

ΜΟΥΣΕΙΟ ΓΟΥΛΑΝΔΡΗ ΦΥΣΙΚΗΣ ΙΣΤΟΡΙΑΣ  
ΕΛΛΗΝΙΚΟ ΚΕΝΤΡΟ ΒΙΟΤΟΠΩΝ - ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ

## Μεθοδολογία Ομαδοποίησης Υγροτόπων με Πολλαπλά Κριτήρια

Α. Τρούμπης, Δ. Μέμτσας και Α. Μελιάδου



1993

Το Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων - Υγροτόπων (ΕΚΒΥ) ιδρύθηκε το 1991 ύστερα από πρόταση του ΥΠΕΧΩΔΕ προς την Επιτροπή των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων, με βάση το συμβόλαιο αριθμός Β91/91/SIN/8192 μεταξύ της Επιτροπής Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων (Γεν. Διεύθυνση ΧΙ) και του Μουσείου Γουλανδρή Φυσικής Ιστορίας.

The Greek Biotope/Wetland Centre has been established in 1991, following a proposal to CEC by the Greek Ministry of Environment, Physical Planning and Public Works, under CEC Contract Number B91/91/SIN/8192 between the Commission of European Communities (DG XI) and the Goulandris Natural History Museum.

*Η παρούσα εργασία έγινε με συγχρηματοδότηση του Ελληνικού Κέντρου Βιοτόπων-Υγροτόπων και της Επιτροπής Ερευνών του Πανεπιστημίου του Αιγαίου.*

*The present work was co-funded by the Greek Biotope/Wetland Centre and the Research Unit of the University of the Aegean.*

*Η πλήρης αναφορά στην εργασία αυτή έχει ως εξής:*

Τρούμπης Α., Δ. Μέμτσας και Α. Μελιάδου. 1993. Μεθοδολογία ομαδοποίησης υγροτόπων με πολλαπλά κριτήρια. Ελληνικό Κέντρο Βιοτόπων - Υγροτόπων (ΕΚΒΥ) και Τομέας Διαχείρισης Οικοσυστημάτων, Πανεπιστήμιο του Αιγαίου. 51 σελ.

*This document may be cited as follows:*

Troumbis A., D. Memtsas, and A. Meliadou. 1993. Multiple criteria grouping methodology for wetland ecosystems. Greek Biotope/Wetland Centre and Section of Ecosystem Management, University of the Aegean. 51 pp. (In Greek, English summary).

# ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ ΟΜΑΔΟΠΟΙΗΣΗΣ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ ΜΕ ΠΟΛΛΑΠΛΑ ΚΡΙΤΗΡΙΑ<sup>1</sup>

Α.Ι. Τρούμπης<sup>2</sup>, Δ. Μέμτσας<sup>2</sup> και Α. Μελιάδου<sup>2</sup>

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Το κρίσιμο πρόβλημα της διαχείρισης (με την έννοια της διατήρησης) του φυσικού περιβάλλοντος σε ευρείες γεωγραφικές ζώνες -συνήθως σε εθνικό επίπεδο- είναι η επιλογή των προστατευτέων περιοχών, αυτών δηλαδή που περικλείουν "φυσικές βιοκατοικίες" (natural habitats) που είναι αντιπροσωπευτικά δείγματα του συνόλου, ει δυνατόν, της οικολογικής ποικιλότητας.

Το κριτήριο της αντιπροσωπευτικότητας των προστατευτέων βιοτόπων/βιοκατοικιών δεν έχει συστηματικά εφαρμοσθεί στη διεθνή πρακτική του σχεδιασμού συστημάτων φυσικών αποθεμάτων και η επιλογή των προστατευτέων περιοχών γίνεται συνήθως με συγκυριακά κριτήρια (π.χ. έξαρση ενός τοπικού περιβαλλοντικού προβλήματος) ή στη βάση *ad hoc* αποφάσεων (π.χ. επιλογή ελληνικών βιοτόπων προς ένταξη στο δίκτυο NATURA 2000). Η μη επιτυχής αντιπροσώπευση του πλήρους φάσματος των βιοκατοικιών/βιοτόπων μίας γεωγραφικής ζώνης στο δίκτυο των προστατευτέων περιοχών μειώνει την αποτελεσματικότητα του σχεδιασμού της προστασίας σε εθνικό επίπεδο, λόγω του άστοχου καταμερισμού χρήσεων στα περιορισμένης έκτασης φυσικά υπολείμματα (natural remnants) και του επίσης άστοχου επιμερισμού της προσπάθειας και των κονδυλίων για την προστασία της φύσης.

Κάθε προσπάθεια διατήρησης της ποικιλότητας σε μία γεωγραφική ζώνη οφείλει κατά συνέπεια να στοχεύει στη διάκριση των ομάδων βιοτόπων/βιοκατοικιών που συμπληρωματικά καλύπτουν το σύνολο της ποικιλότητας της ζώνης. Η τυποποίηση διακριτών ομάδων βιοτόπων/βιοκατοικιών αποτελεί προϋπόθεση για την εφαρμογή οιοδήποτε πρωτοκόλλου επιλογής των προστατευτέων περιοχών από το σύνολο των φυσικών υπολειμμάτων μίας ζώνης.

- 
1. *Η παρούσα εργασία έγινε με συγχρηματοδότηση του Ελληνικού Κέντρου Βιοτόπων-Υγροτόπων (14ο χιλιόμετρο Θεσσαλονίκης-Μηχανιώνας, 57001 Θέρμη) και της Επιτροπής Ερευνών του Πανεπιστημίου Αιγαίου (Καραντώνη 17, 81100 Μυτιλήνη).*
  2. *Αναπληρωτής καθηγητής Διαχείρισης Οικοσυστημάτων και Ειδικοί Μεταπτυχιακοί Υπότροφοι αντίστοιχα.*

Ο ελλαδικός χώρος εμφανίζει ιδιαίτερα υψηλές τιμές βιολογικής ποικιλότητας. Οι υγρότοποι αποτελούν ένα από τα κυριώτερα συστατικά στοιχεία της οικολογικής ποικιλότητας της χώρας, ενώ οι οργανισμοί που περικλείουν συνεισφέρουν σημαντικούς αριθμούς ειδών στους καταλόγους της χλωρίδας και της πανίδας της (ιδιαίτερα για τις συστηματικές ομάδες της ορνιθοπανίδας και της ερπετοπανίδας).

Στα πλαίσια της προαναφερθείσας προσέγγισης της διαχείρισης, οι υγρότοποι πρέπει να αποτελούν ένα από συμπληρωματικά στοιχεία του δικτύου των προστατευτέων περιοχών. Σύμφωνα με τους Τσιούρη και Γεράκη (1991), στην Ελλάδα εντοπίζονται 260 τουλάχιστον υγροτοπικά οικοσυστήματα, μία πολυπληθής δηλαδή ομάδα όπου αντιπροσωπεύεται το σύνολο σχεδόν των υγροτοπικών τύπων. Η ρεαλιστική θεώρηση της πολιτικής περιβάλλοντος στην Ελλάδα κατατείνει στην υιοθέτηση της άποψης ότι είναι μάλλον απίθανη η διατήρηση του συνόλου των υγροτόπων και ότι η ευκτέα στρατηγική διατήρησης της ποικιλότητας των υγροτόπων πρέπει να στοχεύει:

- α. στη διάκριση συγκεκριμένων ομάδων υγροτόπων, οι οποίες να αντιπροσωπεύουν το σύνολο των διαφορετικών υγροτοπικών τύπων και των συνδυασμών βιοκατοικιών ανά υγρότοπο,
- β. στη μεγιστοποίηση του αριθμού των προς προστασία αντιπροσωπευτικών υγροτόπων κάθε ομάδας.

Καθίσταται, κατά συνέπεια, επιτακτική η ανάγκη αναγνώρισης διακριτών ομάδων υγροτοπικών οικοσυστημάτων και κατάταξης των ελληνικών υγροτόπων σ' αυτές τις ομάδες. Η διάκριση των ομάδων πρέπει να γίνεται με βάση τα φυσικά γνωρίσματα των υγροτόπων αλλά και το καθεστώς χρήσεων γής που εφαρμόζονται στην ευρύτερη περιοχή τους.

Αντικείμενο της παρούσας μελέτης είναι η προτυποποίηση μίας μεθοδολογίας κατάταξης των υγροτόπων της Ελλάδας σε ομάδες με βάση τους φυσιογνωμικά οριζόμενους τύπους βιοτόπων/βιοκατοικιών που περικλείουν.

Στην παρούσα μελέτη χρησιμοποιήθηκαν δεδομένα που περιέχονται στη βάση δεδομένων των Ευρωπαϊκών Κοινοτήτων CORINE-biotopes. Στη βάση CORINE περιλαμβάνονται συνολικά 300

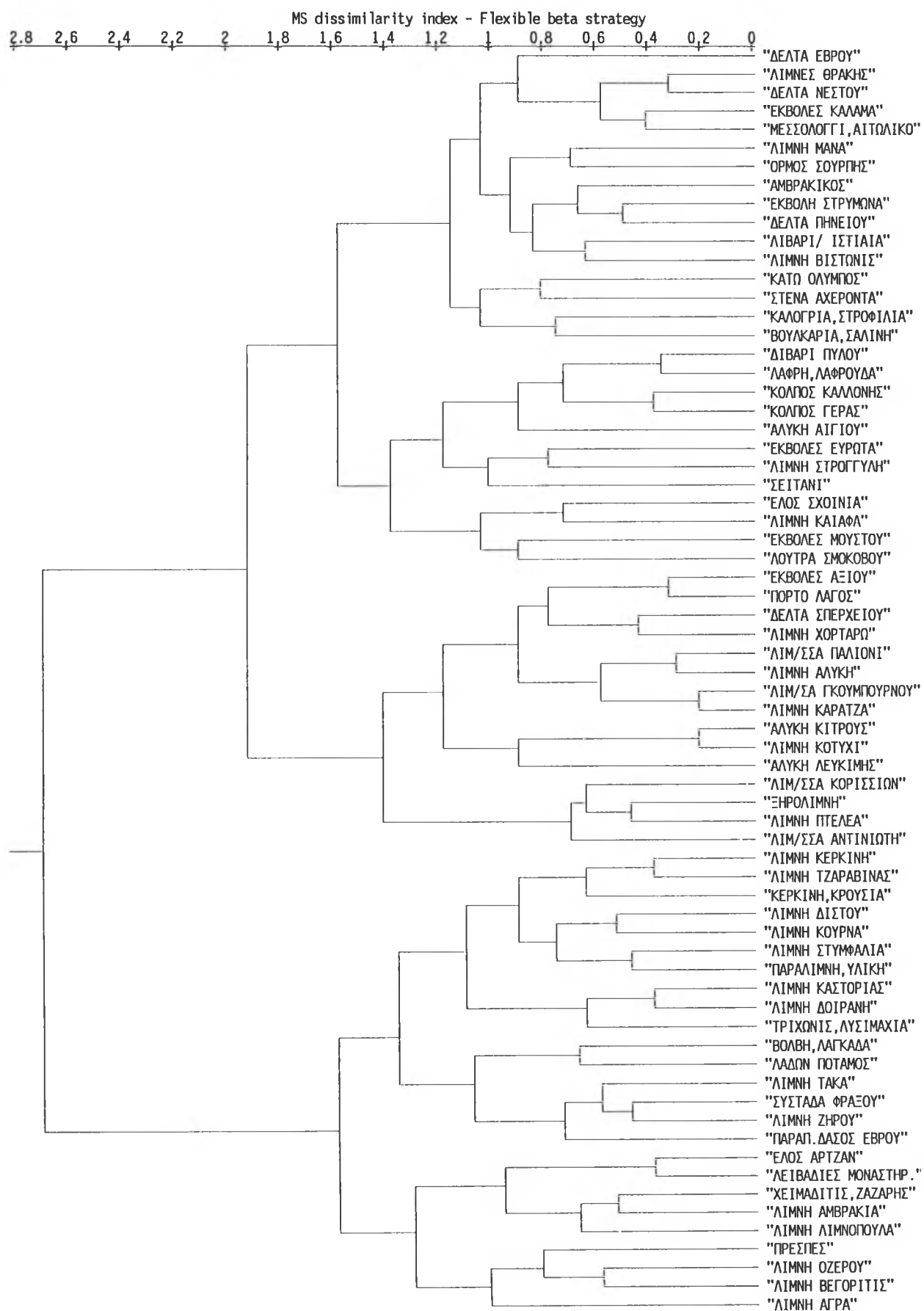
Ελληνικοί βιότοποι. Απ' αυτούς θεωρήθηκαν ως υγρότοποι εκείνοι που στις βιοκατοικίες τους περιελάμβαναν κάποια (ή κάποιο) υγροτοπικά χαρακτηριστικά (π.χ. λιμνάζοντα ύδατα, αλμυρά έλη, εκβολές κ.λ.π.). Με τον τρόπο αυτό επελέγησαν 68 υγρότοποι.

Με βάση τους τύπους των βιοκατοικιών που συναντώνται στους επιλεχθέντες υγροτόπους δημιουργήθηκε ένα αρχείο με δυαδικά δεδομένα (δεδομένα απουσίας-παρουσίας) από το οποίο υπολογίσθηκαν ένδεκα πίνακες αποστάσεων ή ανομοιότητας με βάση ένδεκα διαφορετικούς τύπους υπολογισμού. Στη συνέχεια έγινε ανάλυση ομαδοποίησης (cluster analysis) με βάση 7 διαφορετικές στρατηγικές ομαδοποίησης. Συνολικά προέκυψαν 77 δένδρογράμματα από τα οποία επελέγη και η βέλτιστη μεθοδολογία.

Η επιλογή της βέλτιστης μεθοδολογίας αρχικά βασίσθηκε σε μία σειρά υποκειμενικών κριτηρίων (καλή διάκριση σε ομάδες και μέγιστη ομοιογένεια εντός της κάθε ομάδας). Στην συνέχεια επί των μεθοδολογιών που προεκρίθησαν κατά το υποκειμενικό στάδιο, εφαρμόσθηκε ένας στατιστικός έλεγχος (ANOSIM) της σημαντικότητας της διακρίσης σε ομάδες, βάσει του οποίου προέκυψε και η βέλτιστη μεθοδολογία ομαδοποίησης (δείκτης MS, στρατηγική flexible). Το δένδρογράμμα της βέλτιστης μεθοδολογίας φαίνεται στο ακόλουθο σχήμα.

## ΣΧΗΜΑ

Δενδρόγραμμα βέλτιστης μεθοδολογίας ομαδοποίησης των Ελληνικών υγροτόπων



# MULTIPLE CRITERIA GROUPING METHODOLOGY FOR WETLAND ECOSYSTEMS<sup>1</sup>

A.I. Troumbis<sup>2</sup>, D. Memtsas<sup>2</sup> and A. Meliadou<sup>2</sup>

## ABSTRACT

Nature conservation in large geographical regions - usually at a national level - involves a major problem which is the selection of protected areas, that is, areas which contain "natural habitats", representative if possible of the whole ecological diversity.

The selection of the protected areas does not usually takes place according to the criterion of representativity but rather according to arbitrary criteria (e.g. to face a serious local environmental problem) or according to ad hoc decisions (e.g. selection of biotopes for the NATURA 2000 network). The unsuccessful representativity of the whole habitat spectrum in the network of protected areas reduces the efficiency of the protected areas design at a national level, because of the improper land uses in the natural remnants which are usually of limited area and because of the inappropriate disposal of efforts and money as far as the nature conservation is concerned.

Every attempt for the diversity maintenance in a geographical region should in consequence comprise the grouping of distinct habitats/biotopes which represent the whole diversity of the region. This grouping constitutes a presupposition for the selection of specific protected areas out of the whole of the natural remnants in a region.

Greece presents especially high biological diversity. Wetlands constitute a main element of ecological diversity of the country and the species contained in them contribute significantly in the fauna and flora lists (especially as far as the taxa of birds and reptiles are concerned).

- 
1. *This study was co-funded by the Greek Biotope/Wetland Centre (14th kilometre Thessaloniki-Mihaniona, 57001 Themi, Greece) and the Research Unit of the University of the Aegean (Karandoni 17, Mytilini, Greece).*
  2. *Associate Professor of Ecosystems Management and post-graduate students respectively.*

According to the above management approach, wetlands should be one of the major elements in a network of protected areas. But, a realistic view of environmental policy in Greece should take into account the fact that the maintenance of the whole of the wetlands is practically impossible and that the appropriate strategy in the maintenance of the wetlands' diversity should aim

- a) at the distinction of specific wetland groups representing all the wetland types and the habitat combinations per wetland and
- b) at the maximization of the number of the protected wetlands for every group.

The grouping of the wetlands which subsequently will help in the production and implication of management plans, will be based on specific abiotic and biotic characteristics which constitute the "ecological identity" of the biotops. Characteristics of this kind could be: the habitat types within each biotop, the avifauna which is present in each biotop and the land uses together with the disturbance they bring upon the wetlands.

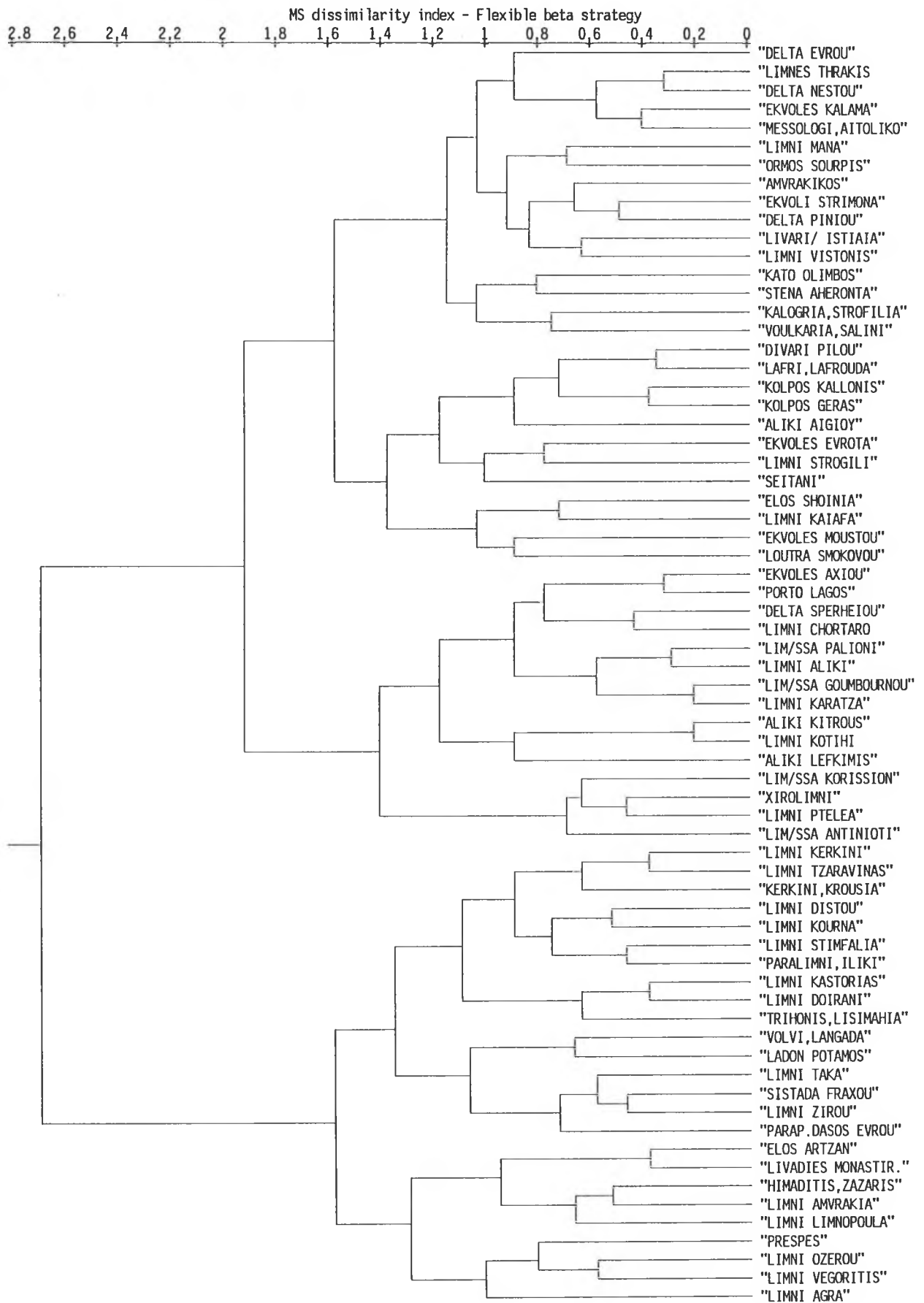
In the context of this approach 68 greek wetlands (included in the Corine-biotops data base) were selected and the optimal classification into distinct groups was found. The wetlands were classified according to their natural habitats. Eleven distance matrices were initially calculated using eleven different distance and dissimilarity measures. Cluster analysis was performed for each distance matrix using seven clustering strategies.

Subjective criteria (good distinction among the groups and increased similarity within the groups) were imposed for the selection of the comparatively best tree diagrams. Ten of them were selected in this way which afterwards were subjected in a non-parametric statistical test (ANOSIM). This test determines whether the wetlands which appear to be in the same cluster, form distinct, significantly different groups. Its application provided the optimal clustering method (combination of dissimilarity measure with clustering strategy). The resulting tree diagram is shown in the following figure.



FIGURE

Dendrogram of the optimal grouping methodology of Greek wetlands



## ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

I.	ΕΙΣΑΓΩΓΗ	σελ. 1
II.	ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ: ΔΕΔΟΜΕΝΑ ΚΑΙ ΤΕΧΝΙΚΕΣ	3
II.1	Προδιαγραφές της μεθοδολογίας	3
II.2	Συλλογή δεδομένων	5
II.3	Συγκρότηση αρχείων προς επεξεργασία	7
II.4	Στατιστική επεξεργασία	10
II.4.1	Γενικός σχεδιασμός	10
II.4.2	Κριτήρια ομαδοποίησης υγροτόπων	11
II.4.3	Ροή μεθοδολογίας	11
II.4.3.1	Αποστάσεις και δείκτες ανομοιότητας	13
II.4.3.2	Στρατηγικές ομαδοποίησης (ανάλυσης συστάδων)	16
II.4.3	Εφαρμογή	19
II.4.4	Ο έλεγχος ANOSIM	19
III.	ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ	20
IV.	ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ/ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ	39
	ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ	47

## I. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Το κρίσιμο πρόβλημα της διαχείρισης (με την έννοια της διατήρησης) του φυσικού περιβάλλοντος σε ευρείες γεωγραφικές ζώνες -συνήθως σε εθνικό επίπεδο- είναι η επιλογή των προστατευτέων περιοχών, αυτών δηλαδή που περικλείουν "φυσικές βιοκατοικίες" (natural habitats: ο όρος habitat έχει αποδοθεί στα ελληνικά και με τις λέξεις ενδαιίτημα ή οικότοπος) που είναι αντιπροσωπευτικά δείγματα του συνόλου, ει δυνατόν, της οικολογικής ποικιλότητας (Margules & Nicholls 1993).

Το κριτήριο της αντιπροσωπευτικότητας των προστατευτέων βιοτόπων/βιοκατοικιών δεν έχει συστηματικά εφαρμοσθεί στη διεθνή πρακτική του σχεδιασμού συστημάτων φυσικών αποθεμάτων (nature reserves, Shafer 1990). Η επιλογή των προστατευτέων περιοχών γίνεται συνήθως με συγκυριακά κριτήρια (π.χ. έξαρση ενός τοπικού περιβαλλοντικού προβλήματος, Pressey & Nicholls 1989) ή στη βάση *ad hoc* αποφάσεων (π.χ. επιλογή ελληνικών βιοτόπων προς ένταξη στο δίκτυο NATURA 2000, Κατσούδας 1993). Η μη επιτυχής αντιπροσώπευση του πλήρους φάσματος των βιοκατοικιών/ βιοτόπων μίας γεωγραφικής ζώνης στο δίκτυο των προστατευτέων περιοχών μειώνει την αποτελεσματικότητα του σχεδιασμού της προστασίας σε εθνικό επίπεδο, λόγω του άστοχου καταμερισμού χρήσεων στα περιορισμένης έκτασης φυσικά υπολείμματα (natural remnants) και του επίσης άστοχου επιμερισμού της προσπάθειας και των κονδυλίων για την προστασία της φύσης.

Κάθε προσπάθεια διατήρησης της ποικιλότητας σε μία γεωγραφική ζώνη οφείλει κατά συνέπεια να στοχεύει στη διάκριση των ομάδων βιοτόπων/βιοκατοικιών που συμπληρωματικά καλύπτουν το σύνολο της ποικιλότητας της ζώνης (και τούτο σε όλα τα επίπεδα ορισμού της έννοιας της ποικιλότητας, Solbrig 1991). Η τυποποίηση διακριτών ομάδων βιοτόπων/βιοκατοικιών αποτελεί προϋπόθεση για την εφαρμογή οιαδήποτε πρωτοκόλλου επιλογής των προστατευτέων περιοχών από το σύνολο των φυσικών υπολειμμάτων μίας ζώνης (Margules & Meyers 1993, Murphy & Noon 1992).

Ο ελλαδικός χώρος εμφανίζει ιδιαίτερα υψηλές τιμές βιολογικής ποικιλότητας. Οι υγράτοποι αποτελούν ένα από τα κυριώτερα συστατικά στοιχεία της οικολογικής ποικιλότητας της χώρας, ενώ οι οργανισμοί που περικλείουν συνεισφέρουν σημαντικούς αριθμούς ειδών στους καταλόγους της χλωρίδας και της πανίδας της (ιδιαίτερα για τις συστηματικές ομάδες της

ορνιθοπανίδας και της ερπετοπανίδας).

Στα πλαίσια της προαναφερθείσας προσέγγισης της διαχείρισης, οι υγρότοποι πρέπει να αποτελούν ένα από συμπληρωματικά στοιχεία του δικτύου των προστατευτέων περιοχών. Σύμφωνα με τους Τσιούρη και Γεράκη (1991), στην Ελλάδα εντοπίζονται 260 τουλάχιστον υγροτοπικά οικοσυστήματα, μία πολυπληθής δηλαδή ομάδα όπου αντιπροσωπεύεται το σύνολο σχεδόν των υγροτοπικών τύπων (Γραφείο Ramsar σε Dugan, 1990). Η ρεαλιστική θεώρηση της πολιτικής περιβάλλοντος στην Ελλάδα κατατείνει στην υιοθέτηση της άποψης ότι είναι μάλλον απίθανη η διατήρηση του συνόλου των υγροτόπων και ότι η ευκτέα στρατηγική διατήρησης της ποικιλότητας των υγροτόπων πρέπει να στοχεύει:

- α. στη διάκριση συγκεκριμένων ομάδων υγροτόπων, οι οποίες να αντιπροσωπεύουν το σύνολο των διαφορετικών υγροτοπικών τύπων και των συνδυασμών βιοκατοικιών ανά υγρότοπο,
- β. στη μεγιστοποίηση του αριθμού των προς προστασία αντιπροσωπευτικών υγροτόπων κάθε ομάδας.

Καθίσταται, κατά συνέπεια, επιτακτική η ανάγκη αναγνώρισης διακριτών ομάδων υγροτοπικών οικοσυστημάτων και κατάταξης των ελληνικών υγροτόπων σ'αυτές τις ομάδες. Η διάκριση των ομάδων πρέπει να γίνεται με βάση τα φυσικά γνωρίσματα των υγροτόπων αλλά και το καθεστώς χρήσεων γής που εφαρμόζονται στην ευρύτερη περιοχή τους.

Αντικείμενο της παρούσας μελέτης είναι η προτυποποίηση μίας μεθοδολογίας κατάταξης των υγροτόπων της Ελλάδας σε ομάδες με βάση τους φυσιογνωμικά οριζόμενους τύπους βιοτόπων/βιοκατοικιών που περικλείουν. Τα απειλούμενα είδη πτηνών, που καθ'οιονδήποτε τρόπο συνδέονται λειτουργικά με αυτούς, αποτελούν μία άλλη ομάδα στοιχείων που θα ελεγχθούν στα πλαίσια αυτής της μελέτης.

Η κατάταξη των υγροτόπων σε ομάδες που διακρίνονται από χαρακτηριστικούς συνδυασμούς τύπων βιοτόπων/βιοκατοικιών διευκολύνει ουσιαστικά την προσπάθεια παραγωγής και προώθησης σχεδίων διαχείρισης για αυτούς. Η ομαδοποίηση των υγροτόπων επιτρέπει την οργάνωση της προσπάθειας αυτής κατά ιεραρχικό τρόπο, στο βαθμό που κατ'αρχήν επιβάλλεται η εκπόνηση τόσων διαχειριστικών σχεδίων όσες και οι ομάδες υγροτόπων. Η εξειδίκευση των

γενικών διαχειριστικών σχεδίων σε κάθε υγρότοπο πραγματώνεται σε ακόλουθη φάση, απαιτεί δε σαφώς μικρότερη επένδυση κονδυλίων και ανθρώπινου δυναμικού. Η οργάνωση αυτή μειώνει την ανάγκη παραγωγής "εξατομικευμένων" διαχειριστικών σχεδίων μόνο σε περιπτώσεις υγροτόπων με ιδιάζοντα γνωρίσματα ή συνδυασμό τύπων βιοτόπων/βιοκατοικιών.

Η ολοκληρωμένη μορφή μίας πρότυπης μεθοδολογίας ομαδοποιήσεως των υγροτόπων της Ελλάδας πρέπει να επιτρέπει την κατάταξη τους σε διακριτές ομάδες, σαφώς οριζόμενες από συγκεκριμένα αβιοτικά και βιοτικά χαρακτηριστικά και ανθρωπογενή γνωρίσματα, τα οποία συνιστούν την οικολογική "ταυτότητα" τους και προσδιορίζουν τις βασικές παραμέτρους στην λήψη απόφασης για την κατάρτιση σχεδίων διαχείρισής τους. Τα χαρακτηριστικά και τα γνωρίσματα αυτά είναι: οι τύποι των βιοτόπων/βιοκατοικιών που αναγνωρίζονται στο ευρύτερο υγροτοπικό οικοσύστημα, η ορνιθοπανίδα, οι χρήσεις γής που εφαρμόζονται και το φάσμα των διαταραχών και των αλλοιώσεων που αυτές προκαλούν στους υγροτόπους. Τα χαρακτηριστικά αυτά έχουν το πλεονέκτημα ότι η συλλογή των δεδομένων και η ανάλυσή τους είναι σχετικά εύκολη (π.χ. είναι δύσκολο να συλλεγούν στοιχεία για σπάνια έντομα και φυτά, ενώ τα θηλαστικά δεν προσφέρουν αρκετή ποικιλία).

Η παρούσα μελέτη αποτελεί ένα πρώτο στάδιο στην προσπάθεια για την προτυποποίηση της μεθοδολογίας ομαδοποίησης των υγροτόπων, κατά το οποίο επιχειρείται η επιλογή των στατιστικών τεχνικών επεξεργασίας των δεδομένων όσον αφορά στους τύπους βιοτόπων/βιοκατοικιών.

## **II. ΜΕΘΟΔΟΛΟΓΙΑ: ΔΕΔΟΜΕΝΑ ΚΑΙ ΤΕΧΝΙΚΕΣ**

### **II.1 Προδιαγραφές της μεθοδολογίας.**

Το πεδίο αναζήτησης της μεθοδολογίας ομαδοποίησης των ελληνικών υγροτόπων προσδιορίζεται από τις ακόλουθες απαιτήσεις αποτελεσματικής χρήσης της:

#### α. απαιτήσεις εφαρμογών διαχείρισης:

- ακριβής ποιοτική (και ενδεχομένως ποσοτική) ταυτοποίηση των υγροτόπων,
- δυνατότητα κατάταξης των υγροτόπων σε διακριτές "ομάδες" συνδυασμών βιοκατοικιών , και,

- δυνατότητα διάκρισης μεταξύ φυσικών μεταβολών του οικοσυστήματος και μεταβολών που οφείλονται σε ανθρωπίνες δραστηριότητες (UN 1984, π.χ. για παράκτια οικοσυστήματα).

#### β. ποιότητα δεδομένων:

- δυνατότητα εφαρμογής της μεθοδολογίας σε συνθήκες ελλειπών στοιχείων
- εύκολη χρήση της μεθοδολογίας σε πιθανή μεταβολή των δεδομένων

#### γ. υπολογιστική ισχύς

- μικρή απαίτηση σε υποδομή και εξοπλισμό Η/Υ και εξειδικευμένου λογισμικού

Οι γενικές αυτές προδιαγραφές, εξειδικευόμενες για την παρούσα πρώτη προσέγγιση του προβλήματος, οδηγούν στις ακόλουθες παραδοχές:

- η κατάταξη των υγροτόπων σε διακριτές ομάδες συνδυασμών βιοτόπων/βιοκατοικιών βασίζεται στην αναζήτηση του βαθμού ομοιότητας τους.
- οι βιοτόποι/βιοκατοικίες περιγράφονται ως **μορφολογικά - φυσιογνωμικά** στοιχεία του οικολογικού τοπίου του υγροτοπικού οικοσυστήματος.
- ο αριθμός των διαφορετικών μορφολογικών στοιχείων που λαμβάνονται υπόψη αντιστοιχεί στο σύνολο των καταγεγραμμένων τύπων βιοκατοικιών στο ευρωπαϊκό σύστημα κωδικοποίησης βιοτόπων (Devillers et al. 1988).

Ο συνδυασμός των παραδοχών αυτών εντοπίζει τη μεθοδολογία στο ευρύ πεδίο της "αριθμητικής φαινετικής ταξινόμησης" (numerical phenetics) (Mayr 1981). Σύμφωνα με την κλασική περιγραφή της αριθμητικής φαινετικής ταξινόμησης (Sokal & Sneath 1973), επιδιώκεται η κατάταξη των βιολογικών οντοτήτων συναρτήσει της "συνολικής ομοιότητας" τους. Σε κάθε διακριτό γνώρισμα/χαρακτηριστικό μίας βιολογικής οντότητας αποδίδεται ίσο βάρος στη διαμόρφωση της "συνολικής ομοιότητας" που καταγράφεται σε αριθμητική μορφή. Στα πλαίσια αυτά, το τελικό προϊόν της μεθοδολογίας ομαδοποίησης των υγροτόπων θα πρέπει να είναι ένα φαινόγραμμα, δηλαδή ένα διάγραμμα σε συστάδες ή δένδρογραμμα, το οποίο:

- α. να κατατάσσει τους υγροτόπους σε ομάδες χαρακτηριζόμενες από τους συνδυασμούς βιοτόπων/βιοκατοικιών,
- β. να επιτρέπει τον υπολογισμό της συνολικής ανομοιότητας (με βάση τις παραμέτρους

περιγραφής) των διαφόρων ομάδων υγροτόπων μεταξύ τους.

Η φαινετική ταξινόμηση οδηγεί σε μία καθαρά στατιστική ομαδοποίηση των υγροτόπων μέσω του συνδυασμού μη σταθμισμένων δεδομένων για τις βιοκατοικίες (και την απειλούμενη ορνιθοπανίδα). Με άλλα λόγια, το αποτέλεσμα της ομαδοποίησης δεν είναι ευαίσθητο σε *a priori* θεωρητικές παραδοχές για τις διεργασίες γένεσης των υγροτόπων ή για τις πραγματώσεις των θώκων των ειδών στις βιοκατοικίες τους.

## II.2 Συλλογή δεδομένων.

Ο αριθμός των υγροτόπων που έχουν καταχωρηθεί από τους Τσιούρη και Γεράκη (1991), σύμφωνα με τις γραπτές και προφορικές πληροφορίες που συνέλεξαν, ανέρχεται στους 260. Ο ακριβής αριθμός των υγροτόπων της Ελλάδος δεν είναι δυνατόν να προσδιορισθεί επακριβώς, δεδομένου ότι ορισμένοι από αυτούς μπορεί να έχουν αποξηρανθεί ή να μην έχουν ουδέποτε καταγραφεί ή επειδή πολλοί είναι τόσο μικροί που δεν αξιολογούνται ως χρήσιμοι για την πληρότητα του εθνικού καταλόγου υγροτόπων.

Η πληροφορία για την οικολογική ταυτότητα των υγροτόπων εμφανίζεται ιδιαίτερα άνιση, όσον αφορά:

α. τις φυσικές συνιστώσες της βιολογικής ποικιλότητας. Για παράδειγμα, η πληροφορία για την ορνιθοπανίδα είναι σαφέστερα πιό ογκώδης και συστηματικά οργανωμένη από την πληροφορία για την ερπετοπανίδα. Αρκετά ελλειπή εμφανίζονται (για το μεγάλο ποσοστό των υγροτόπων) τα δεδομένα για τη χλωρίδα, τη βλάστηση, την ποιότητα των νερών και των εδαφών, τις χρήσεις γής κ.λπ.

β. τη γεωγραφική κατανομή των υγροτόπων. Οι ηπειρωτικοί υγρότοποι συγκεντρώνουν το ενδιαφέρον της βιβλιογραφίας σε σχέση με τους νησιωτικούς υγροτόπους, όπως επίσης οι υγρότοποι της Βόρειας Ελλάδας σε σχέση με αυτούς της Νότιας (κυρίως απόρροια της έμφασης που δίνεται στους μεγαλύτερους υγροτόπους που βρίσκονται στη Βόρεια Ελλάδα).

γ. την προκαταρκτική αξιολόγηση των υγροτόπων σε μείζονος σημασίας (π.χ. οι υγρότοποι Ramsar) ή ελάσσονος σημασίας (π.χ. το δίκτυο των μικρών υγροτόπων του Αιγαίου και της Κρήτης).

δ. τη φύση των δεδομένων. Τα ποιοτικά δεδομένα (παρουσία/απουσία ειδών, μορφολογικές περιγραφές κ.λπ.) εμφανίζονται συχνότερα στη βιβλιογραφία σε σχέση με τα ποσοτικά στοιχεία (μεγέθη πληθυσμών, χαρτογραφικές αποτυπώσεις κ.λπ.).

Είναι γεγονός ότι η προσπάθεια συστηματικής καταγραφής των ελληνικών υγροτόπων (Δωρικός 1981) οδήγησε στην προτυποποίηση ενός σταθερότυπου ελέγχου της επιδιωκόμενης πληροφoρίας δεν αύξησε ουσιαστικά την πληρότητα και/ή τη συμβατότητα της πληροφoρίας για τους "άλλους" υγρότοπους (όπως π.χ. το έλος της Καρύστου, Ε.Ο.Ε. 1989, ή οι υγρότοποι της Κρήτης, Οικονομίδου 1988). Η χρηματοδότηση και προδιαγραφή των μελετών των υγροτόπων Ramsar και των Ειδικών Περιβαλλοντικών Μελετών από το ΥΠΕΧΩΔΕ έχει οδηγήσει σε παγιωμένες μορφές δεδομένων (π.χ. μελέτες υγροτόπων του Αιγαίου, Κιλικίδης κ.α. 1992, Τρούμπης 1992).

Ο τύπος στον οποίο ανήκει ένας υγρότοπος δεν αποτελεί επαρκή πληροφoρία για την εφαρμογή ενός διαχειριστικού σχεδίου με στόχο τη διατήρηση των βιοτόπων/βιοκατοικιών και της άγριας πανίδας (κύρια της ορνιθοπανίδας). Ετσι, και εάν ακόμα προσδώσουμε στον κάθε υγρότοπο ένα συγκεκριμένο χαρακτηρισμό (π.χ. δέλτα, έλος κ.λπ.) αυτός έχει μόνο γενική αξία, δεδομένου ότι στην ευρύτερη περιοχή θα συνυπάρχουν διαφορετικής οικολογικής σημασίας βιότοποι/βιοκατοικίες.

Στην παρούσα μελέτη χρησιμοποιούνται τα δεδομένα που περιέχονται στη βάση δεδομένων CORINE-biotopes. Η επιλογή αυτή βασίζεται στις ακόλουθες διαπιστώσεις:

- α. η βάση δεδομένων CORINE-biotopes αποτελεί το βασικό εργαλείο υποστήριξης του περιβαλλοντικού σχεδιασμού σε ολόκληρη την Ευρώπη. Η χρήση των δεδομένων αυτών αυξάνει τη συμβατότητα της ερευνητικής προσπάθειας σε Ευρωπαϊκό επίπεδο, αλλά ταυτόχρονα επιτρέπει τον εντοπισμό και τη διόρθωση σφαλμάτων και ελλείψεων της βάσης δεδομένων.
- β. η βάση δεδομένων CORINE-biotopes έχει κατά τεκμήριο τροφοδοτηθεί από τις υπάρχουσες μελέτες για τους ελληνικούς βιοτόπους, με παράλληλη πρότυπη κωδικοποίηση των δεδομένων.
- γ. η βάση δεδομένων CORINE-biotopes εμφανίζει σοβαρές δομικές ατέλειες όσον αφορά στη σύλλογη δεδομένων χρήσιμων σε μελέτες βιωσιμότητας πληθυσμών σε τοπική κλίμακα (Troumbis 1993, Troumbis & Skrimbas 1993). Εν τούτοις, για το σκοπό και τη μεθοδολογία της παρούσας μελέτης, η βάση δεδομένων CORINE-biotopes παρέχει την ελάχιστη απαιτούμενη πληροφoρία.



Τα βασικά στοιχεία που περιγράφουν ένα υγρότοπο στη βάση δεδομένων CORINE-biotopes είναι: (1) ο τύπος, (2) τα γεωγραφικά και τοπογραφικά χαρακτηριστικά, (3) οι επιμέρους βιότοποι/βιοκατοικίες που περιλαμβάνει, (4) η απειλούμενη πανίδα και χλωρίδα, (5) οι χρήσεις γής και (6) πληροφορίες για το καθεστώς προστασίας και τις απειλούμενες αλλοιώσεις.

### II.3 Συγκρότηση αρχείων προς επεξεργασία.

Η αριθμητική φαινερική ταξινόμηση που θα εφαρμόσουμε απαιτεί δεδομένα παρουσίας/-απουσίας των τύπων βιοτόπων/βιοκατοικιών και των απειλούμενων ειδών της ορνιθοπανίδας σε κάθε υγρότοπο. Από τα διαθέσιμα δεδομένα του CORINE-biotopes χρησιμοποιήσαμε αυτά που περιέχονται στα αρχεία των βιοτόπων (περιοχές, τύπος και βιοκατοικίες) και στα αρχεία της ορνιθοπανίδας.

Στη βάση CORINE περιλαμβάνονται συνολικά 300 Ελληνικοί βιότοποι. Από αυτούς θεωρήθηκαν ως υγρότοποι εκείνοι που στις βιοκατοικίες τους περιελάμβαναν κάποια (ή κάποιο) υγροτοπικά χαρακτηριστικά (π.χ. λιμνάζοντα ύδατα, αλμυρά έλη, εκβολές κ.λ.π.). Με τον τρόπο αυτό επελέγησαν 68 υγρότοποι. Οι επιλεγέντες υγρότοποι παρουσιάζονται στον πίνακα 1. Αναλυτικός κατάλογος των επιλεγέντων υγροτόπων με τους τύπους των βιοκατοικιών κάθε ενός, καθώς επίσης και την προστατευτέα ορνιθοπανίδα τους (φωλιάζουσα, διαχειμάζουσα, μεταναστεύουσα) φυλάσσεται σε αρχείο. Ο κατάλογος αυτός είναι στη διάθεση των αναγνωστών και μπορεί να ζητηθεί από τους συγγραφείς ή από το ΕΚΒΥ.

Με βάση τους τύπους των βιοκατοικιών που συναντώνται στους επιλεγέντες υγροτόπους (βλέπε πίνακα 2) δημιουργήθηκε ένα αρχείο με δυαδικά δεδομένα (δεδομένα απουσίας-παρουσίας) από το οποίο υπολογίσθηκαν οι πίνακες αποστάσεων και ανομοιότητας. Το αρχείο αυτό είχε την μορφή ενός πίνακα  $A_{ij}$ ,  $i=1,\dots,38$   $j=1,\dots,68$ . Οι στήλες του αρχείου αποτελούσαν τους 68 υγροτόπους, ενώ οι γραμμές του τους 38 διαφορετικούς τύπους βιοκατοικιών που συναντώνται σ' αυτούς. Το στοιχείο  $a_{ij}$  του πίνακα  $A$  παριστάνει την παρουσία ή απουσία της βιοκατοικίας  $i$  στον υγρότοπο  $j$  (0 ή 1). Με τον τρόπο αυτό για κάθε βιοκατοικία θα έπρεπε να υπάρξει και μια διαφορετική εγγραφή αποτελούμενη από 0 ή 1 ανάλογα με το αν συναντώνταν ή όχι σε κάθε υγρότοπο. Το αρχείο αυτό δημιουργήθηκε σε λογισμικό βάσης δεδομένων DBASE IV με τη χρήση των αρχείων της βάσης CORINE. Το δυαδικό αυτό αρχείο εξήχθη σε μορφή ASCII για να τροφοδοτήσει στη συνέχεια το πρόγραμμα υπολογισμού των αποστάσεων.

Πίνακας 1. Κατάλογος των Ελληνικών υγροτόπων που χρησιμοποιήθηκαν ως δείγμα μελέτης  
 Table 1. List of Greek wetlands used as study sample

* Δέλτα Εβρου	* Λιμνοθάλασσα Κορισσίων
* Λίμνη Μάνα (Μητρικού)	* Λιμνοθάλασσα Αντινιώτη
* Λίμνες της Θράκης	* Αλυκή Λευκίμης
* Δέλτα Νέστου (και λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού)	* Δέλτα Πηνειού
* Λίμνη Κερκίνη	* Λίμνη Αμβρακία
* Ελος Αρτζάν	* Λίμνη Κερκίνη, Κρούσια, Μπέλες
* Λίμνη Βόλβη και Λίμνη Λαγκαδά	* Λίμνη Λάφρη και Λαφρούδα
* Εκβολές Αξιού, Λουδία και Αλιάκμονα	* Αλυκή Αιγίου
* Αλυκή Κίτρους	* Λίμνη Στρογγύλη
* Λίμνη Χειμαδίτις και Λίμνη Ζάζαρη	* Παραποτάμιο Δάσος Φράξου Λεσηνίου
* Εθνικός Δρυμός Πρεσπών	* Λίμνη Κουρνά
* Λίμνη Καστοριάς	* Λίμνη Βιστωνίς
* Εκβολές Καλαμά	* Πόρτο Λάγος
* Λίμνη Λιμνοπούλα	* Εκβολή και στενά Αχέροντα
* Αμβρακικός Κόλπος	* Λάδων Ποταμός
* Κάτω Ολυμπος, Τέμπη, Οσσα και Δέλτα Πηνειού	* Λίμνη Αλυκή (Μέση)
* Δέλτα Σπερχειού	* Λίμνη Καϊάφα
* Λιμνοθάλασσες Μεσσολογγίου και Αιτωλικού / Εκβολές Αχελώου	* Λίμνη Καρατζά
* Λίμνη Δίστου	* Λίμνη Χορτάτου και Λίμνη Αλυκή
* Λιμνοθάλασσα Καλογριάς, Λίμνη Στροφιλιά	* Λίμνη Οζερού
* Λίμνη Κοτύχι	* Λίμνη Πτελέα, Ελος και Λίμνη Καρακάτζαλι
* Διβάρι Πύλου	* Λίμνη Τριχωνίς και Λίμνη Λυσιμαχία
* Εκβολές Ευρώτα	* Λίμνη Τζαραβίνας και Ποταμός Γκόρμου - Παρακάλαμος
* Λίμνη Τάκα	* Λίμνη Βουλκαριά και Λίμνη Σαλίνη
* Λίμνη Στυμφαλία	* Λίμνη Ζηρού και Κοιλάδα Λούρου
* Κόλπος Καλλονής	* Λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού
* Λίμνη Αγρα	* Λιμνοθάλασσα Παλιόνη / Αυλίμων / Αλυκές Λευκάδας
* Ορμος Σούρπης / Στόμιον	* Λειβαδιές Μοναστηρακίου (Εβρος)
* Παραποτάμιο Δάσος Εβρου	* Λουτρά Σμοκόβου
* Λίμνη Δοϊράνη	* Μικρό και Μεγάλο Σεϊτάνι
* Λίμνη Παραλίμνη και Λίμνη Υλίκη	* Ξηρολίμνη (Λίμνη Φανάρι)
* Ελος Σχοινιά	* Λίμνη Βεγοριτίς
* Εκβολές Μούστου / Άστρος	
* Μεγάλο Λιβάρι / Ιστιαία	
* Κόλπος Γέρας και Ελος Ντίπι	
* Εκβολή Στρυμώνα	

Πίνακας 2. Η κωδικοποίηση των βιοκατοικιών σύμφωνα με την βάση δεδομένων CORINE  
Table 2. Habitat codes according to CORINE-biotops data base

ΤΥΠΟΙ ΒΙΟΚΑΤΟΙΚΙΑΣ (Habitats)	ΚΩΔΙΚΟΣ (habitat code)
<b>ΠΑΡΑΚΤΙΕΣ ΚΑΙ ΑΛΟΦΥΤΙΚΕΣ ΚΟΙΝΟΤΗΤΕΣ</b>	<b>10</b>
Ανοιχτή θάλασσα	11
Ορμίσκοι	12
Παλιρροιακά κατακλυζόμενη επιφάνεια (εκβολές ποταμού)	13
Θαλάσσια ύδατα με αμμώδη και ιλώδη πυθμένα	14
Αλμυρά έλη, αλμυροί βοσκότοποι, αλμυροί θαμνώνες	15
Παράκτιες αμμοθίνες και αμμώδεις παραλίες	16
Πετρώδεις ακτές	17
Απόκρημνες βραχώδεις ακτές	18
Νησίδες και συστάδες βράχων	19
<b>ΜΗ ΘΑΛΑΣΣΙΑ ΥΔΑΤΑ</b>	<b>20</b>
Λιμνοθάλασσα	21
Γλυκά λιμνάζοντα ύδατα	22
Υφάλμυρα λιμνάζοντα ύδατα	23
Ρέοντα ύδατα	24
<b>ΘΑΜΝΩΝΕΣ ΚΑΙ ΛΕΙΒΑΔΙΑ</b>	<b>30</b>
Χέρσα γη και θάμνοι	31
Σκληρόφυλλοι θαμνώνες	32
Φρυγανότοποι	33
Ξηρά ασβεστόφιλα λειβαδικά συστήματα και στέπες	34
Ξηρά πυριτόφιλα λειβαδικά συστήματα	35
Αλπικά λειβάδια	36
Υγρά χορτολίβαδα	37
<b>ΔΑΣΗ</b>	<b>40</b>
Πλατύφυλλα, φυλλοβόλα δάση	41
Φυσικά δάση κωνοφόρων	42
Μεικτά δάση	43
Δασικές συστάδες σε υγρές περιοχές και προσχλωσιγενή (αλλουβιακά) εδάφη	44
Πλατύφυλλα αειθαλή δάση	45
<b>ΤΕΛΜΑΤΑ ΚΑΙ ΕΛΗ</b>	<b>50</b>
Παρόχθια φυτικά συστήματα	53
Αλλα έλη και βαλτότοποι	54
<b>ΒΡΑΧΩΔΕΙΣ ΒΙΟΚΑΤΟΙΚΙΕΣ</b>	<b>60</b>
Πλαγιά καλυμμένη με πέτρες	61
Βραχώδεις εσωτερικοί βιότοποι	62
Σπήλαια	65
<b>ΑΓΡΟΤΙΚΕΣ ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΚΑΙ ΠΕΡΙΟΧΕΣ ΜΕ ΜΕΓΑΛΟΥ ΒΑΘΜΟΥ ΑΝΘΡΩΠΙΝΗ</b>	<b>80</b>
<b>ΕΠΕΜΒΑΣΗ</b>	
Καλλιέργειες	82
Καλλιέργειες οπωροφόρων και λεύκης ή άλλων εξωτικών δέντρων	83
Δεντροστοιχίες, φράχτες, μικρά αλεύλια	84
Αστικές και βιομηχανικές περιοχές	86

## II.4 ΣΤΑΤΙΣΤΙΚΗ ΕΠΕΞΕΡΓΑΣΙΑ

### II.4.1 Γενικός σχεδιασμός

Δοθέντος ενός συνόλου αντικειμένων και ενός μεγέθους μετρήσεως της ομοιότητας ή ανομοιότητας μεταξύ τους, ο όρος κατάταξη (classification) σημαίνει την ταξινόμηση των αντικειμένων αυτών σε ομάδες ή συστάδες. Η ανάλυση συστάδων (cluster analysis)<sup>1</sup> ή ανάλυση ομαδοποιήσεως είναι μία τεχνική κατάταξης. Στην περίπτωση μας τα αντικείμενα είναι οι υγρότοποι. Η ανάλυση σε συστάδες είναι στην πραγματικότητα ένας γενικός όρος ο οποίος αναφέρεται σε έναν μεγάλο αριθμό αλγορίθμων οι οποίοι διαφέρουν κυρίως στον τρόπο επεξεργασίας για υπολογισμό των συστάδων.

Η πληθώρα τύπων αποστάσεων και των στρατηγικών ομαδοποίησης που απαντώνται στη βιβλιογραφία και στα λογισμικά στατιστικού υπολογισμού, έχουν ως αποτέλεσμα την εξαγωγή πολλών διαφορετικών ταξινομήσεων κάθε μία από τις οποίες μπορεί να έχει σχέση με κάποιο διαφορετικό χαρακτηριστικό των δεδομένων. Η εγκυρότητα και η αξία μιας ταξινόμησης με cluster analysis έγκειται πολλές φορές στην επαλήθευση της συνέπειας με κάποια γνωστά γεγονότα. Ακόμα η cluster analysis μπορεί να αποτελεί μία μέθοδο για δοκιμασία υποθέσεων (P. Howard 1991). Επομένως κάθε φορά ανάλογα με τον τύπο των δεδομένων επιλέγεται από τον μελετητή η καταλληλότερη μέθοδος με βάση μία σειρά κριτηρίων που θέτει ο ίδιος.

Αρχικά υπολογίζονται οι αποστάσεις (ή δείκτες ανομοιότητας) μεταξύ όλων των προς ταξινόμηση αντικειμένων. Οι αποστάσεις αυτές συνοψίζονται με την μορφή ενός πίνακα αποστάσεων επί του οποίου γίνεται η επεξεργασία για την ανάλυση σε συστάδες.

Η εξεύρεση και επιλογή της βέλτιστης μεθόδου (συνδυασμός απόστασης - στρατηγικής clustering) γίνεται με βάση τα είδη των υπαρχουσών βιοκατοικιών.

---

<sup>1</sup> Οι Αγγλικοί όροι έχουν αποδοθεί στα Ελληνικά σύμφωνα με το Αγγλο-Ελληνικό λεξικό στατιστικών όρων των Γ. Κοκολάκη, Α. Χρυσάφινου (Αθήνα 1988). Ο όρος ανάλυση συστάδων είναι νοηματικά ανάλογος του όρου ανάλυση ομαδοποίησης. Για τον λόγο αυτό χρησιμοποιούμε και τους δύο όρους ως ισοδύναμους.

#### II.4.2 Κριτήρια ομαδοποίησης υγροτόπων

Η ερμηνεία και η επιλογή των καλύτερων αποτελεσμάτων που προκύπτουν μετά από την εφαρμογή μίας ανάλυσης σε συστάδες είναι πάντοτε υποκειμενικές και εξαρτώνται από τον στόχο, τον τύπο των στοιχείων και την προσωπική θεωρία του ερευνητή. Το **βασικό κριτήριο** για την επιλογή του βέλτιστου φαινογράμματος (ή δένδρογράμματος) είναι η ένταση της διαφοροποίησης των ομάδων που δημιουργούνται. Στα πλαίσια των προδιαγραφών της παρούσας μελέτης, το βασικό κριτήριο συσχετίζεται με τις απαιτήσεις της διαχείρισης. Ζητείται δηλαδή (α) η μέγιστη διαφοροποίηση μεταξύ των ομάδων υγροτόπων, και (β) η ελάχιστη διαφοροποίηση των υγροτόπων εντός των ομάδων.

Η εφαρμογή του βασικού κριτηρίου γίνεται σε τρία στάδια:

1. Κατά το πρώτο στάδιο, απορρίπτονται οι μέθοδοι οι οποίες σύμφωνα με την υποκειμενική άποψη του ερευνητή δεν αποδίδουν ικανοποιητικά αποτελέσματα σύμφωνα με το βασικό κριτήριο. Επιλέγονται δηλαδή υποκειμενικά εκείνες οι μέθοδοι οι οποίες αποδίδουν αναμφισβήτητη διάκριση των υγροτόπων σε ομάδες.

2. Κατά το δεύτερο στάδιο, γίνονται δεκτές οι μέθοδοι βάσει των οποίων προκύπτουν πέντε έως επτά διακριτές ομάδες υγροτόπων, οι οποίες να είναι και σχετικά ισομεγέθεις. Σ' αυτή τη φάση απορρίπτονται οι μέθοδοι βάσει των οποίων προκύπτουν ομάδες με έναν ή δύο μόνο υγροτόπους, διότι στην περίπτωση αυτή δεν ικανοποιούνται οι διαχειριστικοί στόχοι που αρχικά ετέθησαν (διαφορετικά διαχειριστικά σχέδια για ένα μικρό αριθμό υγροτόπων).

3. Κατά το τρίτο στάδιο, εφαρμόζεται ένας στατιστικός έλεγχος επί των αποτελεσμάτων που έχουν επιλεγεί μετά το δεύτερο στάδιο. Η στατιστική αυτή μέθοδος αναλυτικά παρουσιάζεται στο επόμενο κεφάλαιο των στατιστικών τεχνικών. Η μέθοδος με τα σημαντικότερα στατιστικά αποτελέσματα επιλέγεται τελικά ως η βέλτιστη λύση του προβλήματος, δηλαδή ως η πρότυπος μεθοδολογία ομαδοποίησης των υγροτόπων.

#### II.4.3 Ροή μεθοδολογίας

Τα στάδια ροής της μεθοδολογίας, η αντίστοιχη στατιστική επεξεργασία καθώς επίσης και τα αντίστοιχα κριτήρια επιλογής τους παρουσιάζονται συνολικά στον πίνακα 3. Αναλυτική περιγραφή τους ακολουθεί στις επόμενες παραγράφους.

Πίνακας 3.  
Table 3. Ροή της στατιστικής μεθοδολογίας ομαδοποίησης των υγροτόπων  
Statistical methodology flow of the grouping of wetlands

Στάδια ροής μεθοδολογίας	Στατιστική επεξεργασία	Κριτήρια	Λογισμικό
Στάδιο 1	Διαμόρφωση αρχείων παρουσίας απουσίας βιοκατοικιών	Δυνατότητα συμπλήρωσης αρχείων με τα υπάρχοντα κωδικοποιημένα δεδομένα	DBASE-IV
Στάδιο 2	Υπολογισμός συνολικής ομοιότητας	Φαινετική ταξινόμηση - Σύγκριση δεικτών ομοιότητας (απόστασης)	GWBASIC/Cluster.bas Statistical Ecology
Στάδιο 3	Ομαδοποίηση υγροτόπων	Ελεγχος συμβατότητας και αποτελεσματικότητας των στρατηγικών	SAS
Στάδιο 4	Ενταση διαφοροποίησης διακριτών ομάδων	Χρησιμοποίηση μη παραμετρικού ελέγχου για τον στατιστικό έλεγχο της σημαντικότητας της διαφοροποίησης των ομάδων	PRIMER (Anosim)
Στάδιο 5	Επιλογή βέλτιστης στατιστικής τεχνικής		

### II.4.3.1 Αποστάσεις και δείκτες ανομοιότητας

Το δυαδικό αρχείο αποτελούμενο από 38 γραμμές και 68 στήλες μπορεί να θεωρηθεί ότι παριστάνει τους 68 υγροτόπους σε έναν δυανυσματικό χώρο 38 διαστάσεων. Αυτό σημαίνει ότι είναι δυνατόν να γίνει ο υπολογισμός μιας σειράς αποστάσεων ή δεικτών ανομοιότητας μεταξύ των υγροτόπων. Με τον τρόπο αυτό προκύπτουν τετραγωνικοί πίνακες αποστάσεων ή δεικτών ανομοιότητας, των οποίων το κάθε στοιχείο  $a_{ij}$  παριστάνει γενικά την απόσταση ή τον δείκτη ανομοιότητας μεταξύ των  $i$  και  $j$  υγροτόπων. Ο βαθμός ανομοιότητας ή η απόσταση ενός δείγματος από ένα άλλο, εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από την μέθοδο υπολογισμού της απόστασης αυτής.

Ο υπολογισμός των αποστάσεων στην συγκεκριμένη περίπτωση έγινε με τη βοήθεια λογισμικού σε γλώσσα προγραμματισμού Basic του βιβλίου Statistical Ecology των J. H. Ludwig & J. F. Reynolds (1988). Με το λογισμικό αυτό υπολογίζονται δέκα διαφορετικοί τύποι αποστάσεων. Στην περίπτωση μας, επειδή τα δεδομένα ήταν σε δυαδική μορφή, οι αποστάσεις Squared Euclidean (SED) και Absolute (AD) ταυτίζονταν. Κρίθηκε σκόπιμο, επειδή επρόκειτο για δυαδικά δεδομένα, με μια μικρή αλλαγή στο λογισμικό να υπολογισθούν επιπλέον και δύο δείκτες ανομοιότητας (M. R. Anderberg 1973): ο δείκτης TC και η απόσταση Marczewski-Steinhaus που είναι συμπληρωματική του δείκτη ανομοιότητας του Jaccard. Έτσι υπολογίστηκαν τελικά 11 πίνακες αποστάσεων ή ανομοιότητας:

- Euclidean Distance	(ED)
- Squared Euclidean Distance	(SED)
- Mean Euclidean Distance	(MED)
- Mean Absolute Distance	(MAD)
- Percent Dissimilarity	(PD)
- Relative Euclidean Distance	(RED)
- Relative Absolute Distance	(RAD)
- Chord Distance	(CRD)
- Geodesic Distance	(GDD)
- Marczewski-Steinhaus Distance	(MS)
- Rogers-Tanimotto Complement	(TC)

Οι τύποι υπολογισμού των αποστάσεων αυτών αναλυτικά παρουσιάζονται στη συνέχεια. Στους τύπους αυτούς με  $X_{ij}$  συμβολίζεται η παρουσία ή απουσία του είδους  $i$  στην δειγματική περιοχή  $j$ . Τα δεδομένα θεωρείται ότι συγκροτούνται από  $S$  είδη και  $N$  δειγματικές περιοχές. Οι τύποι γενικά παριστάνουν την απόσταση μεταξύ των δειγματικών περιοχών  $j$  και  $k$ .

---

 ΤΥΠΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΥ ΤΩΝ ΑΠΟΣΤΑΣΕΩΝ ΜΕΤΑΞΥ ΤΩΝ ΥΓΡΟΤΟΠΩΝ
 

---

$$\text{Euclidean Distance} \quad (ED) : ED_{jk} = \sqrt{\sum_{i=1}^S (X_{ij} - X_{ik})^2}$$

$$\text{Squared Euclidean Distance} \quad (SED) : SED_{jk} = \sum_{i=1}^S (X_{ij} - X_{ik})^2$$

$$\text{Mean Euclidean Distance} \quad (MED) : MED_{jk} = \sqrt{\sum_{i=1}^S (X_{ij} - X_{ik})^2 / S}$$

$$\text{Mean Absolute Distance} \quad (MAD) : MAD_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^S |X_{ij} - X_{ik}|}{S}$$

$$\text{Percent Dissimilarity} \quad (PD) : PD = [1 - [2W / (A+B)]] * 100$$

$$\text{όπου : } W = \sum_{i=1}^S [\min(X_{ij}, X_{ik})], \quad A = \sum_{i=1}^S X_{ij} \quad \text{και} \quad B = \sum_{i=1}^S X_{ik}$$

$$\text{Relative Euclidean Distance} \quad (RED) : RED_{jk} = \sqrt{\sum_{i=1}^S \left[ \left( \frac{X_{ij}}{\sum_i X_{ij}} \right) - \left( \frac{X_{ik}}{\sum_i X_{ik}} \right) \right]^2}$$

$$\text{Relative Absolute Distance} \quad (RAD) : RAD_{jk} = \sum_{i=1}^S \left| \left( \frac{X_{ij}}{\sum_i X_{ij}} \right) - \left( \frac{X_{ik}}{\sum_i X_{ik}} \right) \right|$$

$$\text{Chord Distance} \quad (CRD) : CRD_{jk} = \sqrt{2(1 - c\cos_{jk})}$$

$$\text{όπου : } c\cos_{jk} = \sum_{i=1}^S (X_{ij}X_{ik}) / \sqrt{\sum_i X_{ij}^2 \sum_i X_{ik}^2}$$

$$\text{Geodesic Distance} \quad (GDD) : GDD_{jk} = \arccos(c\cos_{jk})$$


---



Για τον ορισμό των δεικτών θα πρέπει να εισαχθούν ορισμένοι νέοι συμβολισμοί. Για δύο δειγματικές περιοχές A και B ορίζονται:

- a : ο αριθμός των βιοκατοικιών/ βιοτόπων που υπάρχουν ταυτόχρονα και στους δύο υγροτόπους
- b : ο αριθμός των βιοκατοικιών/ βιοτόπων που υπάρχουν στον υγρότοπο A και δεν υπάρχουν στον υγρότοπο B
- c : ο αριθμός των βιοκατοικιών/ βιοτόπων που υπάρχουν στον υγρότοπο B και δεν υπάρχουν στον υγρότοπο A
- d : ο αριθμός των βιοκατοικιών/ βιοτόπων που δεν υπάρχουν ούτε στον υγρότοπο A ούτε στον υγρότοπο B
- S : ο συνολικός αριθμός των βιοκατοικιών/ βιοτόπων ( $S = a+b+c+d$ )

#### ΤΥΠΟΙ ΥΠΟΛΟΓΙΣΜΟΥ ΔΕΙΚΤΩΝ

$$\text{Marczewski-Steinhaus Distance} \quad (MS) : MS_{ij} = \frac{b + c}{a + b + c}$$

$$\text{Rogers-Tanimotto Complement} \quad (RT) : RT_{ij} = \frac{2(b + c)}{a + d + 2(b + c)}$$

Οι πίνακες των αποστάσεων που προέκυψαν και οι οποίοι είχαν αποθηκευτεί σε μορφή ASCII χρησιμοποιήθηκαν στη συνέχεια για την ανάλυση ομαδοποίησης.

### II.4.3.2 Στρατηγικές ομαδοποίησης (ανάλυσης συστάδων)

Στην ευρεία μεθοδολογία της ανάλυσης συστάδων περιλαμβάνονται πολλοί αλγόριθμοι οι οποίοι διαφέρουν ως προς τον τρόπο υπολογισμού των αποστάσεων μεταξύ των συστάδων. Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων μπορεί να υπολογισθεί είτε απ' ευθείας, είτε συσνδαστικά (Lance & Williams 1967), δηλαδή από μία εξίσωση για τον υπολογισμό ενός νέου πίνακα αποστάσεων κάθε φορά που ενώνονται δύο συστάδες. Επελέγησαν επτά μέθοδοι ομαδοποίησης που θεωρούνται ως οι περισσότερο χρησιμοποιούμενες (P.Howard 1991):

- Single Linkage
- Complete Linkage
- Flexible-Beta Method
- Centroid Method
- Average Linkage
- Median Method
- Ward's Minimum-Variance Method

Οι μέθοδοι αυτές περιγράφονται περιληπτικά στις ακόλουθες παραγράφους.

Στους τύπους που αναφέρονται στην συνέχεια χρησιμοποιούνται οι συμβολισμοί:

- |          |   |  |
|----------|---|--|
| $n$      | : | αριθμός των παρατηρήσεων   |
| $G$      | : | αριθμός συστάδων για ένα δεδομένο επίπεδο απόστασης ή ανομοιότητας |
| $x_i$    | : | $i$ παρατήρηση   |
| $C_K$    | : | $K$ συστάδα, υποσύνολο του $\{1,2,\dots,n\}$                       |
| $N_K$    | : | αριθμός παρατηρήσεων εντός της $C_K$                               |
| $d(x,y)$ | : | απόσταση ή ανομοιότητα μεταξύ των διανυσμάτων $x$ και $y$          |
| $D_{KL}$ | : | απόσταση ή ανομοιότητα μεταξύ των συστάδων $C_K$ και $C_L$         |

Στην **Average-linkage** μέθοδο η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων ορίζεται ως η μέση απόσταση μεταξύ των ζευγών με ένα μέλος από κάθε συστάδα. Η μέθοδος αυτή προτάθηκε από τους Sokal & Michener (1958).

Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δίνεται από τον τύπο:

$$D_{KL} = \sum_{i \in C_K} \sum_{j \in C_L} \frac{d(x_i, x_j)}{N_K N_L}$$

ο δε συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \frac{(N_K D_{JK} + N_L D_{JL})}{N_M}$$

Στην **Centroid μέθοδο** η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων ορίζεται ως η τετραγωνική ευκλείδεια απόσταση μεταξύ των κεντροειδών ή μέσων τους. Η μέθοδος αυτή καλείται και μή σταθμισμένη επειδή σταθμίζει με το ίδιο βάρος όλα τα αντικείμενα μιας συστάδας. Όταν ενώνονται δύο συστάδες το κεντροειδές της νέας συστάδας είναι πλησιέστερα στο κεντροειδές της μεγαλύτερης μεταξύ των δύο. Στην μέθοδο αυτή οι προκύπτουσες αποστάσεις δεν είναι μονότονες με αποτέλεσμα να παρατηρούνται στο δένδρογραμμα αναστροφές. Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δίδεται από τον τύπο:

$$D_{KL} = \|\bar{x}_K - \bar{x}_L\|^2$$

ο δε συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \frac{N_K D_{JK} + N_L D_{JL}}{N_M} - \frac{N_K N_L D_{KL}}{N_M^2}$$

Στην **Median μέθοδο** χρησιμοποιούνται επίσης τα κεντροειδή των συστάδων. Η μέθοδος όμως αυτή σε αντιδιαστολή με την προηγούμενη είναι σταθμισμένη, σταθμίζει δηλαδή το πιο πρόσφατα εισαχθέν αντικείμενο σε μία συστάδα με ίδιο βάρος όπως τα προηγούμενα μέλη της. Όταν ενώνονται δύο συστάδες το κεντροειδές της νέας συστάδας είναι ακριβώς στο μέσον των προηγούμενων. Και η μέθοδος αυτή έχει το μειονέκτημα των αναστροφών.

Ο συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \frac{D_{JK} + D_{JL}}{2} - \frac{D_{KL}}{4}$$

Η μέθοδος αυτή προτάθηκε από τον Gower (1967).

Στην **Complete-linkage μέθοδο**, η οποία προτάθηκε αρχικά από τον Sorensen (1948), δεν υπολογίζονται νέες αποστάσεις μεταξύ των συστάδων που έχουν σχηματισθεί. Η απόσταση

μεταξύ δύο συστάδων δεν είναι παρά η μεγίστη μεταξύ όλων των αποστάσεων αν θεωρηθούν όλα τα δυνατά ζεύγη των αντικειμένων των δύο συστάδων, ένα για κάθε μία.

Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δίδεται από τον τύπο:

$$D_{KL} = \max_{i \in C_K} \max_{j \in C_L} d(x_i, x_j)$$

ο δε συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \max(D_{JK}, D_{JL})$$

Στη **Single μέθοδο** κατά παρόμοιο τρόπο η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δεν είναι παρά η ελαχίστη μεταξύ όλων των αποστάσεων αν θεωρηθούν όλα τα δυνατά ζεύγη των αντικειμένων των δύο συστάδων, ένα για κάθε μία.

Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δίδεται από τον τύπο:

$$D_{KL} = \min_{i \in C_K} \min_{j \in C_L} d(x_i, x_j)$$

ο δε συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \min(D_{JK}, D_{JL})$$

Η single μέθοδος προτάθηκε από τους Florek *et al.* (1951) και αργότερα επανασκευάσθηκε από τους McQuitty και Sneath (1957).

Στην **Ward's μέθοδο** η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων είναι το ANOVA άθροισμα τετραγώνων μεταξύ των δύο συστάδων αθροιζόμενο για όλες τις μεταβλητές. Σε κάθε στάδιο, επιλέγεται ο διαχωρισμός για τον οποίο το εντός της συστάδας άθροισμα τετραγώνων ελαχιστοποιείται.

Η απόσταση μεταξύ δύο συστάδων δίδεται από τον τύπο:

$$D_{KL} = B_{KL} = \frac{\|\bar{x}_K - \bar{x}_L\|^2}{\frac{1}{N_K} + \frac{1}{N_L}}$$

Ο συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{JM} = \frac{(N_J + N_K) D_{JK} + (N_J + N_L) D_{JL} - N_{JD_{KL}}}{N_J + N_M}$$

Τέλος αναφέρεται και η **flexible μέθοδος** η οποία προτάθηκε από τους Lance & Williams (1967). Η μέθοδος αυτή βασίζεται σε έναν γενικό συνδυαστικό τύπο (στον οποίο μπορούν να υπαχθούν όλες οι προηγούμενες περιπτώσεις), και χαρακτηρίζεται από τον προσδιορισμό μίας παραμέτρου  $\beta$  η οποία μπορεί να παίρνει τιμές από το -1 μέχρι και το +1. Η τιμή όμως της παραμέτρου για την οποία προκύπτουν τα πιο χρήσιμα αποτελέσματα είναι  $\beta = -0.25$  (Booth 1978).

Ο συνδυαστικός τύπος είναι:

$$D_{jm} = (D_{JK} + D_{JL}) \frac{1-b}{2} + D_{KL} b$$

#### II.4.3.3 Εφαρμογή

Η ανάλυση ομαδοποίησης των πινάκων αποστάσεων μεταξύ των υγροτόπων, έγινε με τη βοήθεια του στατιστικού λογισμικού SAS. Από τον συνδυασμό των 11 αποστάσεων και των 7 μεθόδων ανάλυσης ομαδοποίησης που εφαρμόστηκαν προέκυψαν συνολικά 77 φαινογράμματα (δενδρογράμματα).

#### II.4.3.4 Ο έλεγχος ANOSIM

Το στατιστικό τεστ ANOSIM (Clark & Green 1988) ενδεικνύεται για τον έλεγχο της ορθότητας των ταξινομήσεων που έχουν προκύψει από μία σειρά στατιστικών τεχνικών, όπως η πολυδιάστατη κλιμάκωση (multidimensional scaling). Ελέγχει τη σειρά τάξης των ομοιοτήτων στον αρχικό πίνακα ομοιότητας και προσδιορίζει αν οι υγρότοποι οι οποίοι εμφανίζονται να ανήκουν στις ίδιες συστάδες σχηματίζουν σημαντικά διακριτές ομάδες. Κατά την διαδικασία εφαρμογής του ANOSIM με μία σειρά μεταθέσεων μεταξύ των σταθμών που έχουν κατανεμηθεί σε ομάδες ελέγχεται η σημαντικότητα ή όχι της ταξινόμησης. Με τον έλεγχο αυτόν ελέγχεται ο βαθμός της διαφοροποίησης των διακριτών ομάδων υγροτόπων που έχουν προκύψει στο κάθε δενδρογράμμα, καθώς επίσης και ο βαθμός ομοιογένειας μεταξύ των υγροτόπων εντός κάθε ομάδας. Εφαρμόζεται δηλαδή ξανά το βασικό κριτήριο, αυτή τη φορά όμως με τη βοήθεια ενός στατιστικού ελέγχου.

Ο στατιστικός έλεγχος R βασίζεται στην διαφορά των μέσων τάξεων ανομοιότητας εντός και μεταξύ των ομάδων και δίνεται από τον τύπο:

$$R = \frac{I_{between} - I_{within}}{M/2}$$

όπου  $M = n(n-1)/2$ ,  $n$  όντας ο συνολικός αριθμός των υγροτόπων. Η τιμή του R κυμαίνεται μεταξύ 0 και 1.

### III. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής των τριών κριτηρίων της μεθοδολογίας επί των δενδρογραμμάτων που προέκυψαν από τον συνδυασμό των υπολογισμών των αποστάσεων μεταξύ των υγροτόπων και των μεθόδων ομαδοποιήσεως τους παρουσιάζονται συνοπτικά στον πίνακα 4.

Όπως είναι φανερό από την ανάγνωση του πίνακα τρεις στρατηγικές ομαδοποίησης, οι single, median και centroid απορρίπτονται ήδη από το πρώτο βήμα της εφαρμογής του βασικού κριτηρίου της επιλογής του βέλτιστου δενδρογράμματος. Και τούτο ανεξαρτήτως απόστασης που χρησιμοποιείται για τον χαρακτηρισμό της ανομοιότητας των υγροτόπων. Πράγματι παρατηρείται ότι οι τρεις στρατηγικές ομαδοποίησης αποδίδουν δενδρογράμματα στα οποία για κανένα επίπεδο απόστασης δεν είναι δυνατόν να προκύψουν διακριτές ομάδες υγροτόπων, επειδή κατατάσσουν όλους τους υγροτόπους σε μία μόνο ομάδα. Ενδεικτικά παρατίθενται τρία δενδρογράμματα, ένα για κάθε στρατηγική, τα οποία και παραστατικά αποδεικνύουν τα ανωτέρω (σχήματα 1, 2, 3).

Όσον αφορά την στρατηγική ομαδοποίησης complete παρατηρείται ότι συνολικά απορρίπτεται κατά το δεύτερο στάδιο. Πράγματι, ενώ η στρατηγική αυτή παρουσιάζει ικανοποιητικά αποτελέσματα όσον αφορά στην διάκριση των υγροτόπων σε ομάδες, δεν ικανοποιείται το κριτήριο για διάκριση σε έναν επιθυμητό αριθμό ομάδων. Μελετώντας τις ομάδες που προκύπτουν για διαφορετικά επίπεδα απόστασης είτε προκύπτει μεγάλος αριθμός ομάδων (> 7), είτε αποδίδονται ομάδες (ή -α) με έναν μόνο υγρότοπο. Χαρακτηριστικά παρατίθεται το δενδρογράμμα του σχήματος 4.

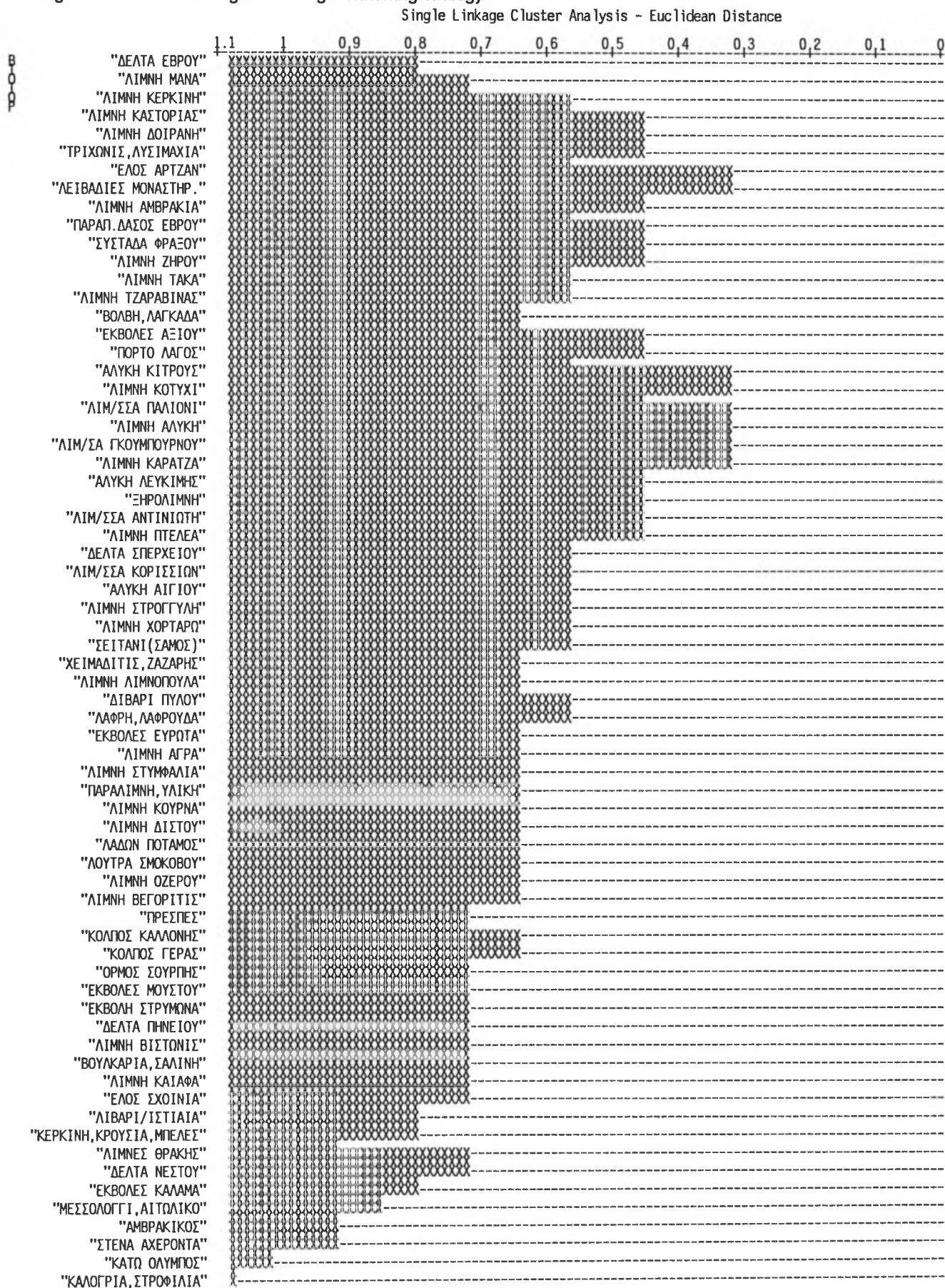
Πίνακας 4. Συνοπτικός πίνακας αποτελεσμάτων εφαρμογής των κριτηρίων αποδοχής της μεθοδολογίας

Table 4. Summary of the results concerning the criteria of methodology acceptance

ΑΠΟΣΤΑΣΕΙΣ	ΜΕΘΟΔΟΙ CLUSTERING						
	Single	Complete	Flexible	Centroid	Average	Median	Ward's
ED	-	*	*	-	*	-	*
SED	-	*	*	-	*	-	*
MED	-	*	*	-	*	-	*
MAD	-	*	*	-	*	-	*
PD	-	*	**	-	*	-	**
RED	-	*	*	-	-	-	*
RAD	-	*	**	-	*	-	*
CRD	-	*	**	-	*	-	*
GDD	-	*	**	-	*	-	**
MS	-	*	***	-	*	-	**
TC	-	*	*	-	*	-	*

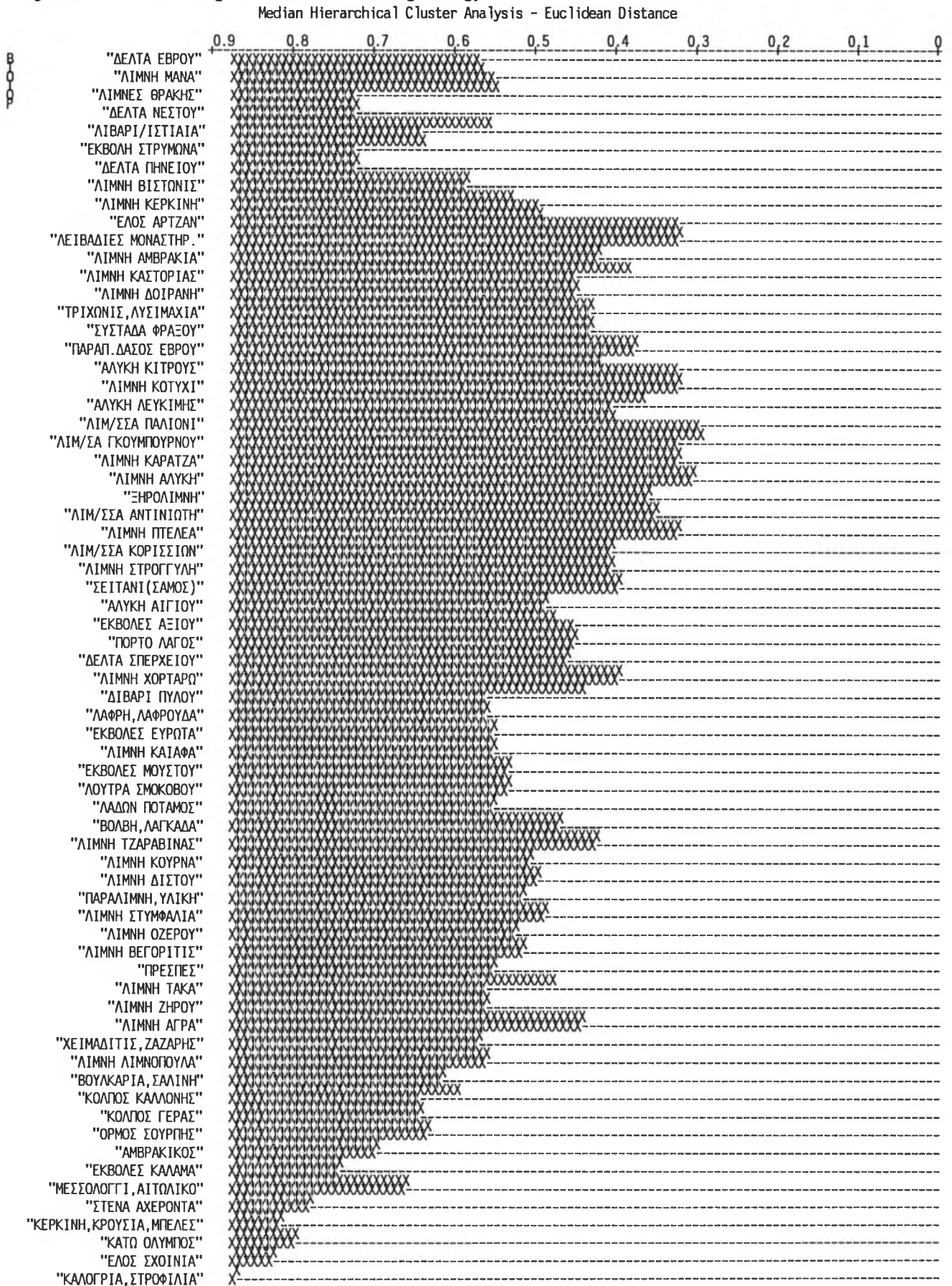
- : απορριφθέντα μετά την εφαρμογή του πρώτου κριτηρίου
- \* : απορριφθέντα μετά την εφαρμογή του δευτέρου κριτηρίου
- \*\* : απορριφθέντα μετά την εφαρμογή του στατιστικού ελέγχου
- \*\*\* : βέλτιστη μεθοδολογία ομαδοποίησης
- : method rejected after the application of the 1<sup>st</sup> criterion
- \* : method rejected after the application of the 2<sup>nd</sup> criterion
- \*\* : method rejected after the application of the 3<sup>rd</sup> criterion
- \*\*\* : optimal grouping methodology of the Greek wetlands
- ED : Euclidean Distance
- SED : Squared Euclidean Distance
- MED : Mean Euclidean Distance
- MAD : Mean Absolute Distance
- PD : Percent Dissimilarity
- RED : Relative Euclidean Distance
- RAD : Relative Absolute Distance
- CRD : Chord Distance
- GDD : Geodesic Distance
- MS : Marczewski-Steinhaus Distance (Jaccard's Complement)
- TC : Rogers-Tanimotto Complement

Σχήμα 1: Δενδρόγραμμα στρατηγικής ομαδοποίησης single  
Figure 1: Dendrogram of single clustering strategy

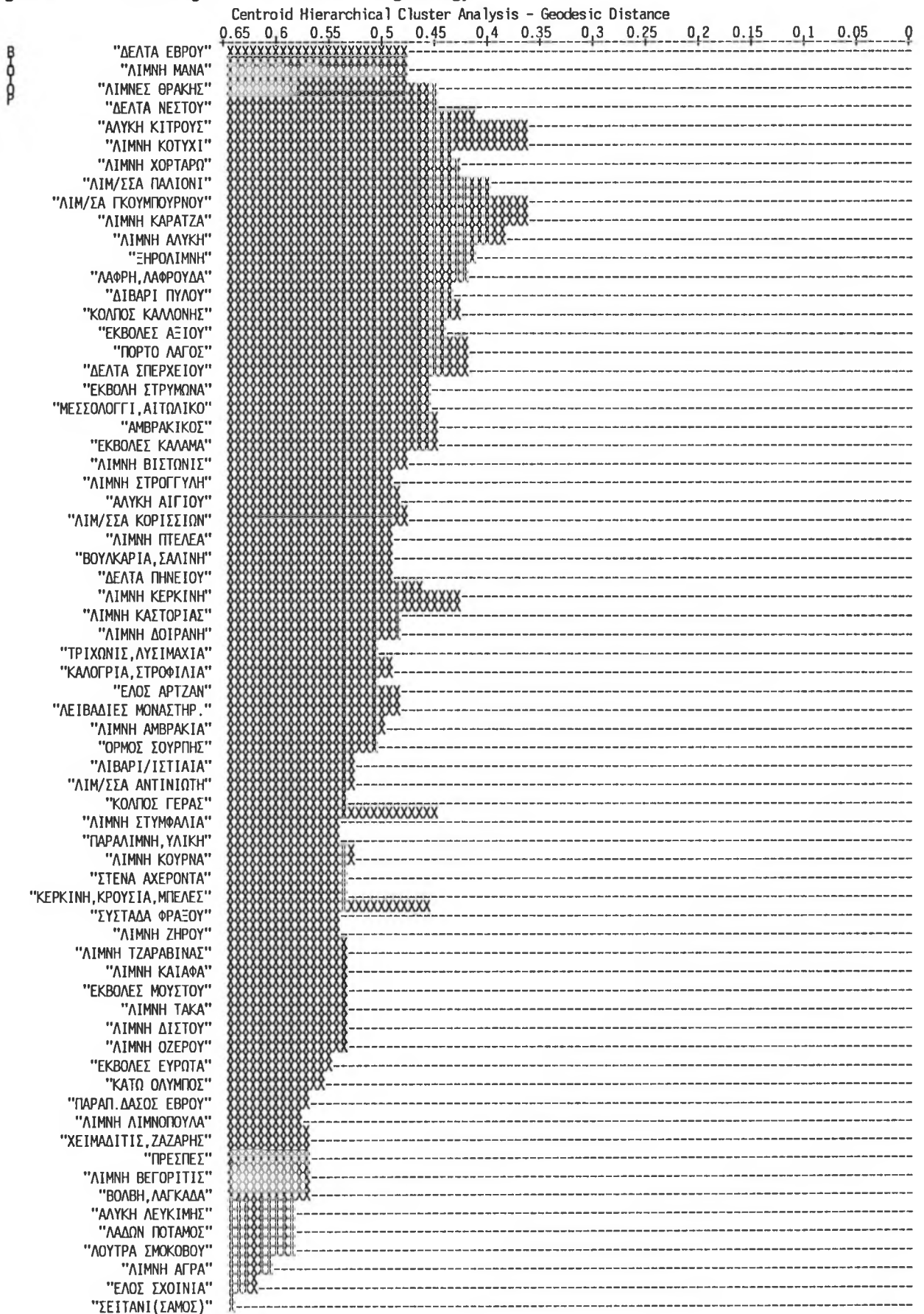




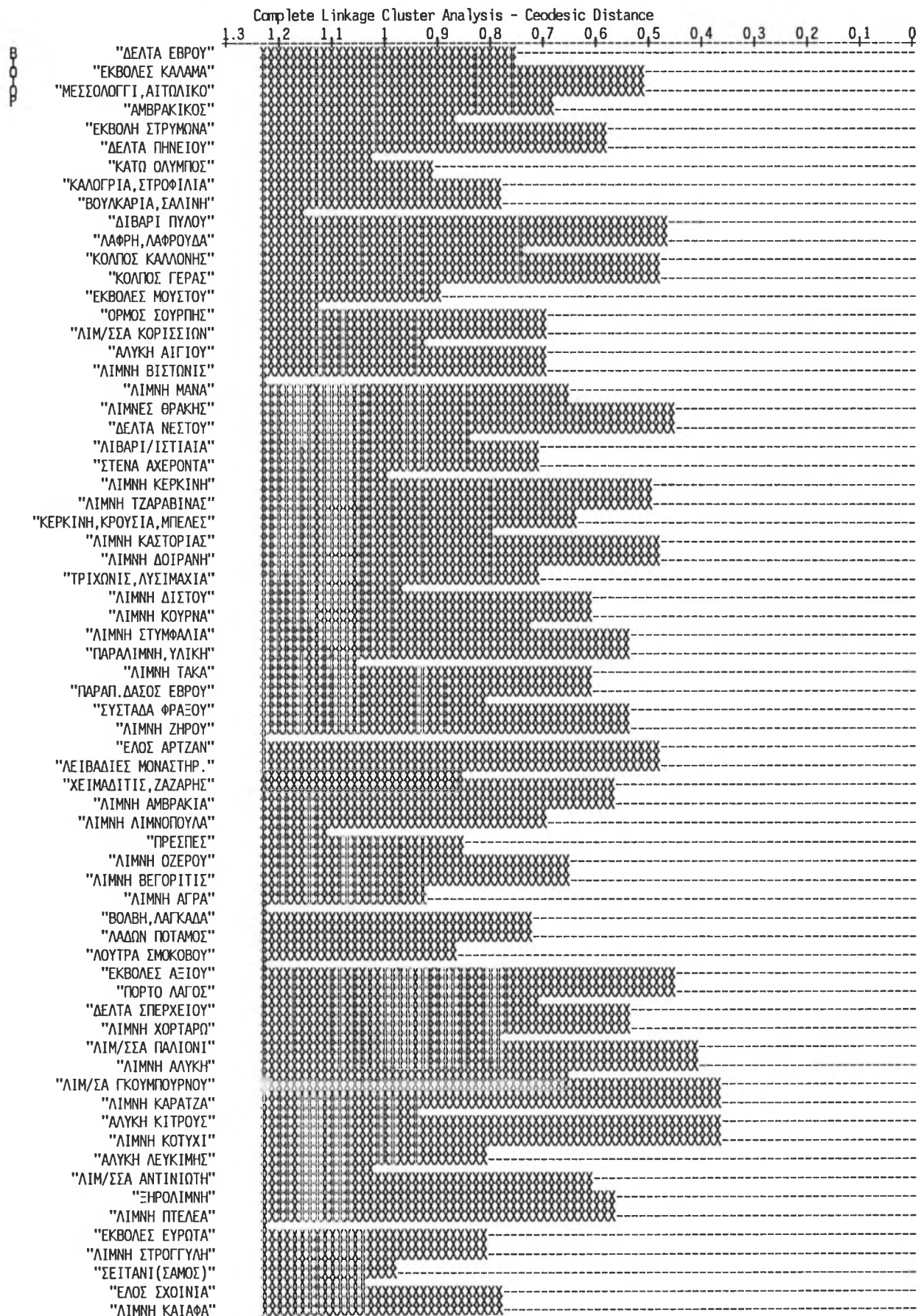
Σχήμα 2: Δενδρόγραμμα στρατηγικής ομαδοποίησης median  
 Figure 2: Dendrogram of median clustering strategy



Σχήμα 3: Δενδρογράμμα στρατηγικής ομαδοποίησης centroid  
 Figure 3: Dendrogram of centroid clustering strategy



Σχήμα 4: Δενδρόγραμμα στρατηγικής ομαδοποίησης complete  
 Figure 4: Dendrogram of complete clustering strategy



Η στρατηγική ομαδοποίησης average απορρίπτεται επίσης συνολικά στα δύο πρώτα στάδια. Ενώ γενικά υπάρχει καλή διακριτική ικανότητα σε ομάδες (πλύν της απόστασης RED, η οποία και απορρίπτεται κατά το πρώτο στάδιο), δεν προκύπτει ο επιθυμητός αριθμός ομάδων. Ενδεικτικά παρατίθεται ένα δενδρόγραμμα για την στρατηγική average στο σχήμα 5.

Όσον αφορά την στρατηγική ομαδοποίησης Ward's παρατηρείται καλή διακριση σε ομάδες ήδη για πολύ μικρά επίπεδα απόστασης όπως φαίνεται ενδεικτικά και στο δενδρόγραμμα που ακολουθεί (σχήμα 6). Οκτώ αποστάσεις απορρίπτονται κατά το δεύτερο στάδιο, ενώ τρεις αποστάσεις επιλέγονται για το τρίτο στάδιο της εφαρμογής του στατιστικού ελέγχου. Ένα χαρακτηριστικό δενδρόγραμμα της στρατηγικής Ward's με καλή διάκριση σε ομάδες παρατίθεται στο σχήμα 6.

Η στρατηγική ομαδοποίησης flexible παρουσιάζει και τα καλύτερα αποτελέσματα όσον αφορά στα κριτήρια που τέθηκαν αρχικά. Πράγματι κανένα δενδρόγραμμα δεν απορρίπτεται κατά το πρώτο στάδιο, ενώ πέντε τύποι αποστάσεως επιλέγονται για το στάδιο του στατιστικού ελέγχου. Ακόμα το βέλτιστο δενδρόγραμμα προκύπτει με την εφαρμογή αυτής της στρατηγικής για την απόσταση MS (βλέπε σχήμα 7).

Μελετώντας τα αποτελέσματα συνολικά παρατηρείται ότι από τους 77 διαφορετικούς συνδυασμούς στρατηγικών-απόστασης κατά το πρώτο στάδιο απορρίπτονται οι 34 και επιλέγονται οι 43. Οι 34 μέθοδοι απορρίπτονται διότι δεν παρουσιάζουν καλή διάκριση των υγροτόπων σε ομάδες. Κατά το δεύτερο στάδιο απορρίπτονται οι 35 μέθοδοι για τις οποίες δεν προκύπτει αριθμός ομάδων που να ικανοποιεί το δεύτερο κριτήριο και επιλέγονται οι 8. Στο τελικό στάδιο, μεταξύ των οκτώ που ανταποκρίνονται ικανοποιητικά στα δύο πρώτα κριτήρια, επιλέγεται η βέλτιστη μέθοδος για την οποία ο στατιστικός έλεγχος αποδίδει τα σημαντικότερα αποτελέσματα και απορρίπτονται οι υπόλοιπες επτά.

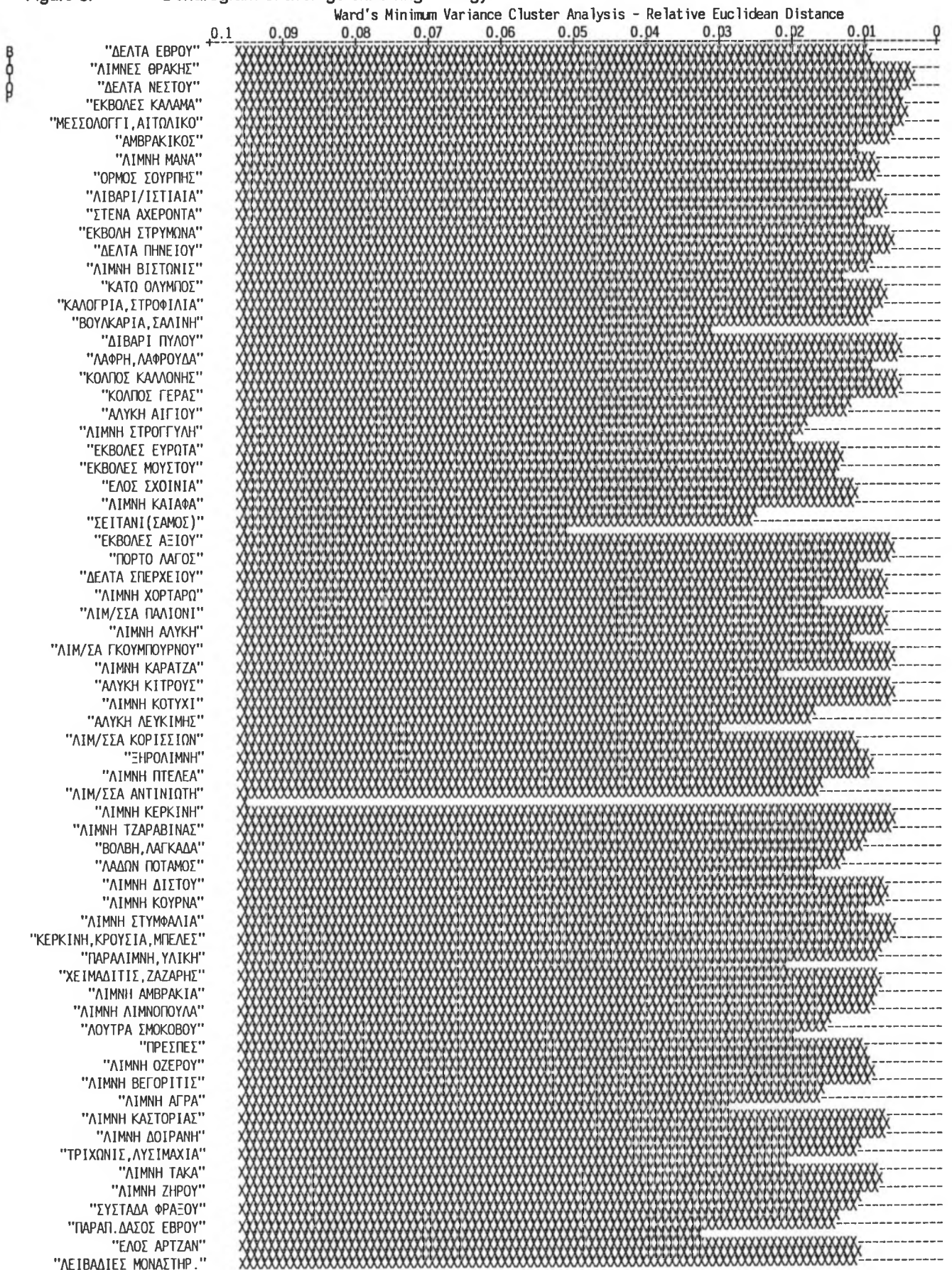
Μελετώμενες οι 77 μέθοδοι συνολικά παρατηρείται ότι πρωτεύοντα ρόλο στον προσδιορισμό της βέλτιστης λύσης κατέχει η στρατηγική ομαδοποίησης, ενώ ο τύπος της αποστάσεως παίζει δευτερεύοντα ρόλο. Είναι χαρακτηριστικό ότι κατά την εφαρμογή των πρώτων δύο κριτηρίων οι πέντε εκ των επτά μεθόδων (single, complete, centroid, average και median) έχουν απορριφθεί συνολικά, ενώ στο τελικό στάδιο του στατιστικού ελέγχου έχουν προκριθεί δύο μόνο στρατηγικές (flexible, ward's).



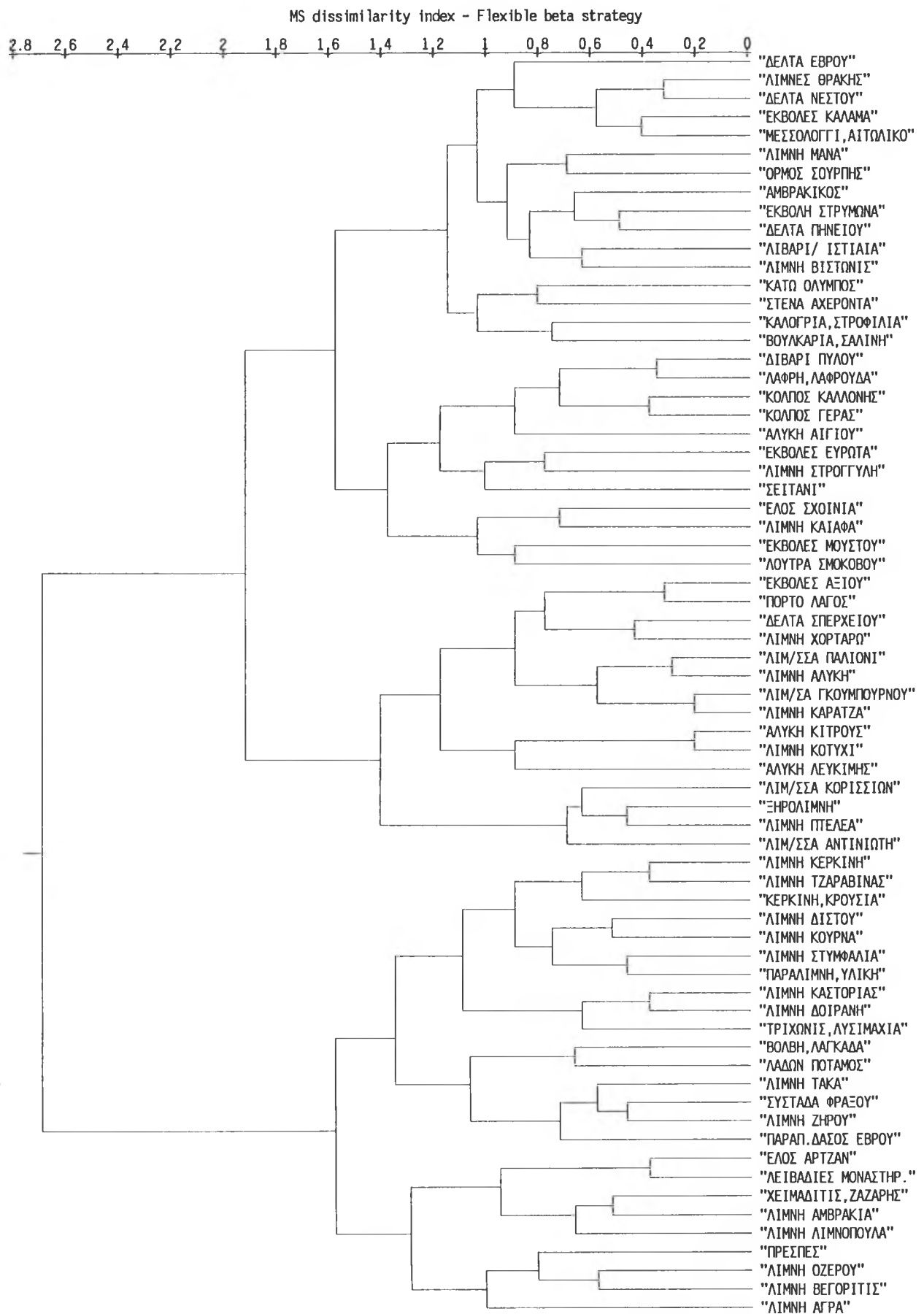
Σχήμα 5: Δενδρογράμμα στρατηγικής ομαδοποίησης average  
 Figure 5: Dendrogram of average clustering strategy



Σχήμα 6: Δενδρογράμμα στρατηγικής ομαδοποίησης average  
 Figure 6: Dendrogram of average clustering strategy



Σχήμα 7: Δενδρόγραμμα βέλτιστης μεθοδολογίας ομαδοποίησης των Ελληνικών υγροτόπων  
 Figure 7: Dendrogram of the optimal grouping methodology of Greek wetlands



Μελετώμενη η επίδραση του τύπου της απόστασης, θεωρουμένων των στρατηγικών με τα ικανοποιητικότερα αποτελέσματα (flexible, ward's) μετά την εφαρμογή των υποκειμενικών κριτηρίων, παρατηρείται ότι οι αποστάσεις RAD και CRD προκρίνονται στο τελικό στατιστικό στάδιο για μία μόνο περίπτωση ενώ οι αποστάσεις που προκρίνονται και στις δύο περιπτώσεις είναι οι PD, GDD και MS. Η απόσταση MS αποτελεί τελικά την βέλτιστη επιλογή σε συνδυασμό με την στρατηγική flexible.

Όπως έχει γίνει φανερό καθοριστικό ρόλο στην όλη διαδικασία κατέχει το στατιστικό τεστ ANOSIM, καθώς με την εφαρμογή του επί των οκτώ λύσεων που προκρίθηκαν μετά τα δύο πρώτα στάδια, κατέστη δυνατή η επιλογή της βέλτιστης λύσης. Ο αριθμός των ομάδων των υγροτόπων ανά μέθοδο επί των οποίων εφαρμόσθηκε ο στατιστικός έλεγχος παρουσιάζονται στον πίνακα 5.

Πίνακας 5. Αριθμός ομάδων υγροτόπων ανά μέθοδο ομαδοποίησης  
Table 5. Number of groups of wetlands by combination of statistical treatments

Αριθμός ομάδων	Μέθοδοι
5	PD-flexible, PD-Ward's, MS-Ward's, MS-flexible
6	GDD-flexible, GDD-Ward's, RAD-flexible
7	CRD-flexible

Τα επίπεδα σημαντικότητας για τους διεξαχθέντες στατιστικούς ελέγχους ANOSIM των οκτώ μεθόδων παρουσιάζονται στον πίνακα 6.

Τα αποτελέσματα της εφαρμογής του στατιστικού τεστ όσον αφορά στη σημαντικότητα της διάκρισης μεταξύ των θεωρουμένων ομάδων ανά ζεύγη, συνοψίζονται με την μορφή πινάκων οι οποίοι και εκφράζουν το επίπεδο σημαντικότητας της διάκρισης. Συνοπτικά τα αποτελέσματα των οκτώ μεθόδων παρατίθενται στον πίνακα 7.

Τα αναλυτικά αποτελέσματα της ανάλυσης ομαδοποίησης με το πρόγραμμα SAS για όλες τις μεθόδους που χρησιμοποιήθηκαν φυλάσσονται σε αρχείο και είναι στη διάθεση των αναγνωστών. Τα αποτελέσματα τέλος του στατιστικού ελέγχου ANOSIM για τη βέλτιστη μέθοδο



ομαδοποίησης MS-flexible, παρουσιάζονται στο παράρτημα Α.

Πίνακας 6. Επίπεδα σημαντικότητας στατιστικού ελέγχου  
Table 6. Significance levels of the ANOSIM test

	Επίπεδα σημαντικότητας	
	εντός των ομάδων	μεταξύ των ομάδων
PD-flexible	0.20%	0.20%
PD-ward's	0.20%	0.20%
MS-ward's	0.20%	0.20%
MS-flexible	0.20%	0.20%
GDD-flexible	1.00%	1.00%
GDD-ward's	0.20%	0.20%
RAD-flexible	0.20%	0.20%
CRD-flexible	1.00%	1.00%

Η εφαρμογή της μεθοδολογίας στο πλαίσιο των αρχικών προδιαγραφών οδήγησε στη διάκριση πέντε ομάδων υγροτόπων. Στους πίνακες 8, 9, 10, 11, 12 που ακολουθούν παρουσιάζονται οι υγρότοποι που έχουν ταξινομηθεί σε κάθε ομάδα, ενώ στα αντίστοιχα συνημμένα γραφήματα 8, 9, 10, 11, 12 εμφανίζεται η "υπογραφή" του συνδυασμού βιοτόπων/βιοκατοικιών που χαρακτηρίζουν την κάθε διακριτή ομάδα. Το γράφημα παρουσιάζει τα ποσοστά της συχνότητας εμφάνισης των διαφόρων τύπων βιοκατοικιών σε κάθε ομάδα.

Με βάση την ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της κάθε ομάδας προκύπτει ένα λογικό διάγραμμα διάκρισης των ομάδων υγροτόπων (σχήμα 13), που αντικατοπτρίζει σχηματικά τα στατιστικά αποτελέσματα της μεθοδολογίας. Με την βοήθεια αυτού του διαγράμματος καθίσταται δυνατή η κατάταξη του κάθε υγροτόπου σε μία ομάδα, ανάλογα με τον συνδυασμό των επιμέρους βιοκατοικιών του.

Πίνακας 7. Επίπεδα σημαντικότητας της διάκρισης μεταξύ των ομάδων υγροτόπων μετά την εφαρμογή του στατιστικού ελέγχου ANOSIM

Table 7. Significance levels of pairwise differences between groups of wetlands according to ANOSIM test

<p>PD-flexible</p> <p>2 *</p> <p>3 * +</p> <p>4 * * *</p> <p>5 * * * *</p> <p>1 2 3 4</p>	<p>PD-Ward's</p> <p>2 *</p> <p>3 + +</p> <p>4 * * *</p> <p>5 + * * *</p> <p>1 2 3 4</p>	<p>MS-Ward's</p> <p>2 *</p> <p>3 * +</p> <p>4 * * *</p> <p>5 + * * +</p> <p>1 2 3 4</p>
<p>Gdd-flexible</p> <p>2 +</p> <p>3 - +</p> <p>4 + * +</p> <p>5 - + - -</p> <p>6 * * * + +</p> <p>1 2 3 4 5</p>	<p>GDD-Ward's</p> <p>2 +</p> <p>3 * *</p> <p>4 + + *</p> <p>5 * * * +</p> <p>6 * * * + +</p> <p>1 2 3 4 5</p>	<p>RAD-flexible</p> <p>2 *</p> <p>3 + -</p> <p>4 * * +</p> <p>5 * + + *</p> <p>6 + + - + +</p> <p>1 2 3 4 5</p>
<p>CRD-flexible</p> <p>2 -</p> <p>3 + -</p> <p>4 + - +</p> <p>5 - - + +</p> <p>6 - - - - -</p> <p>7 * * * + + +</p> <p>1 2 3 4 5 6</p>	<p>MS-flexible</p> <p>2 *</p> <p>3 * *</p> <p>4 * * *</p> <p>5 * * * *</p> <p>1 2 3 4</p>	

Επίπεδα σημαντικότητας (συμβολισμοί) : >99% ?, >10% ., 10% -, 5% +, 1% \*

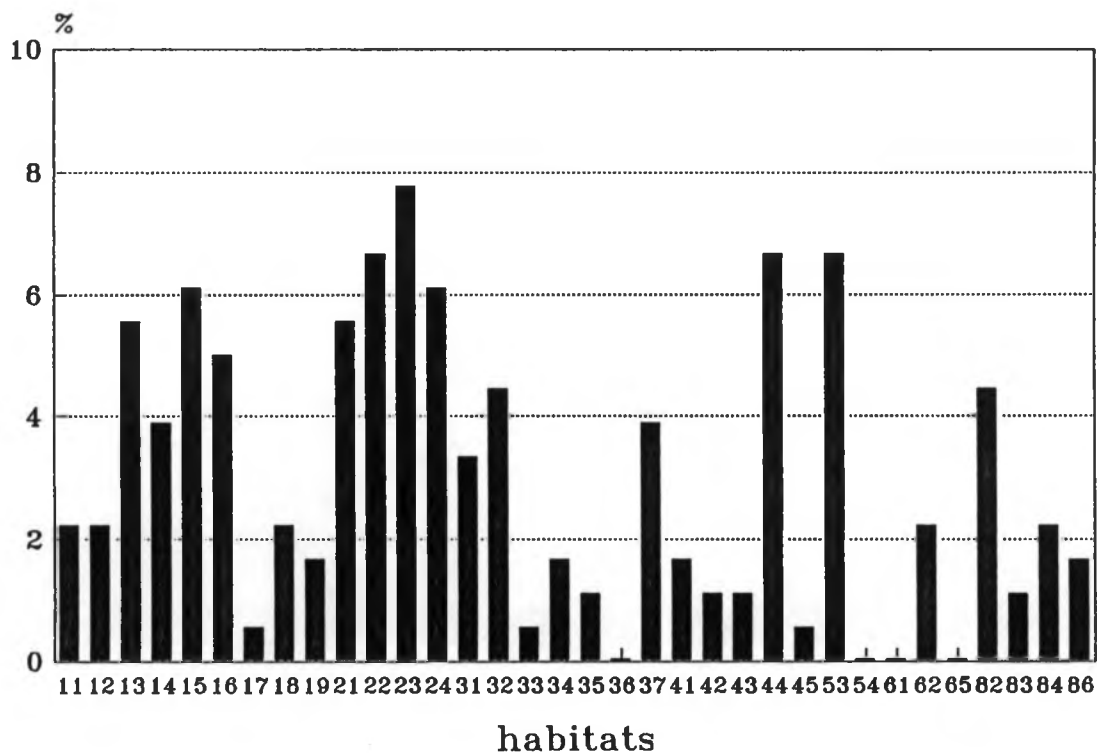
Significance levels (symbols)

Πίνακας 8: Ελληνικοί υγρότοποι που κατατάσσονται στην ομάδα 1.  
 Table 8: Greek wetlands classified within the group 1.

- Ορμος Σούρπης / Στόμιον
- Αμβρακικός Κόλπος
- Δέλτα Πηνειού
- Δέλτα Εβρου
- Δέλτα Νέστου (και λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού)
- Εκβολές Καλαμά
- Εκβολή ποταμού Στρυμώνα
- Εκβολή και Στενά Αχέροντα
- Λιμνοθάλασσα Καλογριάς, Λίμνη Στροφιλιά
- Λιμνοθάλασσες Μεσσολογγίου και Αιτωλικού / Εκβολές Αχελώου
- Λίμνες της Θράκης
- Λίμνη Μάνα (Μητρικού)
- Λίμνη Βουλκαριά και Λίμνη Σαλίνη
- Λίμνη Βιστωνίς
- Μεγάλο Λιβάρι / Ιστιαία

Σχήμα 8: Ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της ομάδας 1.

Figure 8: Percent contribution of the different habitats in the overall ecological diversity of the wetlands in group 1

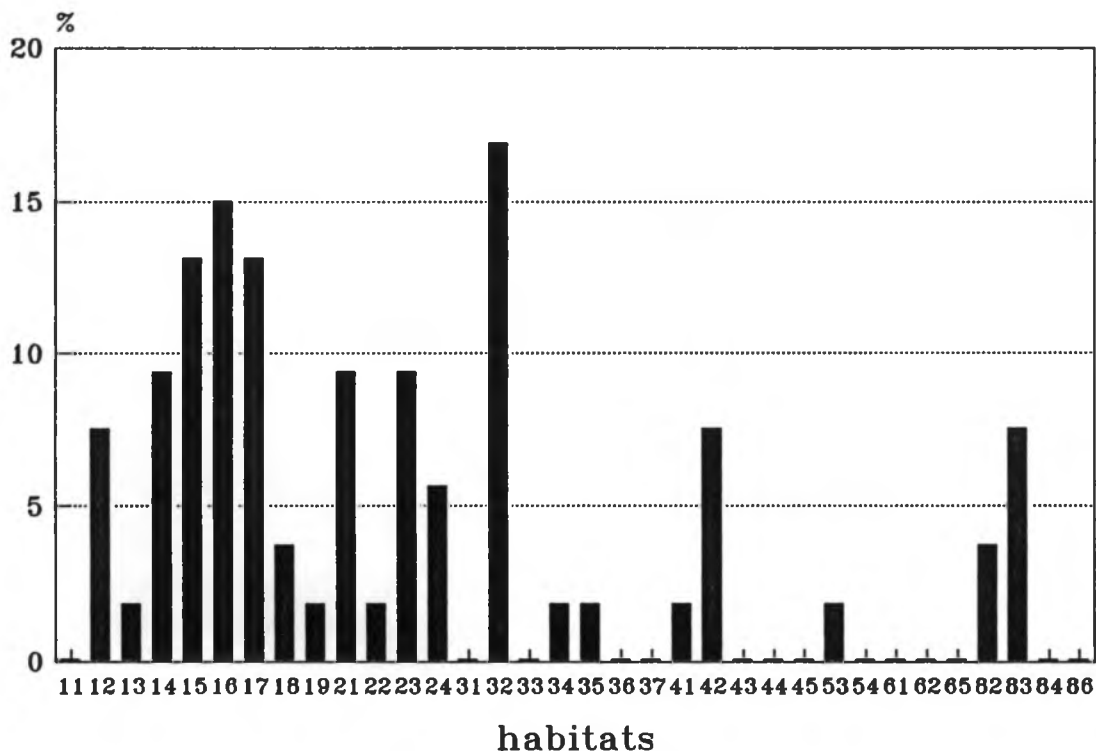


Η πρώτη ομάδα περιλαμβάνει 15 υγροτόπους. Χαρακτηριστικό της ομάδας είναι η αυξημένη ποικιλία των βιοκατοικιών που εμφανίζονται στο υγροτοπικό οικοσύστημα. Ο κυρίαρχος τύπος βιοκατοικίας αυτής της ομάδας υγροτόπων είναι τα υφάλμυρα λιμνάζοντα ύδατα και ακολουθούν τα γλυκά λιμνάζοντα ύδατα, και οι δασικές συστάδες σε υγρές περιοχές.

Πίνακας 9: Ελληνικοί υγρότοποι που κατατάσσονται στην ομάδα 2.  
 Table 9: Greek wetlands classified within the group 2.

- Αλυκή Αιγίου
- Διβάρι Πύλου
- Ελος Σχοινιά
- Εκβολές Ευρώτα
- Εκβολές Μούστου / Αστρος
- Λουτρά Σμοκόβου
- Λίμνη Λάφρη και Λαφρούδα
- Λίμνη Καϊάφα
- Λίμνη Στρογγύλη
- Κόλπος Γέρας και Ελος Ντίπι
- Κόλπος Καλλονής
- Μικρό και Μεγάλο Σεϊτάνι

Σχήμα 9: Ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της ομάδας 2.  
 Figure 9: Percent contribution of the different habitats in the overall ecological diversity of the wetlands in group 2

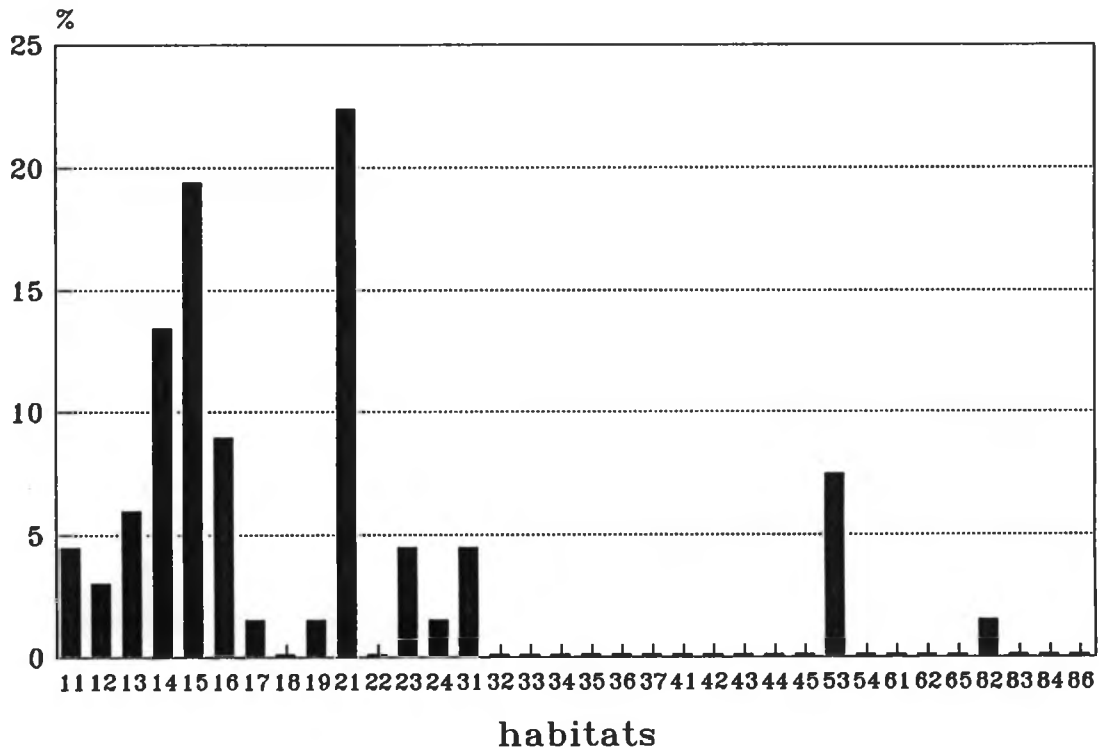


Η δεύτερη ομάδα περιλαμβάνει 12 υγροτόπους. Χαρακτηριστικό της ομάδας είναι ότι περιλαμβάνει βιοκατοικίες κυρίως των πρώτων κατηγοριών (1 και 2). Ο κυρίαρχος τύπος βιοκατοικίας αυτής της ομάδας υγροτόπων είναι οι σκληρόφυλλοι θαμνώνες, και ακολουθούν τα αλμυρά έλη, αλμυροί βοσκότοποι, αλμυροί θαμνώνες, οι παράκτιες αμμοθίνες και αμμόδεις παραλίες, και οι πετρώδεις ακτές.

Πίνακας 10: Ελληνικοί υγράτοποι που κατατάσσονται στην ομάδα 3.  
 Table 10: Greek wetlands classified within the group 3.

- Πόρτο Λάγος
- Αλυκή Λευκίμης
- Αλυκή Κίτρου
- Δέλτα Σπερχειού
- Εκβολές Αξιού, Λουδία και Αλιάκμονα
- Λιμνοθάλασσα Παλιόνι / Αυλίμων / Αλυκές Λευκάδας
- Λιμνοθάλασσα Αντινιώτη
- Λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού
- Λιμνοθάλασσα Κορισσίων
- Λίμνη Πτελέα, Ελος και Λίμνη Καρακάτζαλι
- Λίμνη Αλυκή (Μέση)
- Λίμνη Κοτύχι
- Λίμνη Καρατζά
- Λίμνη Χορτάτου και Λίμνη Αλυκή
- Ξηρολίμνη (Λίμνη Φανάρι)

Σχήμα 10: Ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της ομάδας 3.  
 Figure 10: Percent contribution of the different habitats in the overall ecological diversity of the wetlands in group 3

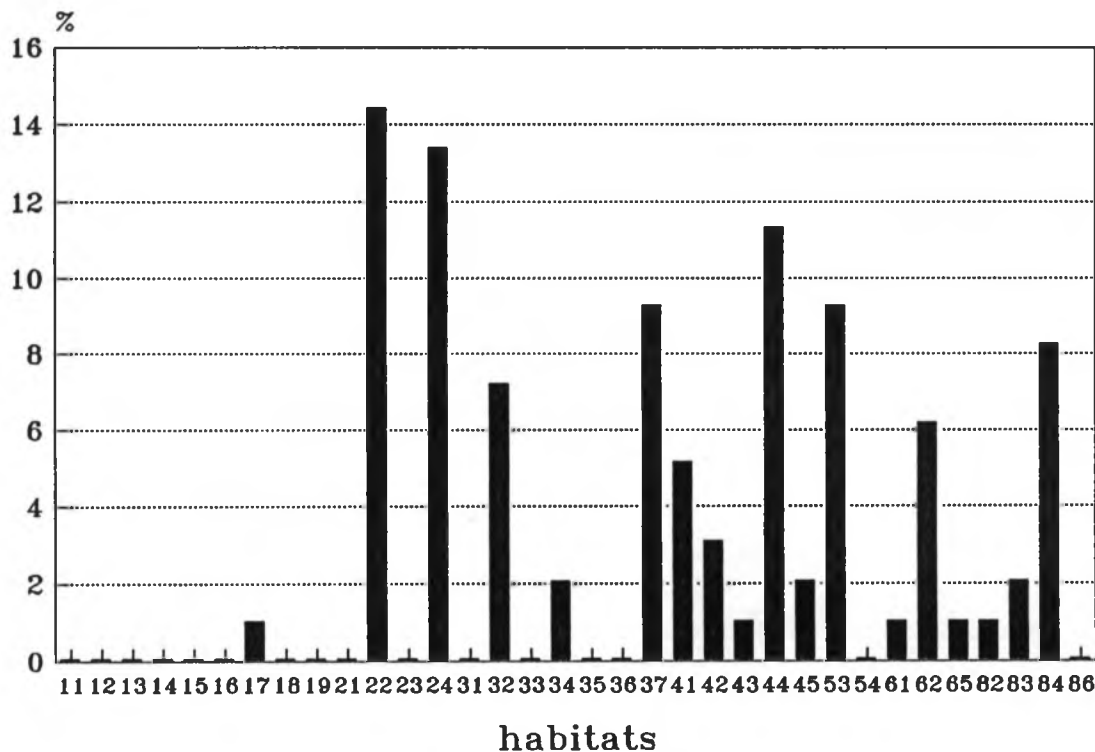


Η τρίτη ομάδα περιλαμβάνει 15 υγράτοπους. Χαρακτηριστικό της ομάδας είναι ότι περιλαμβάνει βιοκατοικίες αποκλειστικά σχεδόν των πρώτων κατηγοριών (1 και 2). Ο κυρίαρχος τύπος βιοκατοικίας αυτής της ομάδας υγράτοπων είναι οι λιμνοθάλασσες και ακολουθούν τα θαλάσσια ύδατα με αμμώδη και ιλώδη πυθμένα, τα αλμυρά έλη, αλμυροί βοσκότοποι, αλμυροί θαμνώνες, και οι παράκτιες αμμοθίνες και αμμώδεις παραλίες.

Πίνακας 11: Ελληνικοί υγρότοποι που κατατάσσονται στην ομάδα 4.  
Table 11: Greek wetlands classified within the group 4.

Παραποτάμιο Δάσος Εβρου  
Λάδων Ποταμός  
Λίμνη Παραλίμνη και Λίμνη Υλίκη  
Λίμνη Ζηρού και Κοιλιάδα Λούρου  
Λίμνη Δοϊράνη  
Λίμνη Δίστου  
Λίμνη Κουρνά  
Λίμνη Καστοριάς  
Λίμνη Κερκίνη  
Λίμνη Βόλβη και λίμνη Λαγκαδά  
Λίμνη Στυμφαλία  
Λίμνη Τάκα  
Λίμνη Τριχωνίς και Λίμνη Λυσιμαχία  
Λίμνη Τζαραβίνας  
Παραποτάμιο δάσος Φράξου Λεσθνίου

Σχήμα 11: Ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της ομάδας 4.  
Figure 11: Percent contribution of the different habitats in the overall ecological diversity of the wetlands in group 4

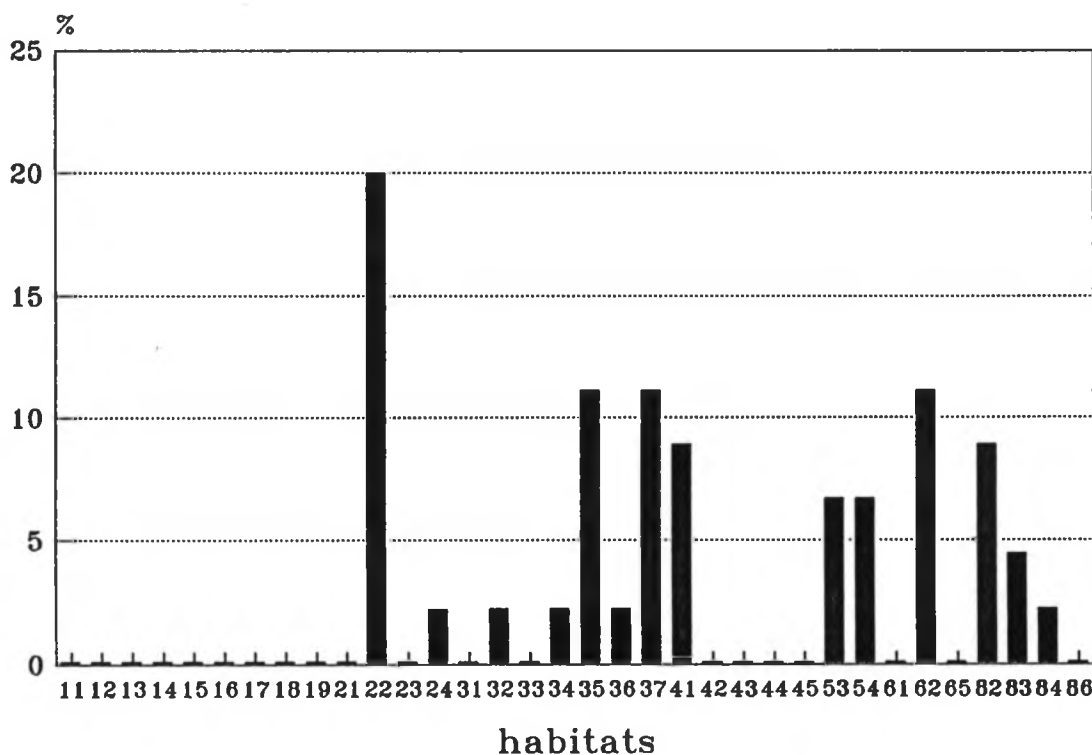


Η τέταρτη ομάδα περιλαμβάνει 15 υγρότοπους. Χαρακτηριστικό της αποτελεί η απουσία βιοκατοικιών της πρώτης ομάδας (παράκτιες και αλλοφυτικές κοινότητες). Ο κυρίαρχος τύπος βιοκατοικίας αυτής της ομάδας υγροτόπων είναι τα γλυκά λιμνάζοντα υδάτα και ακολουθούν τα ρέοντα υδάτα, οι δασικές συστάδες σε υγρές περιοχές και προσχλωσιγενή εδάφη, τα υγρά χορτολιβάδα και τα παρόχθια φυτικά συστήματα.

Πίνακας 12: Ελληνικοί υγράτοποι που κατατάσσονται στην ομάδα 5.  
 Table 12: Greek wetlands classified within the group 5.

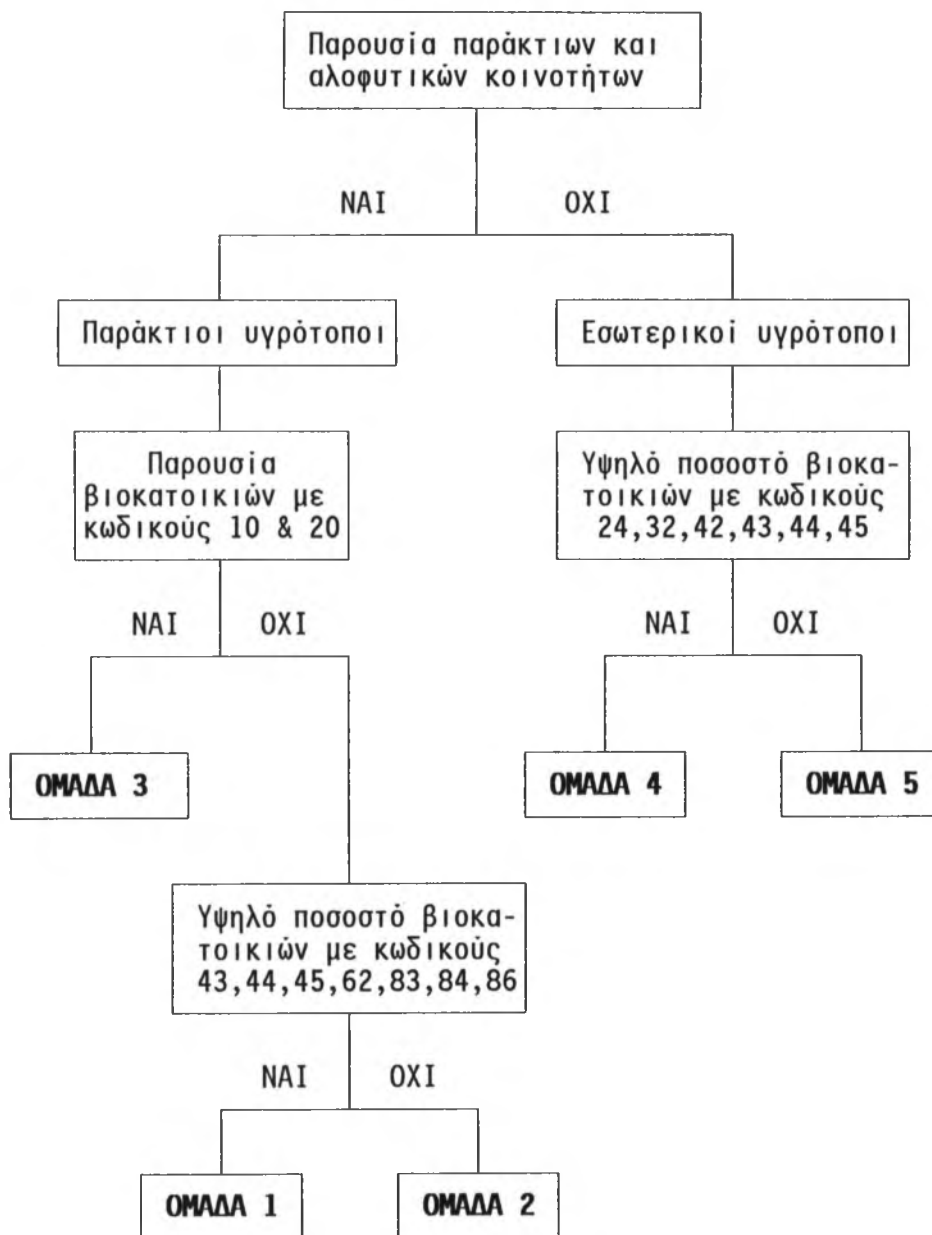
Λίμνες Μικρή και Μεγάλη Πρέσπα  
 Ελος Αρτζάν  
 Λειβαδιές Μοναστηρακίου (Εβρος)  
 Λίμνη Οζερου  
 Λίμνη Αγρα  
 Λίμνη Αμβρακία  
 Λίμνη Λιμνοπούλα  
 Λίμνη Χειμαδίτις και λίμνη Ζάζαρης  
 Λίμνη Βεγορίτις

Σχήμα 12: Ποσοστιαία συμμετοχή των διαφορετικών τύπων βιοκατοικιών στην συνολική οικολογική ποικιλότητα της ομάδας 5.  
 Figure 12: Percent contribution of the different habitats in the overall ecological diversity of the wetlands in group 5



Η πέμπτη ομάδα περιλαμβάνει 9 υγράτοπους. Χαρακτηριστικό της, όπως και της ομάδας 4, αποτελεί η απουσία βιοκατοικιών της πρώτης ομάδας (παράκτιες και αλλοφυτικές κοινότητες). Ο κυρίαρχος τύπος βιοκατοικίας αυτής της ομάδας υγράτοποι είναι τα γλυκά λιμνάζοντα υδάτα και ακολουθούν τα ξηρά πυριτόφυλα λειβαδικά συστήματα, τα υγρά χορτολίβαδα. Αξιοσημείωτη ακόμη η παρουσία σε υψηλό ποσοστό των τύπων: βραχώδεις εσωτερικοί βιότοποι και καλλιέργειες.

Σχήμα 13: Διάκριση ομάδων υγροτόπων βάσει των βιοκατοικιών τους, όπως προκύπτει από την εφαρμογή της στατιστικής μεθοδολογίας.  
 Figure 13: Discrimination of groups of wetlands according to habitat constitutions



- Κωδικοί βιοκατοικιών<sup>1</sup>
- 10 : Παράκτιες και αλοφυτικές κοινότητες
  - 20 : Μη θαλάσσια ύδατα
  - 30 : Θαμνώνες και λιβάδια
  - 40 : Δάση
  - 50 : Τέλματα και έλη
  - 60 : Βραχώδεις βιοκατοικίες
  - 80 : Αγροτικές περιοχές και περιοχές με μεγάλο βαθμού ανθρώπινη επέμβαση

<sup>1</sup> Για πληρέστερη περιγραφή βλέπε πίνακα 2



#### IV. ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ/ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Η αξιολόγηση της προτεινόμενης μεθοδολογίας βασίζεται στον έλεγχο:

- της ποιότητας και ποσότητας της πληροφορίας την οποία δύναται να προσφέρει αυτή συγκριτικά με τον εμπειρικό χαρακτηρισμό ενός υγροτόπου με βάση ένα σύστημα φυσιογνωμικής κατάταξης,
- της ευκολίας και της ευελιξίας χρήσης της στα πλαίσια των αρχικών προδιαγραφών της,
- της αποτελεσματικότητας της οσον αφορά στις ανάγκες του σχεδιασμού πολιτικής διαχείρισης των ελληνικών υγροτόπων.

#### Ποιότητα πληροφορίας

Η αξιολόγηση της μεθοδολογίας ως προς την ποιότητα και ποσότητα της πληροφορίας που αποφέρει βασίζεται στη σύγκριση με ανάλογες εφαρμογές στο χώρο της οικολογίας και της διαχείρισης των οικοσυστημάτων.

Η εφαρμογή μεθόδων πολυδιάστατης ανάλυσης, όπως η ανάλυση ομαδοποίησης (cluster analysis) και η πολυδιάστατη κλιμάκωση (multidimensional scaling), καθώς και οι προσπάθειες ανάλυσης της ευαισθησίας βιοκοινωνικών δεικτών ομοιότητας για την εκτίμηση της ποιότητας του φυσικού περιβάλλοντος και την διάκριση ομάδων φυσικών συστημάτων (σε μικρές χαρτογραφικές κλίμακες) ή επιπέδων υποβάθμισης (σε μεγάλες χαρτογραφικές κλίμακες), αποτελούν τρέχουσα πρακτική σε πολλούς τομείς της περιβαλλοντικής διαχείρισης (κυρίως των παρακτίων και θαλασσίων οικοσυστημάτων) και ένα από τους τομείς έντονης ερευνητικής δραστηριότητας την τελευταία δεκαετία. Επι πλέον, ο περιβαλλοντικός σχεδιασμός προϋποθέτει ότι η πληροφορία που αφορά στην ποιότητα των φυσικών συστημάτων είναι σαφής και τα επίπεδα υποβάθμισης λόγω ανθρωπογενών δράσεων διαχωρίζονται ευκρινώς μεταξύ τους. Προς την κατεύθυνση αυτή, οι πολυδιάστατες μέθοδοι έχουν προσφέρει σημαντικά στη διάκριση ρυπασμένων και μη περιοχών (Karydis & Coccossis 1990, Vounatsou & Karydis 1991), ή στη διάκριση βιολογικών επιπτώσεων των διαφόρων δραστηριοτήτων (Clarke & Green 1988). Οι σύγχρονες προσεγγίσεις της κατανομής της ποικιλότητας (π.χ. Blondel 1986, για την ορνιθοπανίδα) αλλά και της διαχείρισης της (π.χ. J. McNeely 1993, για τις προστατευτέες

περιοχές) απαιτούν την ανάλυση ευαισθησίας των βιοκοινοτικών δεικτών ομοιότητας και την ανάπτυξη προτυποποιημένης μεθοδολογίας (standardised procedure) για την διάκριση επιπέδων υποβάθμισης των οικοσυστημάτων και ομαδοποίησης τους με βάση πολλαπλά κριτήρια.

Η ομαδοποίηση των υγροτόπων σε διακριτές ομάδες με πολλαπλά κριτήρια εμφανίζει σημαντικές δυσκολίες λόγω των έντονων ιδιαιτεροτήτων των υγροτόπων (π.χ. εποχικά κυμαινόμενη ποικιλότητα, ευρύ φάσμα χρήσεων και διαταραχών κ.λπ.). Επιπλέον της σύνθετης δομής των υγροτοπικών οικοσυστημάτων, η ποικιλία των δεικτών ομοιότητας και οι πολυάριθμοι μέθοδοι αριθμητικής ταξινόμησης (numerical analysis) ή χωροδιάταξης (ordination) ελάχιστα συμβάλλουν στην διαμόρφωση κατανομών των δεδομένων που να χαρακτηρίζονται από απλότητα δομής και σαφήνεια. Η μελέτη των Biondi et al. (1989) για την δομή της ορνιθοπανίδας του Δρυμού του Circeo, στην Ιταλία, χαρακτηρίζει τον τύπο των δυνατοτήτων και δυσκολιών που προκύπτουν από την απλή εφαρμογή μίας κλασσικής στατιστικής ανάλυσης σε βιολογικά δεδομένα.

Τα αποτελέσματα μας επιβεβαιώνονται από βιβλιογραφικές αναφορές σε ανάλογες προσεγγίσεις. Η A. Carlstrom (1990) αποδέχεται ως βέλτιστη στρατηγική φυτογεωγραφική ομαδοποίησης της χλωρίδας του Αιγαίου και των παραλίων της Μικράς Ασίας τη μέθοδο complete-linkage, επειδή αποδίδει την καλύτερη διάκριση μεταξύ φυτογεωγραφικών περιοχών. Θεωρεί επίσης ότι η μέθοδος average-linkage αποφέρει σχετικώς ισάξια αποτελέσματα, ενώ απορρίπτει τη μέθοδο single-linkage ως ανεπαρκή σχετικά με το κριτήριο της διάκρισης των φυτογεωγραφικών περιοχών. Η Carlstrom (*op.cit.*) δέχεται ότι η εφαρμογή της ανάλυσης σε συστάδες πρέπει να συνοδεύεται από συμπληρωματική στατιστική επεξεργασία (π.χ. ordination) ώστε να μεγιστοποιείται η απόληψη πληροφορίας σχετικά με τη δομή των δεδομένων. Θεωρούμε ότι τα αποτελέσματα της Carlstrom υποστηρίζουν την προτεινόμενη μεθοδολογία δεδομένου ότι έχουμε καταλήξει στα ίδια συμπεράσματα όσον αφορά στις μεθόδους που χρησιμοποιήθηκαν και στις δύο μελέτες. (Η Carlstrom δεν ήλεγξε την απόδοση των μεθόδων flexible και Ward's).

Ανάλογα αποτελέσματα έχουν παρουσιασθεί σε μελέτες διάκρισης επιπέδων ευτροφισμού σε θαλάσσια οικοσυστήματα. Η ευαισθησία 13 δεικτών ομοιότητας (ή αποστάσεων) δοκιμάστηκε στο φυτοπλαγκτονικό σύστημα του Σαρωνικού Κόλπου (Karydis 1992). Την μεγαλύτερη ευαισθησία στην διάκριση ευτροφικών περιοχών έδειξε ο δείκτης απόστασης absolute distance (AD). Η εφαρμογή πολυδιάστατων μεθόδων όπως η ανάλυση ομαδοποίησης και η πολυδιάστατη κλιμάκωση επιβεβαίωσαν την διακριτική ικανότητα του δείκτη απόστασης AD υποδεικνύοντας

με σαφήνεια τρία επίπεδα ευτροφισμού. Παράλληλα ο έλεγχος τυχόν στατιστικά σημαντικών διαφορών μεταξύ ομάδων σταθμών που έγινε με χρήση μη παραμετρικής στατιστικής μεθόδου (ANOSIM) επιβεβαίωσε την αρχική υπόθεση. Έτσι, ο συγγραφέας προτείνει αυτήν, την ανάλογη με την δική μας, προτυποποιημένη μεθοδολογία για την επεξεργασία δεδομένων φυτοπλαγκτού σε μελέτες ρύπανσης με σκοπό την ελαχιστοποίηση της εντροπίας της πληροφορίας και την σαφή διάκριση επιπέδων επιβάρυνσης.

Η ομαδοποίηση των υγροτόπων σε διακριτούς τύπους ουσιαστικά επιβεβαιώνει την εμπειρική κατάταξη των σημαντικότερων από αυτούς σε "αναμενόμενες ομάδες" :π.χ. οι Πρέσπες κατατάσσονται στην ομάδα των "Λιμνών". Είναι προφανές ότι η σημασία της πληροφορίας που προσφέρει η μεθοδολογία εντοπίζεται:

- στην κατάταξη των "αγνώστων" υγροτόπων σε ομάδες που χαρακτηρίζονται από την παρουσία των "σημαντικών" υγροτόπων,
- στον εντοπισμό των συνδυασμών των βιοτόπων/βιοκατοικιών που συγκροτούν μια διακριτή ομάδα.

#### Ευελιξία - ευκολία χρήσης της μεθοδολογίας.

Η μεθοδολογία εμφανίζεται ιδιαίτερα εύχρηστη εφ'όσον έχει συγκροτηθεί η αρχική βάση δεδομένων για τα φυσικά γνωρίσματα των υγροτόπων. Με δεδομένα τα "στάδια" της στατιστικής επεξεργασίας και με προεπιλεγμένους και τον ενδεικνυόμενο δείκτη ομοιότητας και τη μέθοδο ανάλυσης ομαδοποίησης, η εφαρμογή της μεθοδολογίας διακρίνεται από:

- μεγάλη ταχύτητα επεξεργασίας δεδομένων: ο μέσος χρόνος επεξεργασίας των δεδομένων (από την εισαγωγή των στοιχείων έως την απόκτηση του φαινογράμματος) ανέρχεται σε 3 - 4 ώρες,
- το λογισμικό στατιστικής που χρησιμοποιείται είναι εύχρηστο και η προμήθεια του ιδιαίτερα εύκολη. Η μεθοδολογία ελέγχθηκε με τη χρήση διαφορετικής ισχύος και πολυπλοκότητας λογισμικά. Στον πίνακα 13 περιγράφονται οι προδιαγραφές του βασικού λογισμικού που είναι απαραίτητο για την εφαρμογή της μεθοδολογίας.

- η υποδομή σε υπολογιστική ισχύ που απαιτείται είναι ιδιαίτερα προσιτή σε περιφερειακό επίπεδο και σε τοπικής εμβέλειας φορείς που ασχολούνται με τη διατήρηση των υγροτόπων. Στον πίνακα 13 παρουσιάζονται οι προβλεπόμενες ανάγκες υποδομής σε Η/Υ εξοπλισμό για την επιτυχή διαχείριση δεδομένων που αφορούν στους υγροτόπους και που είναι χρήσιμα στα πλαίσια της προτεινόμενης μεθοδολογίας.

Πίνακας 13 : Λογισμικό και ανάγκες υποδομής

Table 13 : Software and software requirements for the proposed methodology

Στατιστική επεξεργασία	Λογισμικό	Ανάγκες υποδομής
Διαμόρφωση αρχείων παρουσίας απουσίας	DBASE-IV	H/Y 286
Υπολογισμός συνολικής ομοιότητας	GWBASIC	H/Y 286
Ομαδοποίηση	SAS	H/Y 386
Στατιστικός έλεγχος	ANOSIM	H/Y 286

Αποτελεσματικότητα της μεθοδολογίας στα πλαίσια των αναγκών της διατήρησης των ελληνικών υγροτόπων.

Η αποτελεσματικότητα της προτεινόμενης μεθοδολογίας μπορεί να εκτιμηθεί σε σχέση με την υποστήριξη που προσφέρει στη διαδικασία προσδιορισμού και επιλογής των υγροτόπων που πρέπει κατά προτεραιότητα να ενταχθούν σε ένα εθνικό σύστημα προστατευτών περιοχών. Τούτο βέβαια το κριτήριο δεν σημαίνει ότι οι λοιποί υγρότοποι θεωρούνται ως "μη χρήζοντες διαχείρισεως".

Ο εντοπισμός/προσδιορισμός των προστατευτών φυσικών περιοχών βασίζεται σε τρεις αρχές ώστε το προκύπτον δίκτυο να είναι αντιπροσωπευτικό της βιολογικής ποικιλότητας μίας γεωγραφικής ζώνης (Pressey et al., *in press*):

- **αρχή της συμπληρωματικότητας:** οι προστατευτές περιοχές πρέπει να συμπληρώνουν η μία την άλλη όσον αφορά στα στοιχεία της βιολογικής ποικιλότητας που περικλείουν (και όχι να επαναλαμβάνουν στο χώρο τις οικολογικές συνιστώσες η μία της άλλης).
- **αρχή της ευελιξίας:** δυνητικά υπάρχουν πολλοί συνδυασμοί περιοχών σε μία γεωγραφική ζώνη που δύνανται να αποτελέσουν ένα αντιπροσωπευτικό δίκτυο της βιολογικής ποικιλότητας της ζώνης. Η τελική επιλογή των περιοχών του δικτύου μπορεί να λαμβάνει υπόψη της επομένως και παράγοντες κόστους διαχείρισης, λοιπών χρήσεων γής κ.λπ.
- **αρχή του αναντικατάστατου:** μερικές περιοχές πρέπει να εντάσσονται υποχρεωτικά στο δίκτυο, δεδομένου ότι περικλείουν μοναδικά στοιχεία της βιολογικής ποικιλότητας που θεωρούνται ως αναντικατάστατα.

Η αυστηρά επιστημονική επιλογή των προστατευτέων υγροτόπων στα πλαίσια αυτού του συστήματος αρχών μπορεί να στηριχθεί είτε στη χρήση αλγορίθμων (που απαιτούν βαρύτατη υπολογιστική υποδομή) είτε στη χρήση στατιστικών μεθοδολογιών διάκρισης ομάδων υγροτόπων. Η αλγοριθμική προσέγγιση έχει παρουσιασθεί στη βιβλιογραφία σχετικά πρόσφατα και δεν υπάρχουν σαφείς ενδείξεις ως προς την αποτελεσματικότητά της σε πραγματικές συνθήκες (για την Αυστραλία: Kirkpatrick 1983, Margules et al. 1988, Pressey and Nicholls 1989 b, Bedward et al. 1992, για την Νότιο Αφρική: Rebelo & Siegfried 1990, 1992, σε παγκόσμιο επίπεδο: Vanewright et al. 1991, Williams et al. 1991, και τέλος σε ευρωπαϊκό επίπεδο: Bennett 1991, Bischoff & Jongman 1993). Ας σημειωθεί ότι καμμία από τις μεθοδολογίες αυτές δεν αναφέρεται σε υγροτόπους.

Η προτεινόμενη μεθοδολογία μπορεί να αποτελέσει μία ευέλικτη εναλλακτική (της αλγοριθμικής) λύση στο πρόβλημα της επιλογής των προστατευτέων υγροτόπων. Η κατάταξη των υγροτόπων σε διακριτές ομάδες με βάση τον συνδυασμό των βιοκατοικιών/βιοτόπων μπορεί να ικανοποιήσει τις απαιτήσεις των τριών προαναφερθεισών αρχών της διαδικασίας επιλογής:

- Η μεθοδολογία παρέχει πληροφορία που ικανοποιεί την αρχή της συμπληρωματικότητας, δεδομένου ότι οι υγροτόποι κάθε διακριτής ομάδας θεωρούνται ομόλογοι ως προς τις συνιστώσες της βιολογικής ποικιλότητας που περικλείουν ενώ οι ομάδες θεωρούνται συμπληρωματικές ως προς την συνολική ποικιλότητα της γεωγραφικής ζώνης όπου εντοπίζονται (της Ελλάδας).

- Η μεθοδολογία μπορεί να ικανοποιήσει την αρχή της ευελιξίας, δεδομένου ότι με την ένταξη των υγροτόπων σε διακριτές ομάδες είναι δυνατή η θεώρηση διαφορετικών συνδυασμών υγροτόπων από τις διάφορες ομάδες. Είναι βέβαια προφανές ότι απαιτείται ένα συμπληρωματικό στάδιο επεξεργασίας της πληροφορίας για να εντοπισθούν οι υψηλής αντιπροσωπευτικής αξίας συνδυασμοί.
- Η μεθοδολογία έχει σαφώς τη δυνατότητα να εντοπίσει υγροτόπους που χαρακτηρίζονται από μοναδικά στοιχεία της βιολογικής ποικιλότητας. Δύο δυνατότητες υπάρχουν προς αυτήν την κατεύθυνση:
  - η χρήση στρατηγικών ανάλυσης συστάδων που δημιουργούν ομάδες με ένα μόνο υγρότοπο (π.χ. complete method).
  - η προεπιλογή υγροτόπων με *ad hoc* κριτήρια (π.χ. παρουσία ειδών υπό προστασία).

Η μεθοδολογία επομένως εμφανίζει ιδιαίτερα καλή αρμοστικότητα στις απαιτήσεις του σχεδιασμού ενός εθνικού συστήματος προστατευτέων υγροτόπων.

#### Μελλοντικές βελτιώσεις.

1. **Ποιότητα στοιχείων:** η απογραφή των ελληνικών υγροτόπων, που πραγματοποιεί το Ε.Κ.Υ., θα αποφέρει τα δεδομένα που είναι αναγκαία για μία ακριβή τράπεζα δεδομένων. Η ορθότητα των στοιχείων της τράπεζας δεδομένων είναι προϋπόθεση για σωστά τελικά αποτελέσματα (και όχι για την ορθότητα της ίδιας της μεθοδολογίας).

Η χρήση των δεδομένων του συστήματος CORINE-biotopes έδωσε τη δυνατότητα να αποκαλυφθούν μερικές ανακρίβειες, γεγονός που υποδεικνύει την ανάγκη για ενδελεχή έλεγχο του και για διορθωτικές επεμβάσεις σ' αυτό. Για παράδειγμα, περιοχές που δεν δύνανται άμεσα να θεωρηθούν ως υγρότοποι φέρονται ως τέτοιοι (π.χ. Σειτάρι/Σάμου). Οι υγρότοποι της Θράκης έχουν εισαχθεί υπό διαφορετικές ονομασίες (π.χ. υπάρχει μία εγγραφή "Λίμνες της Θράκης", και άλλες εγγραφές "Λίμνη Μητρικού", "Λίμνη Πτελέα", "Ελος και Λίμνη Καρακατζάλι" ή μία εγγραφή "Δέλτα Νέστου και λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού" και μία εγγραφή "Λιμνοθάλασσα Γκουμπουρνού").

**2. Ποσοτική εκτίμηση των βιοτόπων/βιοκατοικιών:** η μεθοδολογία στην παρούσα φάση ανάπτυξης της χρησιμοποιεί ποιοτικά στοιχεία (δηλαδή παρουσία/απουσία) ενός τύπου βιοτόπου/βιοκατοικίας ή ενός είδους σε ένα υγρότοπο. Η ακρίβεια της μεθοδολογίας αναμένεται να αυξηθεί ιδιαίτερα όταν χρησιμοποιούνται ποσοτικοί προσδιορισμοί της επιφανείας των βιοτόπων/βιοκατοικιών σε κάθε υγρότοπο. Ο ποσοτικός προσδιορισμός των βιοτόπων/βιοκατοικιών δεν επηρεάζει άμεσα τον σχεδιασμό διατήρησης της ποικιλότητας στο βαθμό που η διαχείριση της ποικιλότητας είναι ουσιαστικά προσανατολισμένη σε ποιοτική προσέγγιση του έμβιου κόσμου. Αντίθετα, είναι ιδιαίτερα χρήσιμος στην περίπτωση που επιδιώκεται η συσχέτιση μεταξύ της επιφανείας (του υγροτόπου ή των επιμέρους βιοκατοικιών) και του αριθμού των ειδών που περικλείει ή της επιφανείας-παραγωγής και των πληθυσμικών μεγεθών των ειδών.

**3. Χρήση πολλαπλών κριτηρίων:** η μεθοδολογία, στην ολοκληρωμένη μορφή της, θα πρέπει να οδηγεί στη διάκριση ομάδων υγροτόπων με τη συνδυασμένη χρήση πολλαπλών κριτηρίων (όπως άλλωστε έχει προδιαγραφεί η μελέτη όταν προτάθηκε). Η λειτουργικότητα της μεθοδολογίας θα αυξηθεί σημαντικά όταν στα φυσικά γνωρίσματα των υγροτόπων προστεθούν και ανθρωπογενή χαρακτηριστικά (χρήσεις γής και φαινόμενα διαταραχής).

ΕΥΧΑΡΙΣΤΙΕΣ

Επιθυμούμε να ευχαριστήσουμε τους Dr. L. Trabaud, CNRS/Centre Emberger και Δρ. Φ. Ακρίωτη, Πανεπιστήμιο του Αιγαίου Τμήμα Περιβάλλοντος για τις πολύτιμες συμβουλές και διορθώσεις που είχαν την καλή διάθεση να μας προτείνουν κατά τη διάρκεια της ερευνητικής μας προσπάθειας.



**ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ**

- Anderberg, M.R., 1973. Cluster Analysis for Applications. Academic Press, New York.
- Bedward, M., R.L. Pressey & D.A. Keith, 1992. A new approach to selecting fully representative reserve networks: addressing efficiency, reserve design and land suitability with an iterative analysis. *Biological Conservation*, 62, 115-125.
- Bennett, G., 1991. Towards an European Ecological Network. IEEP, Arnhem.
- Biondi, M., A.C. Pastorino & A.Y. Taglianti, 1989: "L' avifauna nidificante del Parco Nazionale del Circeo", Ministro dell' Agricoltura, Monografia 1, Sabandia, 63pp.
- Bischoff, N.T. & R.H.G. Jongman, 1993. Development of rural areas in Europe: the claim for nature. Netherlands Scientific Council for Government Policy.
- Blondel, J., 1986. Biogeographie evolutive, Masson, 221 pp.
- Booth, T.H., 1978. Numerical classification techniques applied to forest tree distribution data. I. A comparison of methods. *Aust. J. Ecol.* 3:297-306.
- Carlstrom, A., 1990. A survey of the flora and phytogeography of Rodhos, Simi, Tilos and the Marmaris Peninsula. University of Lund.
- Clarke, K.R. & R.H. Green, 1988: Statistical design and analysis for biological effects studies. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 46:213-226.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren J. & Ledant P.P., 1988. Habitats of the European Community, Central Europe, Northern Europe. CORINE-biotopes team/internal Document.
- Dugan, P.J., 1990: "Wetland Conservation: A review of current and required action", I.U.C.N., 89pp.

Δωρικός, Σ., 1981. Βασικοί υγρότοποι της χώρας. Υπουργείο Συντονισμού.

Ελληνική Ορνιθολογική Εταιρεία, 1989. Προστασία, αναβάθμιση και αξιοποίηση του υγροτόπου και του κάμπου της Καρύστου ως φυσικού πάρκου. Εσωτερικό κείμενο.

Florek, K., J. Lukaszewicz, J. Perkal & S. Zubzycki, 1951. Sur la Liaison et la Division des Points d'un Ensemble Fini. *Colloquium Mathematicae* 2:282-285.

Howard, P.J.A., 1991. Environmental pattern analysis. Parthenon publishing group, Carnforth, UK.

Karydis, M., 1992. Scaling methods in assessing environmental quality: a methodological approach to eutrophication. *Environmental Monitoring and Assessment*, 22, 123-136.

Karydis, M. & H. Coccossis, 1990: Use of multiple criteria for eutrophication assessment of coastal waters. *Environ.Monit.Asses.*, 14:89-100

Κατσούδας, Δ., 1993. Η δασική και περιβαλλοντική πολιτική της Ελλάδος. Πρακτικά Προσκεκλημένων Διαλέξεων, Τμήμα Περιβάλλοντος, Πανεπιστήμιο του Αιγαίου, Μάρτιος 1993.

Κιλικίδης, Σ.Δ., 1992. Υγροβιότοπος Λιμνών Αλυκής και Χορταρολίμνης Λήμνου. ΑΠΘ, Υ.ΠΕ.ΧΩ.ΔΕ.

Kirkpatrick, J.B., 1983. An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania. *Biological Conservation*, 25, 127-134.

Κοκολάκης, Γ. & Ο. Χρυσάφινου, 1988. Λεξικό Αγγλοελληνικό και Ελληνοαγγλικό Στατιστικών όρων. Αθήνα.

Lance, G.N. & W.T. Williams, 1967. A general theory of classificatory sorting strategies. I. Hierarchical Systems. *Computer journal* 9:373-380.

Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds, 1988. *Statistical Ecology, A Primer on methods and computing.* John Wiley & Sons, New York.

- Margules, C.R. & J.A. Meyers, 1993. Biological diversity and ecosystem fragmentation: an Australian perspective. *Ekistics*, (in press).
- Margules, C.R. & A.O. Nicholls, 1993. Where should nature reserves be located? In C.Moritz, J.Kikkawa & D.Doley (eds.): *Conservation Biology in Australia and Oceania* (Chipping Norton, Sydney, Surrey Beathy & Sons.
- Margules, C.R., A.O. Nicholls & R.L. Pressey, 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biological Conservation*, 43, 63-76.
- Mayr, E., 1981. Biological classification: towards a synthesis of opposing methodologies. *Science*, 214, 510-516.
- McNeely, J., 1993. *Parks for life*. IUCN.
- McQuitty, L.L, 1957. Elementary linkage analysis for isolating orthogonal and oblique types and typal relevancies. *Educational and Psychological Measurement* 17:207-229.
- Murphy, D.D. & R.R. Noon, 1992. Integrating scientific methods with habitat conservation planning: reserve design for northern spotted owls. *Ecological Applications*, 2(1), 3-17.
- Οικονομίδου, Ε., 1988. Εντοπισμός και μελέτη των υγροβιοτόπων και άλλων σημαντικών για την ορνιθοπανίδα βιοτόπων της Κρήτης. Πανεπιστήμιο Πατρών, Υ.ΠΕ.ΧΩ.ΔΕ.
- Pressey, R.L. & A.O. Nicholls, 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation*, 50, 199-218.
- Pressey, R.L. & A.O. Nicholls, 1989 b. Application of a numerical algorithm to the selection of reserves in the semi-arid New South Wales. *Biological Conservation*, 50, 263-278.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright & P.H. Williams (in press). Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*.

- Rebelo, A.G. & W.R. Siegfried, 1990. Protection of fynbos vegetation: ideal and real-world options. *Biological Conservation*, 54, 15-31.
- Rebelo, A.G. & W.R. Siegfried, 1992. Where should nature reserves be located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of floral diversity. *Conservation Biology*, 6, 243-252.
- Shafer C.L., 1990. *Nature Reserves*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- S A S Institute Inc. SAS/STAT User's Guide, Release 6,03 Edition. Cary, NC:SAS Institute Inc, 1988.
- Sneath, P.H.A., 1957. The application of computers to taxonomy. *Journal of general microbiology* 17:221-226.
- Sokal, R.R & C.D. Michener, 1958. A statistical method for evaluating systematic relationships. *University of Kansas Science Bulletin* 38:1409-1438.
- Sokal, R.R. & P.H.A. Sneath, 1973. *Principles of Numerical Taxonomy*. Freeman, San Francisco.
- Solbrig, O.T., 1991. Biodiversity: scientific issues and collaborative research proposals. *UNESCO/MAB Digest* 9.
- Sorensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter* 5:1-34.
- Τσιούρης, Σ.Ε & Π.Α. Γεράκης, 1991. Υγρότοποι της Ελλάδος. ΑΠΘ, IUCN, WWF.
- Τρούμπης, Α., 1992. Μελέτη της οικολογικής κατάστασης και διαχείρισης του υγροτόπου Ντιπι-Λάρσου, Κόλπου Γέρας, Λέσβου. Τμήμα Περιβάλλοντος -Πανεπιστήμιο του Αιγαίου, ΜΟΠ Ν.Αιγαίου/Υπουργείο Αιγαίου.
- Troumbis, A., 1993 a. The place of the herpetofauna in the design of a nature reserve system: hypotheses, concepts and structure of data. In: *Lacertids of the Mediterranean Basin*.

E.Valakos, V.Mellardo, A. Boehme (eds), (in press).

Troumbis, A. & G. Skrimbas, 1993. Design of nature reserve system in Greece: methodology, early comments and some results. Proceedings of the Technical Workshop on the European Ecological Network, IEEP, IUCN.

U.N. 1984: "Coastal Area Management and Development", Pergamon Press, Oxford, 188 pp.

Vane-wright, R.I., C.J. Humphries & P.H. Williams, 1991. What to protect? systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55, 235-254.

Vounatsou, P. & M.Karydis, 1991: Environmental characteristics in oligotrophic waters: data evaluation and statistical limitations in water quality studies. *Environ.Monit.Asses.*, 18:21-220.

Williams, P.H., C.J. Humphries & R.I. Vane-wright, 1991. Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. *Australian Systematic Botany*, 4, 665-679.

## ΠΑΡΑΡΤΗΜΑ Α'

Αποτελέσματα στατιστικού ελέγχου ANOSIM

NESTED FACTOR ANOSIM

=====

SOURCE DATA FILE :A:COVMS.ANO

Lower triangular DISSIMILARITY MATRIX

No. of columns ("cores") : 68

No. of locations = 5

LOCATION	SITE	SIZE	CORE NUMBERS
1	1	1	1
1	2	4	3,4,13,18
1	3	2	2,28
1	4	3	15,36,40
1	5	2	34,48
1	6	1	16
1	7	1	50
1	8	2	20,53
2	1	4	22,43,26,35
2	2	1	44
2	3	2	23,45
2	4	1	61
2	5	2	32,55
2	6	1	33
2	7	1	58
3	1	4	8,49,17,51
3	2	4	56,66,63,65
3	3	2	9,21
3	4	1	39
3	5	4	37,64,67,38
4	1	3	5,62,42
4	2	4	19,47,25,31
4	3	3	12,30,54
4	4	2	7,57
4	5	4	24,46,52,29
5	1	2	6,59
5	2	3	10,41,14
5	3	3	11,60,68
5	4	1	27

TEST FOR HOMOGENEITY OF SITES WITHIN LOCATIONS

---

Size of random sample = 500 Approx number of permutations =1.314E+032

No. of significant statistics = 1

Significance level of sample statistic 0.798 is 0.200 % Approx 95% C.I. is  
( 0.03% , 1.16% )

TEST FOR HOMOGENEITY OF LOCATIONS

---

Size of random sample = 500 Approx number of permutations =6.295E+016

No. of significant statistics = 1

Significance level of sample statistic 0.609 is 0.200 % Approx 95% C.I. is  
( 0.03% , 1.16% )

PAIRWISE TESTS FOR HOMOGENEITY OF LOCATIONS

---

FACTOR LEVELS	STATISTIC VALUE	% SIG LEVEL	95% CONFIDENCE INTERVAL	TOTAL PERMUTATIONS
( 2, 1)	0.44	0.40	( 0.11- 1.48)	6.435E+003
( 3, 1)	0.70	0.40	( 0.11- 1.48)	1.287E+003
( 3, 2)	0.36	0.60	( 0.20- 1.79)	7.920E+002
( 4, 1)	0.51	0.60	( 0.20- 1.79)	1.287E+003
( 4, 2)	0.58	0.40	( 0.11- 1.48)	7.920E+002
( 4, 3)	1.00	0.79		126
( 5, 1)	0.73	0.20		495
( 5, 2)	0.72	0.30		330
( 5, 3)	0.96	0.79		126
( 5, 4)	0.58	0.79		126

SUMMARY OF PAIRWISE SIGNIFICANCES

---

>99% ? >10% . 10% - 5% + 1% \*

2		*
3		* *
4		* * *
5		* * * *
		-----
		1 2 3 4



*Η παρούσα έκδοση αποστέλλεται δωρεάν σε Δημόσιες Υπηρεσίες και  
βιβλιοθήκες Ανωτάτων και Ανωτέρων Εκπαιδευτικών Ιδρυμάτων.*