούτε είναι διαθέσιμοι αρκετοί χρηματικοί πόροι τότε πρέπει να προτιμηθεί η αναγνώριση σε χαμηλότερο ταξινομικό επίπεδο για την επίτευξη των στόχων της δεδομένης έρευνας.

- Βασικές παράμετροι για την εφαρμογή ενός βιοτικού δείκτη, είναι η μέθοδος δειγματοληψίας και η ποικιλομορφία του ενδιαιτήματος. Η ποικιλομορφία που εμφανίζεται εντός των διαφορετικών τύπων ενδιαιτημάτων είναι ένας σημαντικός παράγοντας διαφοροποίησης των βιοκοινοτήτων που υπάρχουν σε μία περιοχή, διότι διαφορετικοί οργανισμοί προτιμούν να καταλαμβάνουν διαφορετικά ενδιαιτήματα ανάλογα με τις ανάγκες τους. Επιπλέον, στα διαφορετικά στάδια ζωής τους οι οργανισμοί μπορεί να προτιμούν και διαφορετικούς τύπους ενδιαιτημάτων. Έτσι, εάν η δειγματοληψία πραγματοποιηθεί μόνο σε έναν τύπο ενδιαιτήματος μίας ευρύτερης περιοχής τότε τα αποτελέσματα δε θα είναι αντιπροσωπευτικά για ολόκληρη την περιοχή. Με τη μέθοδο δειγματοληψίας “multi-habita’”, που εφαρμόζεται στο σύστημα εκτίμησης AQEM, λαμβάνεται υπόψη αυτή η ποικιλότητα των επιμέρους ενδιαιτημάτων μίας περιοχής. Επιπλέον, η μέθοδος δειγματοληψίας καθορίζει σε μεγάλο βαθμό το ποιοι οργανισμοί θα συλλεχθούν. Υπάρχουν μέθοδοι δειγματοληψίας που εφαρμόζονται σε σύντομο χρονικό διάστημα αλλά υπάρχει αυξημένη πιθανότητα να μη συλλεχθούν όλοι οι οργανισμοί και άλλες που εξασφαλίζουν μεγαλύτερη λεπτομέρεια αλλά είναι χρονοβόρες και απαιτούν υψηλά χρηματικά ποσά. Επιπροσθέτως, υπάρχουν μέθοδοι που βασίζονται σε σταθμούς δειγματοληψίας που βρίσκονται σε συγκεκριμένα σημεία της ευρύτερης υπό εκτίμηση περιοχής και άλλες που εκτιμούν τη συνολική έκταση της περιοχής αλλά στερούνται λεπτομέρειας. Η επιλογή κάθε φορά της μεθόδου δειγματοληψίας εξαρτάται τόσο από τους σκοπούς της έρευνας και τους διαθέσιμους πόρους όσο και από το μέγεθος της υπό μελέτη περιοχής και τις ήδη υπάρχουσες γνώσεις για τα είδη που ενδιαιτούν σε αυτή.
- Η διαδικασία διαβαθμονόμησης των δεικτών είναι πολύ σημαντική, διότι με αυτήν εξασφαλίζεται η συγκρισιμότητα των αποτελεσμάτων των δεικτών. Ένα από τα βήματα που πρέπει να ολοκληρωθούν στο άμεσο μέλλον είναι η

ολοκλήρωση της διαδικασίας διαβαθμονόμησης (και η επιβεβαίωση των αποτελεσμάτων της) τόσο μεταξύ των χωρών που συμμετέχουν στις Γεωγραφικές Ομάδες Διαβαθμονόμησης τόσο και μεταξύ των ομάδων αυτών. Βέβαια, προκειμένου να πραγματοποιηθεί η διαβαθμονόμηση θα πρέπει οι εθνικές μέθοδοι εκτίμησης των βιολογικών ποιοτικών στοιχείων να είναι ολοκληρωμένες και καλά καθορισμένες, γεγονός που δε συμβαίνει σε όλες τις χώρες, τη δεδομένη χρονική περίοδο.

- Από την παρούσα μελέτη, εξάγεται το συμπέρασμα ότι η ανάπτυξη των βιοτικών δεικτών εκτίμησης της οικολογικής ποιότητας των παράκτιων και μεταβατικών υδάτων στην Ελλάδα είναι σε πολύ καλό στάδιο, εφόσον έχουν ήδη ολοκληρωθεί ο δείκτης BENTIX (για τα βενθικά μακροασπόνδυλα των παράκτιων υδάτων), ο δείκτης EEI (για τα μακρόφυτα των μεταβατικών και παράκτιων υδάτων) και ο δείκτης ISD (για τα βενθικά μακροασπόνδυλα των μεταβατικών υδάτων), ενώ υπό μελέτη βρίσκεται οι δείκτες για την εκτίμηση του φυτοπλαγκτού και των αγγειοσπέρμων. Το ίδιο δεν ισχύει για τις λίμνες, για τις οποίες υπάρχουν σημαντικές ελλείψεις δεδομένων (γενικά στις Μεσογειακές χώρες καθώς και στην Ελλάδα), οι οποίες δυσχεραίνουν τη διαδικασία εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης. Για την εκτίμηση της κατάστασης των ποταμών στην Ελλάδα έχουν αναπτυχθεί δύο δείκτες (HES και STAR_ICM), για τα βενθικά μακροασπόνδυλα, όμως κανένας από τους δύο δεν έχει ορισθεί ως εθνικός δείκτης εκτίμησης.
- Ως προς την εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο στην Ελλάδα τα δεδομένα δεν είναι ενθαρρυντικά. Σύμφωνα με το χρονοδιάγραμμα εφαρμογής της Οδηγίας - Πλαίσιο εντός του έτους 2008 θα πρέπει να πραγματοποιηθεί η δημόσια παρουσίαση του πρόχειρου διαχειριστικού σχεδίου των λεκανών απορροής. Όμως στην Ελλάδα εκκρεμεί ο χαρακτηρισμός των λεκανών απορροής των υδάτινων σωμάτων (υφιστάμενη κατάσταση, πιέσεις, επιδράσεις και οικονομική ανάλυση) και ο καθορισμός των μεθόδων και η οργάνωση του δικτύου παρακολούθησης, ενέργειες που είναι απαραίτητο να πραγματοποιηθούν προκειμένου να παρουσιαστεί το πρόχειρο διαχειριστικό σχέδιο των λεκανών απορροής. Επομένως, υπάρχουν αρκετές ενέργειες που πρέπει να πραγματοποιηθούν άμεσα στη χώρα μας προκειμένου να εφαρμοστεί η Οδηγία - Πλαίσιο.

Σε αυτό το σημείο κρίνεται σκόπιμη η παρουσίαση ορισμένων προτάσεων για την περαιτέρω εφαρμογή της Οδηγίας - Πλαίσιο στην Ελλάδα:

- Για την εκτίμηση της οικολογικής κτάστασης των ποταμών προτείνεται η χρήση του δείκτη STAR_ICM ως συμπληρωματικού στα φυσικοχημικά και υδρομορφολογικά δεδομένα. Είναι γεγονός πως δεν υπάρχει αρκετός χρόνος για την ανάπτυξη, εφαρμογή και επιβεβαίωση της καταλληλότητας ενός καινούργιου βιοτικού δείκτη για τα μακροασπόνδυλα. Επιπλέον, ο δείκτης STAR_ICM δίνει σχετικά ικανοποιητικά αποτελέσματα και επιτρέπει την άμεση σύγκριση με τους υπολοίπους δείκτες των κρατών μελών της Μεσογειακής, Κεντρικής και Βόρειας Γεωγραφικής Ομάδας Διαβαθμονόμησης.
- Για τους τύπους ποταμών R - M1 (μικρού μεγέθους ποτάμια σε μεσαίο υψόμετρο), R - M2 (μεσαίου μεγέθους ποτάμια σε χαμηλό υψόμετρο) και R - M4 (μικρού/μεσαίου μεγέθους ποτάμια των Μεσογειακών βουνών) έχουν καθοριστεί οι συνθήκες αναφοράς και έχουν υπολογιστεί τα όρια των κλάσεων οικολογικής ποιότητας, βάση του δείκτη STAR_ICM. Κρίνεται όμως απαραίτητη η επαλήθευση των ορίων αυτών και η εφαρμογή του δείκτη σε όλα τα ποτάμια της Ελλάδος.
- Διαπιστώνεται έλλειψη στοιχείων για τα ποτάμια διαλειπόμενης ροής (τύπος R - M5) και για τα μεγάλα μεγέθους ποτάμια που βρίσκονται σε χαμηλό υψόμετρο (τύπος R - M3). Ειδικότερα, οι απορροές των ποταμών διαλειπόμενης ροής (τύπος R-M5) στην Ελλάδα αποτελούν περίπου το 40% των απορροών των ελληνικών ποταμών. Επιπλέον, υπάρχει σημαντική έλλειψη δεδομένων για τα υπόλοιπα Βιολογικά ποιοτικά στοιχεία που αναφέρονται στην Οδηγία - Πλαίσιο (διάτομα, μακρόφυτα, ψάρια). Κρίνεται λοιπόν αναγκαία η συλλογή και επεξεργασία δεδομένων για τα ποτάμια τύπου R - M3 και R - M5. Ειδικότερα τα ποτάμια τύπου R - M5 πρέπει να μελετηθούν άμεσα, διότι οι απορροές τους είναι πολύ σημαντικές. Επιπλέον, πρέπει να συλλεχθούν και να επεξεργαστούν δεδομένα από όλους τους τύπους ποταμών για τα υπόλοιπα Βιολογικά Ποιοτικά Στοιχεία,

προκειμένου να αποκτηθεί μια πιο πλήρη εικόνα για την οικολογική κατάσταση των ποταμών.

- Η εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των παράκτιων υδατών με τη χρήση βιοτικών δεικτών βρίσκεται σε ικανοποιητικά επίπεδα. Στο άμεσο μέλλον θα πρέπει να επαληθευθούν τα όρια των κλάσεων οικολογικής ποιότητας των δεικτών BENTIX (βενθικά μακροασπόνδυλα) και EEI (μακρόφυτα) καθώς και να ολοκληρωθεί η ανάπτυξη των μεθόδων εκτίμησης που βασίζονται στα Αγγειόσπερμα. Επίσης πρέπει να επαληθευθούν τα όρια των κλάσεων της μεθόδου εκτίμησης που βασίζεται στο φυτοπλαγκτό.
- Για τα μεταβατικά ύδατα υπάρχει σημαντική έλλειψη στοιχείων και δεν έχουν καθοριστεί οι συνθήκες αναφοράς. Έτσι, προτείνεται η συλλογή πρωτογενών δεδομένων, τα οποία μπορεί να εισαχθούν σε προσομοιωτικά μοντέλα με στόχο τον καθορισμό των συνθηκών αναφοράς και των ορίων των κλάσεων οικολογικής ποιότητας. Επίσης, πρέπει να επαληθευθούν τα όρια των κλάσεων του δείκτη ISD.
- Για την εκτίμηση της οικολογικής κατάστασης των λιμνών θα πρέπει να συλλεχθούν περισσότερα δεδομένα με σκοπό την επαλήθευση των πρακαταρκτικών τιμών των παραμέτρων που μετρώνται. Γενικά, υπάρχει σημαντική έλλειψη δεδομένων που σχετίζονται με τα βιολογικά ποιοτικά στοιχεία, τα οποία πρέπει να συλλεχθούν και να επεξεργασθούν προκειμένου να εκτιμηθεί με συνέπεια η οικολογική κατάσταση των λιμνών.

Συμπερασματικά, τόσο η δημιουργία όσο και η εφαρμογή των βιοτικών δεικτών στην εκτίμηση της οικολογικής ποιότητας των υδάτινων σωμάτων απαιτεί ιδιαίτερη προσοχή, διότι τα οικοσυστήματα, και κατά συνέπεια οι οργανισμοί που ενδιααιτούν σε αυτά, έχουν ιδιαίτερα εγγενή χαρακτηριστικά και δέχονται ανθρωπογενείς επιδράσεις, ο διαχωρισμός των οποίων δεν είναι πάντοτε ευδιάκριτος. Για την ανάπτυξη ενός βιοτικού δείκτη απαιτούνται πολύ καλές γνώσεις της ταξινομικής και αυτοοικολογίας των οργανισμών, του τύπου ενδιαιτήματος στην εκτίμηση του οποίου στοχεύει ο δείκτης καθώς και των ιστορικών δεδομένων (η επεξεργασία των οποίων είναι ιδιαίτερα σημαντική) για αυτό τον τύπο. Επιπλέον,

απαιτείται ενδελεχής μελέτη του τρόπου δημιουργίας και λειτουργίας άλλων παρόμοιων δεικτών που πιθανώς υπάρχουν. Η εφαρμογή των βιοτικών δεικτών εξελίσσεται ραγδαία, τόσο στην Ελλάδα όσο και στις υπόλοιπες Ευρωπαϊκές χώρες, με έναυσμα τις απαιτήσεις της Οδηγίας - Πλαίσιο. Όμως, ο τρόπος εφαρμογής των δεικτών και των μεθόδων εκτίμησης και κυρίως η ερμηνεία των αποτελεσμάτων απαιτούν ιδιαίτερη προσοχή προκειμένου να παρέχονται έγκυρα αποτελέσματα. Σημαντικό ρόλο στην εκτίμηση παίζουν, επίσης, και τα φυσικοχημικά και υδρομορφολογικά στοιχεία. Η εγκυρότητα των αποτελεσμάτων έχει άμεσο αντίκτυπο στην ποιότητα των οικοσυστημάτων, καθώς η σχεδίαση ή μη των κατάλληλων δράσεων αποκατάστασης εξαρτάται άμεσα από την εκτίμηση. Επιπλέον, η λήψη μέτρων αποκατάστασης σε περιοχές όπου δεν είναι στην πραγματικότητα απαραίτητο (εξαιτίας λανθασμένης εκτίμησης της οικολογικής κατάστασης) έχει άμεσο αρνητικό οικονομικό αντίκτυπο.

Βιβλιογραφία

- Alba-Tercedor J., 2006. "Aquatic Macroinvertebrates", Biological Monitoring of Rivers: Application & Perspectives, Edited by G. Ziglio, M. Siligardi & G. Flaim, John Wiley & Sons Ltd.
- Αναγνωστοπούλου Μ., 1992. "The relationship between the macroinvertebrate community and water quality, and the applicability of biotic indices in the River Almopeos system (Greece)". A thesis submitted to the University of Manchester for the degree of M. Sc. in "Pollution & Environment Control", in the Faculty of Sciences, School of Biological Sciences.
- AQEM Consortium, 2002. "Manual for the application of the AQEM System. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0", www.aqem.de
- Armitage P. D., Moss D, Wright J. F., Furse M. T., 1983. "The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running - water sites". Water. Res., 17, pp. 333 - 347
- Artemiadou V. & Lazaridou M., 2004. "Evaluation Score and Interpretation Index for the ecological quality of running waters in Central and Northern Hellas". Environmental Monitoring and Assessment, 110, pp 1 - 40. DOI: 10.1007/s/10661-005-6289-7.
- Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B., 1999. "Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish", Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C
- Basset A., Sabetta L., Fonnesu A., Mouillot D., Do Chi T., Viaroli P., Reizopoulou S., Carrada C., 2006. "Typology in Mediterranean transitional waters: new challenges and perspectives". Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems, 16, pp 441-455.
- Borja A., Franco J., Perez V., 2000. "A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft - bottom benthos within European estuarine and coastal environments". Marine Pollution Bulletin, 40 (12), pp 1100 - 1114
- Borowitzka M. A., 1972. "Intertidal algal species diversity and the effects of pollution". Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 25 pp 73 - 84
- Brabec K., Zahradkova S., Nemejcova D., Paril P., Kokes J., Jarkovsky J., 2004. "Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats". Hydrobiologia, 516, pp 331 - 346

- Brinkhurst R. O., 1974. "The Benthos of Lakes" The MacMillan Press, London
- Buffagni A., Ebra S., Cazzola M. & Kemp J. L. (2004). "The AQEM multimetric system for the southern Italian Alpines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers". *Hydrobiologia*, 516, pp 313 - 329
- Γιαννάκου Ουρ., (2000): "Εκτίμηση της επίδρασης της οργανικής ρύπανσης στην ποιότητα των ρεόντων υδάτων με τη χρήση βενθικών μακροασπόνδυλων οργανισμών", Διδακτορική Διατριβή, Αριστοτέλειο Πανεπιστήμιο Θεσσαλονίκης, Τμήμα Κτηνιατρικής, Εργαστήριο Οικολογίας και Προστασίας Περιβάλλοντος. Θεσσαλονίκη 2000.
- Casazza G., Lopez y Royo C., Spada E., Silvestri C., 2005. "Science and policy integration: ecological classification of Mediterranean coastal waters". *Proceedings of the Seventh International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 05*, E. Ozhan (Editor), 25 - 29 Οκτωβρίου 2005, Kusadasi, Τουρκία
- Cloern, J. E., 2001. "Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, pp 223 - 253
- Cook S. K., 1976. "Quest for an index for community structure sensitive to water pollution". *Envir. Pollut.*, 11, pp 269 - 288
- Crooks S., Turner R. K., 1999. "Integrated coastal management: sustaining estuarine natural resources". *Estuaries*, Nedwell D. B., Raffaelli D. G., *Advances in ecological research*, Academic Press, 29, pp 241 - 289.
- Crowe T.P., Thompson R. C., Bray S., Hawking S. J., 2000. "Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities". *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7, pp 273 - 297
- Davies P.E. 2000. "Development of a national river bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia". In: *Assessing the Biological Quality of Freshwaters - RIVPACS and other techniques*, Wright J. F., Sutcliffe W., Furse M. T.. *Freshwater Biological Association: Ambleside, UK*, pp 113 - 124
- De Cooman W., Florus A., Vangheluwe M., Janssen C., Heylen S., De Pauw N., Rillaerts E., Meire P., Verheyen R., 1999. "Sediment characterisation of rivers in Flanders. The Triad Approach". *Characterisation and treatment of sediments. CATS 4 Proceedings*, De Schutter G. (ed). PIH: Antwerp, Belgium. pp 351 - 363
- Dell'Uomo O. A. (1996) Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study. In: *Whitton BA and Rott. Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck. pp 65-73.

- DeNoyelles, F.D., Kettle, W., Sinn, D.E., 1982. The responses of plankton communities in experimental ponds to atrazine, the most heavily used pesticide in the United States. *Ecology* 63, pp 1285–1293.
- DePauw N. & Heylen S., 2001. "Biotic Index for sediment quality assessment of watercourses in Belgium". *Aquat. Ecol.* 35, pp 121 – 133
- De Pauw N. & Vanhooren G., 1983. "Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium". *Hydrobiologia*, 100, 1, pp 153 – 168
- DePauw N., Wim G. & Goethals L. M. P., 2006, "River Monitoring and Assessment Methods Based on Macroinvertebrates", *Biological Monitoring of Rivers: Application & Perspectives*, Edited by G. Ziglio, M. Siligardi & G. Flaim, John Wiley & Sons, Ltd.
- ΕΛΚΕΘΕ, 2003. "Συλλογή και Αξιολόγηση Οικολογικών Δεδομένων Ποταμών και Λιμνών για την εφαρμογή της Οδηγίας 2000/60. Τελική Έκθεση". Επιμέλεια: Διαπούλης Α., Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών. Ινστιτούτο Εσωτερικών Υδάτων.
- ΕΛΚΕΘΕ, 2006. "Εφαρμογή στην Ελλάδα της Οδηγίας Πλαίσιο για τα ύδατα 2000/60/ΕΕ. Άσκηση Διαβαθμονόμησης Οικολογικών Κριτηρίων". Τεχνική Έκθεση. Επιστ. Υπεύθυνος Α. Διαπούλης, Επιμέλεια Π. Παναγιωτίδης, Ν. Σύμπουρα, Κ. Γκριτζαλης, Β. Τσιαούση. Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών. Αθήνα
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 1 Rivers, Section 1 Benthic Invertebrates. Annex A – National methods: Class boundary setting procedure.
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 2 Benthic Invertebrates.
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 4 Macroalgae.
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 5 Angiosperms.
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 3 Coastal & Transitional Waters, Section 3 Phytoplankton.
- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 2 Lakes, Section 2 Chlorophyll – a concentration

- European Commission Directorate General Joint Research Center (JRC), Institute of Environment and Sustainability, 2007, MedGIG Intercalibration technical report – Part 2 Lakes, Section 3 Phytoplankton Composition
- Fisher S. G., Likens G. E., 1973. "Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism". *Ecological Monographs*, [Ecological Society of America](#), 43, 4, pp 421-439
- Ghetti P. F., 1997. "Manuale di applicazione: Indice Biotico Esteso (I.B.E.), Provincia autonoma di Trento. APPA, Trento 1997
- Ghetti, F. P. & Ravera, O., 1993. "A european perspective on biological monitoring". *Biological Monitoring of Aquatic Systems*. S. Loeb & A. Spacie. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Gianferrari L, 1927 "Diagnosi preliminare di due nuove specie ittiche di Rodi", *Atti. Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor. Nat. Milano*, LXVI, pp 123 - 125
- Gibson G. R., Bowman M. L., Gerritsen J., Snyder B. D., 2000. "Estuarine and coastal marine waters: Bioassessment and biocriteria technical guidance". EPA 822 - B - 00 - 024. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Glémarec M., 1986. "Ecological Impact of an oil - spill : utilization of biological indicators". IAWPRC - NERC Conference, July 1985. IAWPRC J. 18, 203 - 211
- Grall J., Glémarec M. 1997. "Using Biotic Indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44 (suppl. A), 43 - 53
- Gray J. S., 1979. "Pollution - induced changes in populations". *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, 286, pp 545 - 561
- Gray J. S., Aschan M., Carr M. R., Clarke K. R., Green R. H., Pearson T. H., Rosenberg R & Warwick R. M., 1988. "Analysis of communities attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment". *Mar. Ecol - Progr. ser.*, 46, pp 151 - 165
- Gritzalis K. (2006), "Biological Monitoring of Mediterranean Rivers with special reference to Greece", *Biological Monitoring of Rivers: Application & Perspectives*, Edited by G. Ziglio, M. Siligardi & G. Flaim, John Wiley & Sons, Ltd.
- Haslam S. M., 1978. "River Plants: The Macrophytic Vegetation of Watercourses". Cambridge University Press.
- Heip C. 1974. "A new index measuring index". *Journal of the Marine Biological Association*, 54, pp 555 - 557
- Hellawell, J.M., 1986. "Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management". Elsevier Applied Science Publishers, London.

- Hering D., Moog O., Sandin L, Verdonshot F. M. P. 2004. "Overview and application of the AQEM assessment system", *Hydrobiologia*, 516, pp 1-20
- Hill M. O., 1973. "Diversity and evenness. A unifying notation and its consequence". *Ecology*, 61, pp 225 - 236
- Hily C., 1984. "Variabilité de la macrofaune benthique dans le milieu hypertrophique de la Rade de Brest". Thèse de Doctorat d'Etat. Université de Bretagne Occidentale, 1, pp. 359, 2, pp. 337
- Hily C., 1984. "Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest". These de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale, 1, pp 359, Vol. 2, pp 337.
- Hutchinson, G.E. 1975. "A treatise of limnology: Volume III". *Limnological Botany*. J. Wiley and Sons, New York, NY.
- Illies J., 1978. "Limnofauna Europaea. A checklist of the animals inhabiting European Inland Waters, with account to their distribution and ecology", 2nd edn.,Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Illies J., Botosaneanu L., 1963. "Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique". *Mitt. Internat. Verein. Limnol.*, 12, pp 1 - 57
- Johnson, R. K., T. Wiederholm & D. M. Rosenberg, 1993. "Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates". Rosenberg, D. M. & V. H. Resh, *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York; pp 40-158.
- Karaouzas I., Gritzalis K., Skoulikidis N., 2007. "Land use effect on macroinvertebrate assemblages and stream quality along an agricultural river basin". *Fresenius Environmental Bulletin*, 16 (6), pp 645-653.
- Κουσουρή, Θ., 1998. "Το νερό στη φύση, στην ανάπτυξη, στην προστασία του περιβάλλοντος", *Μονογραφίες Θαλάσσιων Επιστημών, Εθνικό Κέντρο Θαλάσσιων Ερευνών*
- Λαζαρίδου Μ., 2008. "Οι υδάτινοι πόροι της χώρας μας", *ΚΥΡΙΑΚΑΤΙΚΗ Ελευθεροτυπία* (20/04/2008).
- Lafontaine A., De Brabander K., Vanhooren G., Huygh A., Nef L., Persoone G., De Pauw N., Verheyen R., Micha J. C., Schmitz A., & Reisen C., 1979. "Cartes de la Qualité Biologique des cours d'eau en Belgique. Ministère de la Santé Publique et de la Famille, Institut d'Hygiene et d' Epidemiologie, 14, Rue Juliette Wijtsman, B-1050 Bruxelles, pp 61
- Lenoir A. and Coste M., 1996. "Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network". *Use of Algae for*

- Monitoring Rivers II. Whitton BA and Rott E., Institut für Botanik, Universität Innsbruck, pp 29-43.
- Leppakoski E., 1975. "Assessment of degree pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments". Act. Acad. Aboen., Ser. B, 35, pp 1 - 90
- Lobban, C., Harrison P. J., 1994. "Seaweed ecology and physiology". Cambridge University Press. pp 366
- Logan P., 2001. "Ecological Quality assessment of rivers and integrated catchment management in England and Wales". Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. J. Limnol., 60 (Suppl.1), pp 25 - 32
- Lorenz A., Hering D., Feld C. K., Rolaufts P., 2004. "A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types", Hydrobiologia, 516, pp 107 - 127
- Ludwig J. A., Reynolds J. F., 1988. "Statistical Ecology: a primer on methods and computing". John Willey & Sons.
- Margalef R., 1958. "Information theory in ecology". General Systems, 3, pp 36-71.
- Mason C.F., 1991. "Biology of Freshwater Pollution". Longman Scientific and Technical, Essex.
- Matthews R. A., Buikema A. I., Cairns. J., Rogers J. H., 1982. "Biological Monitoring Part IIA - Receiving system functional Methods, relationship and indices". Water Research, 16, pp 129 - 139
- Menhinick E.F., 1964. "A comparison of some species individual diversity indices applied to samples of field insects". Ecology, 45, pp 859-861.
- Metcalf J. L., 1989. "Biological Water Quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe". Environmental Pollution., 60, pp 101 - 139
- Moog Otto, Schmidt - Kloiber Astrid, Ofenböck Thomas & Gerritsen Jeroen, 2004. "Does ecoregion approach support the typological demands of the EU Water Framework Directive". Hydrobiologia, 516, pp 21 - 33, 2004, D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin, Integrated Assessment of Running Waters in Europe, Kluwer Academic Publishers, Printed in Netherlands
- Mouillot D., Spatharis S., Reizopoulou S., Laugier T., Sabetta L., Basset A. & T. Do Chi, 2006. "Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities". Aquatic conservation: Marine and freshwater ecosystems, 16, pp 469-482.
- Nijboer R. C., Johnson R. K., Verdonschot F. M. Piet, Sommerhäuser M. & Buffagni A., 2004. "Establishing Reference conditions for European streams". Hydrobiologia, 516, pp 91-105, 2004, D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin, Integrated

Assessment of Running Waters in Europe, Kluwer Academic Publishers, Printed in Netherlands

- Orfanidis S., Panagiotidis P., Stamatis N., 2003. "An insight to the ecological evaluation index (EEI)". *Ecological Indicators*, 3, pp 27 – 33.
- Orfanidis S., Panagiotidis P., Stamatis N.. 2001. "Ecological Evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes – based model", *Mediterranean Marine Science*, 2/2, pp 45 – 65
- Pagou K., Siokou – Frangou I., Papathanassiou E., 2002. "Nutrients and their ratios in relation to eutrophication and HAB occurrence. The case of Eastern Mediterranean coastal waters". Sekond Workshop on "Thresholds of Environmental Sustainability: The case of nutrients", 18 – 19 June, 2002, Brussels
- Panayotidis P., Montesanto B., Orfanidis S., 2004. "Use of low – budget monitoring of macroalgae to implement the European Water Framework Directive". *Journal of Applied Phycology*, 16, pp 49 – 59
- Peet A. K., 1974. "The measurement of species diversity". *Annual Review of Ecology & Systematics*, 5, pp 285 – 307
- Peres F., Coste M., Ribeyre F., Ricard M. & Boudou A., 1997. "Effects of methylmercury and inorganic mercury on periphytic diatom communities in freshwater indoor microcosm". *Journal of Applied Phycology*, 9 (3), pp 215-227.
- Pielou E. C., 1966. "Species Diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.*, 10, pp 370 – 383
- Pinto P., Morais M., Ilhéu M. & Sandin L. 2006, "Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales". *Hydrobiologia*, 566 (1), pp 75 – 90
- Pires A. M., Cowx I. G. & Coelho M. M., 2000. " Benthic Macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal)". *Hydrobiologia*, 453, 167 – 175
- Regier H. A., Corwell E. B., 1972. "Applications of ecosystem theory, succession, diversity, stability, stress and conservation". *Biological Conservation*, 4 (2): 83 – 88
- Reizopoulou S. & Nicolaidou A., 2007. "Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons". *Hydrobiologia*, 577 (1), pp 141-149
- Reynoldson T. B., Day k. E., Pascoe T., 2000."The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes". *Assessing the Biological Quality of Freshwaters – RIVPACS and Other Techniques*, Wright J. F., Sutcliffe W. & Furse M. T., Freshwater Biological Association: Ambleside, UK, pp. 165 – 180



- Rolauffs P., Stubauer I., Zahrádkova S., Brabec K. & Moog O. (2004). "Integration of the Saprobic System into European Union Water Framework Directive: Case studies in Austria, Germany and Czech Republic". *Hydrobiologia*, Kluwer Academic Publishers, 516, pp 285 - 298,
- Rosenberg D.M. & Resh V.H., 1993. "Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates". D.M. Rosenberg and V.H. Resh. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Rosenberg D. M. & Resh V. H., 1993. "Freshwater and Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates". Chapman & Hall, New York, NY, USA
- Rossaro B., Marziali L., Cardoso A. C., Solimini A. G., Free G., Giacchhini R., 2006. "A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes". *Ecological Indicators*. ISSN 1470-160X, pp 419-429
- Round F. E., Crawford R. M. & Mann D. G., 1990. "The diatoms. Biology and morphology of the genera". Cambridge University Press, Cambridge
- Salen - Picard C., 1983. "Schémas d'évolution d'une biocénose macrobenthique du substrat meuble". *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 296, pp 587 - 590
- Schmid - Kloiber Astrid & Nijboer C. Rebi, 2004. "The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes". *Hydrobiologia*, 516, pp 269-283, *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*, D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin, Kluwer Academic Publishers, Printed in Netherlands
- Shannon C.E. & Weaver W., 1949. "The Mathematical Theory of Communication". University of Illinois Press, Urbana.
- Sheldon A. L., 1969. "Equitability indices: dependence of the species count". *Ecology* 50, pp 466 - 467
- Simboura N., Panayotidis P., Papathanassiou E., 2005. "A synthesis of the biological quality elements for the implementation of the European Water Framework Directive in the Mediterranean ecoregion : The case of Saronikos Gulf". *Ecological Indicators*, 5, pp 253 - 266.
- Simboura N., Zenetos A., 2002. "Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index". *Mediterranean Marine Science.*, 3(2), pp 77 - 111
- Simpson E. H., 1949. "Measurement of Diversity". *Nature*, 163, pp 688
- Smith M. J., Kay W. R., Edward D. H., Papas P. J., Richardson K. S. J., Simpson J. C., Pinder A. M., Cale D. J., Horwitz P. H. J., Davis J. A., Yung F. H., Norris R. H., Halse S. A., 1999. "AusRivAS: using a macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia". *Freshwater Biol*, 41, pp 269 - 282

- Solimini G., Cardoso A. C., Heiskanen A. S. 2006. "Indicators and Methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive. Linkages between chemical and biological quality of surface water". European Commission, Joint Research Center
- Solimini G. A., Free G., Donohue I., Irvine K., Pusch M., Rossaro B., Leonard Sandin L., Cardoso A. C., 2006. "Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of lakes. Current Knowledge and Way Forward to Support WFD implementation". Institute for Environment and Sustainability. European Commission. Joint Research Center
- Steneck R. S., Dethier M. N., 1994. "A functional group approach to the structure of algal - dominated communities". *Oikos*, 69 (3), pp 476 - 498.
- Steneck R. S., Walting L., 1982. "Feeding capabilities and limitation of herbivorous mollusks: A functional group approach. *Marine Biology*, 68, pp 299 - 319
- Stoumboudi M., Barbieri R., Mamuris Z., Corsini - Foka M. J., & Economou A., 2002. "Threatened fishes of the world: *Ladigesocypris ghiigi* (Gianferrari) 1927, (Cyprinidae)". *Environ. Biol. Fish*, 65, pp 340
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio - Polatera P., 2002. "Invertébrés d'Eau Douce. Systématique, Biologie, Écologie. CNRS Editions: Paris, France
- Tuffery G., Verneaux J., 1968. "Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond. Ministère de l'Agriculture (France), Centre National d'Etudes techniques et de recherches technologiques pour l'agriculture, les forêts et l'équipement rural "C. E. R. A. F. E. R.", Section Pêche et Pisciculture, pp 23
- UNEP, 1991. "Freshwater Pollution". UNEP/GEMS Envir. Libr., 6, Nairobi
- Vannote R. L., Minshall K. W. Cummins, Sedell J. R., Cushing C. E., 1980. "The River Continuum concept". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, pp 130 - 137
- Verdonschot F. M. Piet & Nijboer C. Rebi, 2004. "Testing of European Stream Typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates". *Hydrobiologia*, 516, pp 35 - 54, Integrated Assessment of Running Waters in Europe, D. Hering, P.F.M. Verdonschot, O. Moog & L. Sandin, Kluwer Academic Publishers, Printed in Netherlands
- Vila M., Camp J., Flo E., Garcés E., Sampedro N., 2005. "Phytoplankton used as indicator of environmental quality in Mediterranean waters. ACA - ICM Working Document presented to the Integration of the WFD Mediterranean Geographical Intercalibration Group on coastal and transitional waters" 7 - 8 February 2005, JRC, Ispra, Italy

- Ward J. V., 1992. "Aquatic Insect Ecology: 1. Biology and Habitat". Published by John Wiley & Sons, Inc.. Printed in the United States
- Wilson J. G., 2003. "Evaluation of Estuarine quality status at system level using the Biological Quality Index and the Pollution Load Index". *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 103B (2), pp 49 - 57
- Word J. O., 1979. "The Infaunal Trophic Index". Southern California Coastal Water Research Project. Annual Report, El Segundo, California, pp 19 - 39
- Wright J. F., Furse M. T., Armitage P. D., 1993. "RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in U.K.". *Eur. Water Quality Control*, 3, pp 15 - 25
- Wright J. F., Sutcliffe W., Furse M. T., 2000. "Assessing the Biological Quality of Freshwaters - RIVPACS and Other Techniques". Freshwater Biological Association: Ambleside, UK.
- Woodiwiss, F. S., 1964. "The biological system of stream classification used by the Trent River Board". *Chemistry & Industry*, pp 443 - 447
- Woodiwiss F. S., 1964. "The biological System of stream classification used by the River Trend Board". *Chem. Indust.*, 14, pp 443 - 447

Παράρτημα

Πρωτόκολο του Τόπου Δειγματοληψίας
(" Site Protocol", www.aqem.de)

site name	date	sample no.	investigator
Site related information: Site description			
1 map (No., scale)	2 stream name		
	3 stream system (river flowing into the sea)		
	4 country		
	5 federal state		
	6 map no.		
	7 longitude (degree, min, sec)		
	8 latitude (degree, min, sec)		
9 distance to source [km]			
10 stream order (Strahler system)	11 slope of the valley floor [%]		
12 subregion (if applicable)	13 ecoregion and ecoregion no.		
14 altitude of sampling site [m a. s. l.]	15 altitude class		
16 catchment area [km ²] at sampling site	17 size class based on catchment area		
18 Geology (dominant type)	19 geology class		
20 stream type (mark system and fill in name) <input type="checkbox"/> System A <input type="checkbox"/> System B			
21 photographs (a. downstream) 		(b. upstream) 	
22 short description			

WFD Categories

site name	date	sample no.	investigator	
Sample related information, to be recorded at each sampling date (copy if necessary)				
23 MINERAL SUBSTRATES (5% steps, mark substrates <5% with 'X')		% of coverage (5% classes); sum of mineral and biotic microh. = 100%	no. of replicates for sample	x = artificial substrate 'technolithal'
hygropetric sites water layer on solid substrates		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
megalithal >40 cm large cobbles, boulders and blocks, bedrock		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
macrolithal >20 cm to 40 cm coarse blocks, head-sized cobbles, with a variable percentages of cobble, gravel and sand		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
mesolithal >6 cm to 20 cm fist to hand-sized cobbles with a variable percentage of gravel and sand		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
microlithal >2 cm to 6 cm coarse gravel, (size of a pigeon egg to child's fist) with variable percentages of medium to fine gravel		<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="checkbox"/>
akal >0.2 cm to 2 cm fine to medium-sized gravel		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
sand and mud		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
silt, loam, clay (inorganic)		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
phytal floating stands or mats of macrophytes, lawns of bacteria or fungi, and tufts, often with aggregations of detritus, moss or algal mats		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
algae filamentous algae, algal tufts		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
submerged macrophytes macrophytes, including moss and Characeae		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
emergent macrophytes e.g. <i>Typha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
living parts of terrestrial plants fine roots, floating riparian vegetation		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
xylal (wood) tree trunks, dead wood, branches, roots		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
CPOM deposits of coarse particulate organic matter, e.g. fallen leaves		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
FPOM deposits of fine particulate organic matter		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
organic mud mud and sludge (organic) = pelal		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
debris organic and inorganic matter deposited within the splash zone area by wave motion and changing water levels, e.g. mussel shells, snail shells		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
sewage bacteria, -fungi and sapropel sewage bacteria and -fungi, (<i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitus</i>), sulphur bacteria (e.g. <i>Beggiatoa</i> , <i>Thiothrix</i>), sludge		<input type="text"/>	<input type="text"/>	
→		sum = 100%	sum = 20	

site name	date	sample no.	investigator
-----------	------	------------	--------------

Sample related information, to be recorded just once

Stream morphology and hydrology at sampling site (☺ = one mark, ☹ = more than one mark possible)

25 valley form ☺

canyon



V-shaped valley



trough



meander valley



U-shaped valley



plain floodplain



26 channel form ☺

meandering



braided



anabranching



sinuate



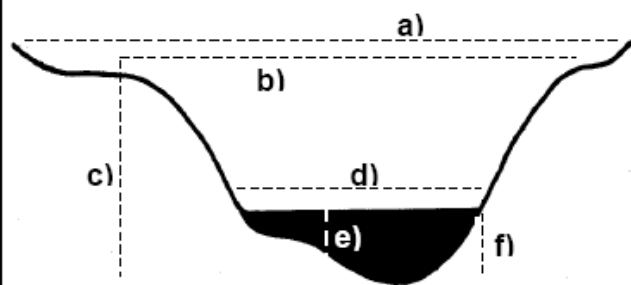
constrained (natural)



constrained (artificial)



27 cross section



a) width of floodplain [m] _____

b) flood prone area width [m] _____

c) entrenchment depth [m] _____

d) average stream width [m] _____

e) mean depth water body [m] _____

f) maximum depth water body [m] _____

28 relation riffles/pools [share of pools%] estimated for a stretch 20 x av. stream width or 100 m, whichever is longer

29 debris dams ☺ (POM accumul. >0.3 m³) at sampling site

none few several many

30 logs ☺ (>10 cm Ø) at sampling site

none few several many

31 bank and bed fixation ☺

	left shoreline	bed	right shoreline
concrete without seams	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
concrete with seams	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stones	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
wood	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
trees	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stone plastering with interstices	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
stone plastering without interstices	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
other materials _____	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
no bank fixation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

32 dams

yes no ?

33 oth. transv. structures

yes no ?

34 pulse releases

yes no ?

35 water abstract.

yes no ?

36 stagnation

yes no ?

37 torrent modification

yes no ?

38 channelg. for navigation

yes no ?

39 straightening

yes no ?

40 removal of CWD

yes no ?

41 cut-off meanders

yes no ?

42 scouring [m bel. surface]

yes no [m] ?

43 culverting

yes no ?

44 fire incident

yes no ?

45 waste

yes no

46 others

site name		date		sample no.		investigator	
Sample related information, to be recorded just once							
Hydrology and water chemistry at sampling site							
47 hydrologic stream type							
<input type="checkbox"/> permanent <input type="checkbox"/> periodic (regularly) <input type="checkbox"/> summer-dry <input type="checkbox"/> winter-dry <input type="checkbox"/> episodic (non predictable)							
48 velocity (dominant) [m/s]							
mean <input type="checkbox"/> <0.2 m/s <input type="checkbox"/> 0.2-0.4 m/s <input type="checkbox"/> 0.4-0.8 m/s <input type="checkbox"/> >0.8 m/s maximum <input type="checkbox"/> <0.2 m/s <input type="checkbox"/> 0.2-0.4 m/s <input type="checkbox"/> 0.4-0.8 m/s <input type="checkbox"/> >0.8 m/s							
49 discharge (actual, estimated) [l/s]							
<input type="checkbox"/> <10 l/s <input type="checkbox"/> 10-300 l/s <input type="checkbox"/> 300-1,000 l/s <input type="checkbox"/> 1,000-10,000 l/s <input type="checkbox"/> >10,000 l/s							
50 colour				51 odours		52 turbidity	
<input type="checkbox"/> blue <input type="checkbox"/> grey <input type="checkbox"/> red <input type="checkbox"/> green <input type="checkbox"/> yellow <input type="checkbox"/> brown <input type="checkbox"/> black <input type="checkbox"/> colourless				<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no		<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no	
53 foam		54 reduction phenomena (ferrosulfides below stones)				55 sewage	
<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no		<input type="checkbox"/> partly <input type="checkbox"/> frequently <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?				<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no	
56 water temperature [°C]		57 pH-value		58 conductivity [µS/cm]		59 dissolved oxygen content [mg/l]	
61		62		63		64	
65							
Shoreline and floodplain morphology							
66 shading at zenith (foliage cover)							
<input type="checkbox"/> 0% <input type="checkbox"/> 20% <input type="checkbox"/> 40% <input type="checkbox"/> 60% <input type="checkbox"/> 80% <input type="checkbox"/> 100%							
67 woody riparian vegetation at sampling site (mark left <input type="checkbox"/> and <input type="checkbox"/> right shoreline separately)							
<input type="checkbox"/> 0-25% <input type="checkbox"/> 25-50% <input type="checkbox"/> 50-75% <input type="checkbox"/> 75-100%							
68 average width of woody riparian vegetation (mark left <input type="checkbox"/> and <input type="checkbox"/> right shoreline separately)							
<input type="checkbox"/> 0-1 m <input type="checkbox"/> 1-5 m <input type="checkbox"/> 5-10 m <input type="checkbox"/> 10-20 m <input type="checkbox"/> 20-50 m <input type="checkbox"/> >50 m							
69 land use in the floodplain (1 km length) (1 = sparse, 2 = moderate, 3 = dominant)							
left		right		left		right	
<input type="checkbox"/> deciduous native forest		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> reeds		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> coniferous native forest		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> alpine heath		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> mixed native forest		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> naturally unvegetated		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> evergreen non conifer. forest		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> standing waters		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> wetland (mire)		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> non-native forests		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> open grass-/bushland		<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/> macchie		<input type="checkbox"/>	
<input type="checkbox"/> meadow		<input type="checkbox"/>				<input type="checkbox"/>	
70 impoundments at sampling site		71 removal/lack of natural floodplain vegetation				72 non-native woody riparian vegetation	
<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no		<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?				<input type="checkbox"/> yes <input type="checkbox"/> no <input type="checkbox"/> ?	
73 number of standing water bodies in the floodplain							
<input type="checkbox"/> side arms connected to the river/stream <input type="checkbox"/> no standing water bodies present <input type="checkbox"/> temporary side arms recently disconnected from the river/stream <input type="checkbox"/> permanent side arms recently disconnected from the river/stream <input type="checkbox"/> side arms abandoned years/decades ago in the process of silting up <input type="checkbox"/> standing water bodies located in the floodplain and fed by tributaries <input type="checkbox"/> other types (please specify)							

