Ενσωμάτωση του Περιβαλλοντικού Κόστους στο Σχεδιασμό Υδραυλικών Έργων: Ένα Παράδειγμα από το Σχεδιασμό Έργων Εξυγίανσης Υδροφορέων

Ν. ΜΥΛΟΠΟΥΛΟΣ
Επίκουρος Καθηγητής Πανεπιστημίου Θεσσαλίας

Περίληψη
Στην εργασία αυτή παρουσιάζεται ένα στοχαστικό μοντέλο απόφασης, που στηρίζεται στις αρχές της Θεωρίας των Αποφάσεων και αναπτύχθηκε προκειμένου να σχεδιαστούν τα απαιτούμενα έργα αποκατάστασης, σε ένα πρόβλημα ρύπανσης σε υδροφορέα του Νομού Χαλκιδικής. Η έλλειψη μετρήσεων της υδραυλικής αγωγιμότητας και η έντονη ετερογένεια δημιουργούν το αβέβαιο περιβάλλον στο οποίο αναπτύσσεται το μοντέλο και τις συνεπαγόμενες συνθήκες επικινδυνότητας, υπό τις οποίες λαμβάνονται οι αποφάσεις. Στη φάση αποτίμησης των υπό εξέταση εναλλακτικών σεναρίων τίθεται το πρόβλημα του καθορισμού του περιβαλλοντικού κόστους, που συνδέεται με το γενικότερο πολιτικό πρόβλημα του ρόλου της πολιτείας στην οικονομία του περιβάλλοντος. Η λήψη διοικητικών μέτρων προκρίνεται ως η πιο φιλική στο περιβάλλον με την προϋπόθεση ότι ο σχεδιασμός και η ποσοτικοποίηση των μέτρων αυτών θα εντάσσονται στη διαδικασία επίλυσης του προβλήματος. Το προτεινόμενο μοντέλο απόφασης ενσωματώνει στη διαδικασία επίλυσης τον καθορισμό του περιβαλλοντικού κόστους, έτσι ώστε να προκριθούν λύσεις που θα οδηγήσουν στην αποκατάσταση του οικοσυστήματος και να αποτραπούν άλλες μη φιλικές προς το περιβάλλον.

1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

Στη μικροοικονομική θεώρηση της οικονομίας του περιβάλλοντος, η ισορροπία μεταξύ παραγωγής-οικονομικής ανάπτυξης και περιβαλλοντικής επιβάρυνσης μπορεί να επιτευχθεί με διάφορες παρεμβάσεις του κράτους: από τη νεοκλασική/ φιλελεύθερη οικονομική προσέγγιση, η οποία διεκδικώντας τις ελάχιστες δυνατές παρεμβάσεις στο μηχανισμό της αγοράς προτιμά τα οικονομικά μέσα (π.χ. οι εμπορεύσιμες άδειες εκπομπής ρύπων), έως τις άμεσες διοικητικές ρυθμίσεις για τον περιορισμό της εκπομπής των ρύπων και των περιβαλλοντικών επιπτώσεων. Οι τελευταίες ρυθμίσεις συνδέονται με τις ήδη διαμορφωμένες σε διεθνές επίπεδο, αρχές της περιβαλλοντικής πολιτικής που εξειδικεύουν το δημόσιο συμφέρον και τον κοινωνικό έλεγχο πάνω στην παραγωγική διαδικασία και τις περιβαλλοντικές επιπτώσεις της [1]. Μία τέτοια αρχή που συνδέεται άμεσα με έλεγχο και επιβολή προστίμου είναι η αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει». Η αρχή αυτή επιβάλλει μεν στον υπεύθυνο της περιβαλλοντικής υποβάθμισης την ευθύνη της αποκατάστασης, η εφαρμογή της ωστόσο ενέχει τον κίνδυνο της υποεκτίμησης (ή και της υπερεκτίμησης), στο μέτρο που το πρόστιμο που θα κληθεί να πληρώσει ο ρυπαίνων δεν έχει ενσωματωθεί στο κόστος των έργων αποκατάστασης. Σε αυτό ακριβώς το σημείο η παρούσα εργασία φιλοδοξεί να συμβάλει, θέτοντας το πλαίσιο μέσα στο οποίο ορίζεται το κόστος που θα κληθεί να καταβάλει ο ρυπαίνων, έτσι ώστε να δημιουργηθεί μία μονοσήμαντη εξάρτηση του κόστους αυτού από το συγκεκριμένο περιστατικό ρύπανσης.

Ένας προνομιακός χώρος εμφάνισης των προηγούμενων προβλημάτων είναι ο σχεδιασμός των υδραυλικών έργων. Μία κατεξοχήν σύνθετη διαδικασία, καταρχήν διαμόρφωσης ενός πλήθους εναλλακτικών λύσεων και στη συνέχεια αξιολόγησής τους μέσα σε ένα περιβάλλον εξαιρετικά αβέβαιο, λόγω της πολυπλοκότητας των σχετικών φυσικών διαδικασιών αφενός, και της έλλειψης συστηματικών δικτύων μέτρησης των αντίστοιχων παραμέτρων αφετέρου. Η διαμόρφωση των εναλλακτικών σεναρίων αξιοποίησης του υδατικού δυναμικού, που συμφωνούν τόσο με τις φυσικές και περιβαλλοντικές, όσο και με τις τεχνικοοικονομικές δεσμεύσεις και υπακούουν στους κάθε είδους περιορισμούς του προβλήματος, με άλλα λόγια η κατάστρωση των ρεαλιστικών σεναρίων, στηρίζεται στην ανάπτυξη και εφαρμογή μεθόδων προσομοίωσης της σημερινής λειτουργίας και πρόγνωσης της μελλοντικής συμπεριφοράς των υδατικών συστημάτων. Ως τέτοιες μέθοδοι εννοούνται όσες αναφέρονται στην υδρολογική και υδρογεωλογική ανάλυση των υπό εξέταση υδρολογικών λεκανών, περιγράφοντας τις υδραυλικές συνθήκες της ροής επιφανειακών και υπόγειων νερών, πριν και μετά τις επεμβάσεις για την αξιοποίησή τους.

Η αξιολόγηση των εναλλακτικών σεναρίων στη συνέχεια και η επιλογή του καλύτερου από αυτά, στηρίζεται στη δυνατότητα σύγκρισης του συνόλου των λύσεων που υπάρχουν, σύμφωνα με την αποτίμηση σε κάθε περίπτωση των οικονομικών, φυσικών, τεχνικών, περιβαλλοντικών, κοινωνικών, πολιτικών ακόμη και εθνικών παραμέτρων. Η

Υποβλήθηκε: 10.1.2004 Έγινε δεκτή: 30.3.2005

αξιολόγηση των λύσεων και η επιλογή εκείνης που σε μεγαλύτερο βαθμό ικανοποιεί τα προκαθορισμένα κριτήρια και τους στόχους του προβλήματος, επιτυγχάνεται με την ανάπτυξη μεθόδων και τεχνικών λήψης αποφάσεων, που στηρίζονται είτε στις μεθόδους της Ανάλυσης Κόστους-Οφέλους, είτε της Ανάλυσης Συστημάτων, είτε, όπως συμβαίνει τα τελευταία χρόνια, στη Θεωρία των Αποφάσεων.

Η παραπάνω διαδικασία σχεδιασμού γίνεται ακόμη πιο σύνθετη όταν υπεισέρχεται ο όρος της αβεβαιότητας των παραμέτρων -με πιο χαρακτηριστικά τα προβλήματα εκείνα που αναπτύσσονται σε πολύπλοκο και ετερογενές υδρογεωλογικό περιβάλλον. Ο κυριότερος λόγος για τον οποίο η Θεωρία των Αποφάσεων έχει εμφανισθεί στη βιβλιογραφία να εφαρμόζεται σε αυτού του είδους τα προβλήματα με ιδιαίτερη επιτυχία τα τελευταία χρόνια, είναι το γεγονός ότι ο σχεδιασμός έργων σε υδρογεωλογικό περιβάλλον συνδέεται με την ανάπτυξη ιδιαίτερα υψηλού βαθμού αβεβαιότητας [2,3]. Πράγματι, στα προβλήματα της ρύπανσης των υπόγειων νερών, η αβεβαιότητα δεν περιορίζεται μόνο στην πρακτική αδυναμία συστηματικής παρακολούθησης των τιμών των βασικών φυσικών παραμέτρων όπως για παράδειγμα της υδραυλικής αγωγιμότητας, του πορώδους ή των συντελεστών διασποράς, ούτε εξαντλείται στον υψηλό βαθμό ετερογένειας των παραμέτρων αυτών, που θα δικαιολογούσε αρκετά πυκνό, χωρικά και χρονικά, μετρητικό δίκτυο. Η αβεβαιότητα στην προκειμένη περίπτωση επεκτείνεται ακόμη και στην ίδια τη γεωμετρία των υπόγειων συστημάτων, καθώς είναι φανερή η δυσκολία συλλογής στοιχείων σχετικών με τη λιθολογία, τη διαστρωμάτωση και τη γεωλογική δομή των υπόγειων υδροφόρων σχηματισμών.

Έτσι, αποφάσεις σχετικές με τη θέση, το μέγεθος, τον τρόπο και τη χρονική διάρκεια της λειτουργίας ενός συστήματος αποκατάστασης ενός υπόγειου υδροφορέα που έχει υποβαθμισθεί ποιοτικά, ή αποφάσεις σχετικές με το σχεδιασμό ενός συστήματος διάθεσης και επεξεργασίας επικίνδυνων για τη δημόσια υγεία αποβλήτων ή απορριμμάτων κατά τρόπο που να μην τίθεται σε κίνδυνο η ποιότητα του υπόγειου νερού, λαμβάνονται συνήθως σε συνθήκες πολύ έντονης αβεβαιότητας, γεγονός που φυσικά έχει επιπτώσεις στην αξιοπιστία των σχεδιαζόμενων έργων. Γίνεται λοιπόν φανερή η ανάγκη αντιμετώπισης των προβλημάτων αυτού του τύπου με μεθόδους ικανές να αξιολογήσουν εναλλακτικά σενάρια με στοχαστική δομή και να συνυπολογίσουν τις αρνητικές συνέπειες από πιθανή αστοχία τους.

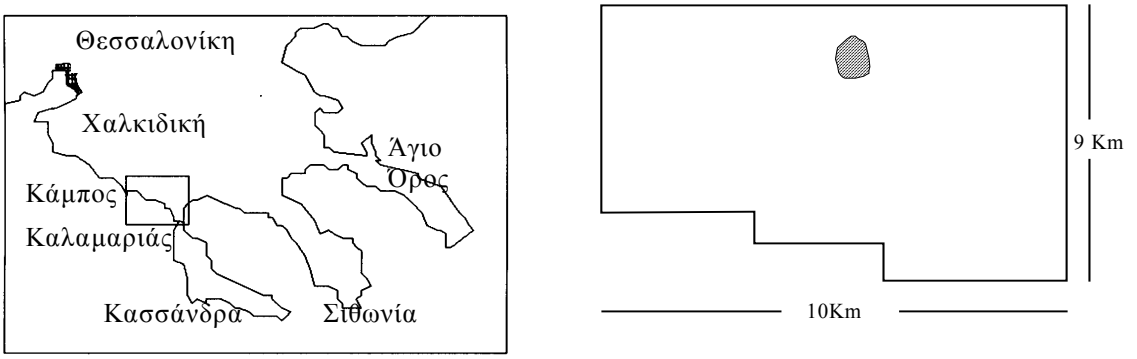
Για τους λόγους που προηγήθηκαν, στην επίλυση των προβλημάτων αυτών η Θεωρία των Αποφάσεων θεωρείται ότι αποτελεί την πλέον κατάλληλη μέθοδο σχεδιασμού έργων υπό συνθήκες επικινδυνότητας, ακριβώς γιατί παρέχει τη δυνατότητα ενσωμάτωσης όλων των οικονομικών, πολιτικών, κοινωνικών κ.λπ. συνιστωσών του προβλήματος, μηδέ του κόστους της αποτυχίας εξαιρουμένου, σε μία και μόνη αντικειμενική συνάρτηση. Πρόκειται για μία συνάρτηση κόστους - οφέλους-επικινδυνότητας, η κατάστρωση και επίλυση της οποίας επιτρέπει τελικά την άμεση σύγκριση ενός πλήθους εναλλακτικών στρατηγικών σχεδιασμού των έργων [2,3]. Στην παρούσα εργασία, σε ένα υποθετικό πρόβλημα ρύπανσης στον υδροφορέα του κάμπου Καλαμαριάς Χαλκιδικής, αναπτύσσεται ένα μοντέλο απόφασης, με στόχο την επιλογή του καλύτερου σχήματος αποκατάστασης του υδροφορέα.

2. ΣΥΜΒΟΛΙΣΜΟΙ

h:	το υδραυλικό φορτίο
T_{ij}:	ο συντελεστής μεταφορικότητας του υδροφορέα
b:	το πάχος του υδροφορέα
K_{ij}:	ο συντελεστής υδραυλικής αγωγιμότητας,
W:	ο όρος πηγής της εξίσωσης ροής
x_i, x_j:	οι καρτεσιανές συντεταγμένες
c:	η συγκέντρωση των ρυπαντών
R:	ο συντελεστής υστέρησης στην εξίσωση μεταφοράς,
D_{ij}:	ο συντελεστής υδροδυναμικής διασποράς
V_{ij}:	η ταχύτητα του υπόγειου νερού,
c':	η συγκέντρωση των ρυπαντών στην πηγή
n:	το πορώδες
μ_K:	η μέση τιμή του τυχαίου πεδίου του συντελεστή υδραυλικής αγωγιμότητας
σ_K:	η τυπική απόκλιση του τυχαίου πεδίου του συντελεστή υδραυλικής αγωγιμότητας
λ:	το μήκος συσχέτισης
Σq:	η συνολική παροχή άντλησης των γεωτρήσεων απορρύπανσης
Φ_j:	η τιμή της αντικειμενικής συνάρτησης για την εναλλακτική j
C_{con}:	το κόστος κατασκευής των πηγαδιών απορρύπανσης
$C_{op}(t)$:	το λειτουργικό κόστος των πηγαδιών απορρύπανσης, στο χρόνο t
R(t):	ο όρος της επικινδυνότητας
$P_f(t)$:	η πιθανότητα αστοχίας στο χρόνο t, για κάθε εναλλακτική j
$C_f(t)$:	το ετήσιο κόστος αστοχίας (περιβαλλοντικό πρόστιμο)
$\gamma(C_f)$:	η συνάρτηση ωφελιμότητας

3. ΤΟ ΠΡΟΒΛΗΜΑ

Ο υδροφορέας μελέτης ανήκει στην ευρύτερη νοτιοδυτική περιοχή του νομού Χαλκιδικής, που ονομάζεται «κάμπος της Καλαμαριάς». Πρόκειται για την κατ' εξοχή γεωργική έκταση του νομού Χαλκιδικής με πολλές αρδευτικές γεωτρήσεις, αλλά και παράλληλη συνεισφορά στην κοινωνικοοικονομική ζωή της περιοχής, ειδικά τους καλοκαιρινούς μήνες. Στην περιοχή, λόγω μη ορθολογικής διαχείρισης των υδατικών πόρων, υπάρχει τα τελευταία χρόνια ένα οξύ πρόβλημα εύρεσης νερού. Η κατάσταση δυσχεραίνεται και λόγω της ποιοτικής υποβάθμι-



Σχήμα 1: Διαμόρφωση του προβλήματος: Ο υδροφορέας σε κάτοψη και η εικόνα της κηλίδας στην αρχή των χρόνων.
Figure 1: Chalkidiki peninsula and the Kalamaria plain - The aquifer under study with the contaminant plume

σης των υπόγειων νερών, που οφείλεται κυρίως στην ευρεία και αλόγιστη χρήση λιπασμάτων, διαμορφώνοντας έτσι στη συγκεκριμένη περιοχή ένα πρόβλημα με ιδιάζουσα σημασία και ενδιαφέρον από την άποψη της διαχείρισης των υδατικών πόρων. Ο Τομέας Υδραυλικής και Τεχνικής Περιβάλλοντος του ΑΠΘ, με υπεύθυνο τον καθηγητή Π. Λατινόπουλο, έχει διενεργήσει μία σειρά μετρήσεων στην περιοχή αυτή από το 1991, και ορισμένα από τα αποτελέσματα έχουν καταγραφεί στην τελική έκθεση του ερευνητικού έργου «Συνδυασμένη χρήση μεθόδων προσομοίωσης και βελτιστοποίησης για το σχεδιασμό έργων αναβάθμισης της ποιότητας των υπόγειων νερών» [4]. Στην ίδια έκθεση υπάρχει εκτενής περιγραφή της περιοχής, και για το λόγο αυτό στην παρούσα εργασία θα αρκεστούμε σε μία περιληπτική αναφορά των στοιχείων της.

Ο κάμπος της Καλαμαριάς αποτελεί την κατ' εξοχή γεωργική έκταση του νομού Χαλκιδικής (180.000 καλλιεργήσιμα στρέμματα, από τα οποία το 20% αρδεύεται ήδη σχεδόν σ' ολόκληρη τη διάρκεια του χρόνου). Έτσι, στην περιοχή υπάρχει ένας μεγάλος αριθμός αρδευτικών γεωτρήσεων, περίπου 660, από τις οποίες το 40% είναι αβαθείς στην παράκτια κυρίως ζώνη, ενώ το υπόλοιπο 60% είναι βαθειές και βρίσκονται στο εσωτερικό της περιοχής. Αξιοσημείωτο είναι το γεγονός ότι η πλειονότητα των γεωτρήσεων - γύρω στο 90% - είναι ιδιωτικές. Το υπόγειο νερό που αντλείται από τοπικούς υδροφορείς για αρδευτικούς σκοπούς υπερβαίνει τα $17x10^6$ m3 ετησίως. Δεδομένου ότι η αρδευόμενη έκταση αυξάνεται, θεωρείται βέβαιο ότι η περιοχή αυτή θα αντιμετωπίσει πολύ σύντομα ένα οξύτατο πρόβλημα εύρεσης νερού.

Στο σχήμα 1 εμφανίζεται σε κάτοψη το τμήμα του υδροφορέα που έχει υποστεί ρύπανση και θα μελετηθεί στη συνέχεια. Η συνολική του επιφάνεια είναι 10*9 Km^2, τα πλευρικά του όρια είναι αδιαπέρατα, το βόρειο όριο παριστά όριο σταθερής εισόδου (οριακή συνθήκη Neumann), και το νότιο όριο είναι όριο σταθερού φορτίου που ταυτίζεται με την οριακή γραμμή της θάλασσας (h=0). Η ροή επομένως γίνεται με διεύθυνση βορρά-νότου και η υδραυλική κλίση J κυμαίνεται από 1,5‰ σε 2‰. Το κορεσμένο πάχος μεταβάλλεται από 20 έως 60 m, το ενεργό πορώδες είναι ίσο με 0.30, ενώ για τις ικανότητες διασποράς χρησιμοποιήθηκαν οι τιμές, α_L=100 m, και α_T=10 m, σύμφωνα με την κατάταξη που προτείνουν οι Gelhar et al., για υδροφορείς με χαρακτηριστικά ανάλογα με αυτά του συγκεκριμένου [5].

Στον υπόψη υδροφορέα συμβαίνει ένα υποθετικό ατύχημα διαρροής ρύπων, η κηλίδα των οποίων, όταν γίνεται αντιληπτή στα κατάντη σημεία ελέγχου, έχει έκταση 1 Km^2 περίπου και τη μορφή που φαίνεται στο σχήμα 1. Το ατύχημα θα μπορούσε να συμβεί σε δεξαμενή αποθήκευσης αποβλήτων σε εργοστάσιο της περιοχής, που περιέχουν μεταξύ άλλων και τριχλωροαιθυλένιο (TCE) σε υψηλές συγκεντρώσεις. Το TCE είναι οργανικός ρύπος που χρησιμοποιείται ευρύτατα στη βιομηχανία ως διαλύτης, και υπόκειται στο νόμο της γραμμικής προσρόφησης. Υποθέτουμε ότι η διαρροή από τη δεξαμενή σταματά, μόλις η ρύπανση γίνει αντιληπτή στα σημεία ελέγχου. Το όριο ασφαλείας για το συγκεκριμένο ρύπο έχει οριστεί από τον Οργανισμό Προστασίας Περιβάλλοντος σε 5 μg/l [6].

Η κηλίδα προκαλεί υποβάθμιση της ποιότητας του υπόγειου νερού, ενώ η μετακίνηση και εξάπλωσή της σε μεγαλύτερη έκταση, είναι φανερό ότι εντείνει το πρόβλημα. Για την αντιμετώπιση του προβλήματος λειτουργεί ομάδα τεσσάρων αντλητικών γεωτρήσεων, μέσα στην περιοχή της κηλίδας, με στόχο τη σταθεροποίηση της κηλίδας καταρχήν και στη συνέχεια την απορρύπανση του υδροφορέα. Ο βέλτιστος συνδυασμός χρόνου λειτουργίας και παροχής των γεωτρήσεων αυτών, αποτελεί το ζητούμενο της διαδικασίας που ακολουθεί.

4. ΑΝΑΠΤΥΞΗ ΤΟΥ ΜΟΝΤΕΛΟΥ ΑΠΟΦΑΣΗΣ

4.1. Το μαθηματικό πρόβλημα

Η εξίσωση της οριζόντιας ροής του υπόγειου νερού σε περιορισμένο υδροφορέα, για το μόνιμο φαινόμενο δίνεται:

$$\frac{\partial}{(\partial x_i}(T_{ij}\frac{\partial h}{\partial x_j}) = W \quad \text{i,j = 1,2} \tag{4.1}$$

με h το υδραυλικό φορτίο, T_{ij} τη μεταφορικότητα (T_{ij} = bK_{ij}, όπου b το πάχος του υδροφορέα και K_{ij} η υδραυλική αγωγιμότητα), W τον όρο πηγής και x_i, x_j τις καρτεσιανές συντεταγμένες.

Η εξίσωση της μεταφοράς ρυπαντών σε αντίστοιχο υδροφορέα δίνεται:

$$R\frac{\partial(b.c)}{\partial(t)} = \frac{\partial}{\partial x_i}(b.D_{ij.}\frac{\partial c}{\partial x_i}) - \frac{\partial}{\partial x_i}(b.c.v_i) - \frac{c'W}{n}$$

i,j = 1,2 (4.2)

με c τη συγκέντρωση των ρυπαντών, R το συντελεστή υστέρησης (για το TCE R=1,9 [6]), D_{ij} το συντελεστή υδροδυναμικής διασποράς, v_i την ταχύτητα του υπόγειου νερού, c' τη συγκέντρωση των ρυπαντών στην πηγή, n το πορώδες και t το χρόνο. Για την επίλυση του συστήματος των διαφορικών εξισώσεων που προηγήθηκαν, επιλέχθηκε ο κώδικας MOC (Method Of Characteristics, της USGS) που χρησιμοποιεί ένα συνδυασμένο αλγόριθμο πεπερασμένων διαφορών και μεθόδου των χαρακτηριστικών, και έχει εφαρμοστεί ευρύτατα σε ανάλογα προβλήματα, στη διεθνή βιβλιογραφία [7]. Ο υδροφορέας διακριτοποιήθηκε σε 40x36 τετράγωνα στοιχεία, διάστασης 250x250 m^2.

Για το σχηματισμό της κηλίδας TCE του σχήματος 1, υπήρξε ειδική προσομοίωση της διαρροής από την υπερκείμενη δεξαμενή. Επειδή δεν είμαστε σε θέση να γνωρίζουμε τον ακριβή ρυθμό της διαρροής, ούτε το χρόνο που διήρκεσε το ατύχημα, έγιναν πολλές προσομοιώσεις με τη χρήση του μοντέλου, για διάφορες τιμές των αγνώστων παραμέτρων, υιοθετώντας τις εξής παραδοχές:

- Ο ενδιάμεσος γεωλογικός σχηματισμός, έχει μέση κατακόρυφη υδραυλική αγωγιμότητα, $K_Z=10^{-7}$ m/s. Η τιμή αυτή της αγωγιμότητας, επιτρέπει τη μετακίνηση των ρύπων προς τον υποκείμενο υδροφορέα, διατηρώντας ταυτόχρονα σε ισχύ την παραδοχή ότι ο υδροφορέας είναι υπό πίεση.

- Η είσοδος της ρύπανσης στον υδροφορέα, γίνεται με την υπόθεση ορίου σταθερής διαρροής στον υδροφορέα μέσω υπερκείμενου στρώματος. Με τον τρόπο αυτό, ο όρος πηγής στην εξίσωση της συναγωγής (σχέση 4.2) γίνεται:

$$W = -\frac{K_Z}{m}(H_S - h) \quad (4.3)$$

όπου m, το πάχος της κορεσμένης ζώνης του υπερκείμενου στρώματος (20 m), H_S το υδραυλικό φορτίο στη θέση της πηγής της ρύπανσης, και h, το υδραυλικό φορτίο του υδροφορέα.

Μετά από πολλές δοκιμαστικές προσομοιώσεις του μοντέλου, τα καταληκτικά αποτελέσματα (η εικόνα δηλαδή της κηλίδας τη στιγμή που γίνεται αντιληπτή, σχήμα 1), αναλογούν σε συγκέντρωση του TCE στην πηγή, c'=20 mg/l (που αντιστοιχεί στη μέση συγκέντρωση του TCE που χρησιμοποιείται στη βιομηχανία), και διάρκεια της διαρροής από τη δεξαμενή, 1,5 έτος.

4.2. Το στοχαστικό μοντέλο

Η υπάρχουσα αβεβαιότητα για το πεδίο τιμών της υδραυλικής αγωγιμότητας στον υδροφορέα, επιβάλλει τη στοχαστική προσέγγιση του προβλήματος, και την επίλυσή του με μεθόδους που εμπίπτουν στον τομέα της στοχαστικής υδρογεωλογίας. Στον τομέα αυτό και για την επίλυση ανάλογων προβλημάτων, έχουν επικρατήσει δύο παραδοχές:

- της στασιμότητας του τυχαίου πεδίου των K, η οποία περιορίζεται στις δύο πρώτες ροπές, δηλαδή στη μέση τιμή της μεταβλητής και στη συμμεταβλητότητά της [8], και
- ότι η κατανομή της υδραυλικής αγωγιμότητας ως τυχαίας μεταβλητής ακολουθεί τη λογοκανονική Συνάρτηση Πυκνότητας Πιθανότητας [9].

Στο παρόν πρόβλημα, από τις λίγες σχετικές μετρήσεις που υπάρχουν στη περιοχή μελέτης, οι στατιστικές παράμετροι που χαρακτηρίζουν το λογοκανονικό πεδίο Y, είναι μ_Y=-9.21 και σ^2_Y=0.69. Οι αντίστοιχες τιμές του μέσου και της μεταβλητότητας του πεδίου K είναι: $\mu_K=1x10^{-4}$ m/s, $\sigma_K=1x10^{-4}$ m/s. Ως μήκος συσχέτισης ορίζεται η διάσταση: λx=λy=500m [4].

Έχοντας ορίσει τη στατιστική δομή του τυχαίου ετερογενούς πεδίου της υδραυλικής αγωγιμότητας K, η στοχαστική ανάλυση της υπόγειας ροής και μεταφοράς μπορεί να πραγματοποιηθεί με την εφαρμογή της μεθόδου Monte Carlo. Έτσι, για να συμπληρωθεί το στοχαστικό μοντέλο απομένει να συνδεθεί ο κώδικας MOC, με τον αλγόριθμο παραγωγής τυχαίων πεδίων - στην προκειμένη περίπτωση με τον αλγόριθμο των περιστρεφόμενων ταινιών [10].

Συγκεκριμένα, το στοχαστικό μοντέλο που παρουσιάζεται σ' αυτήν την εργασία, αποτελείται από τα εξής βήματα [3,11]:

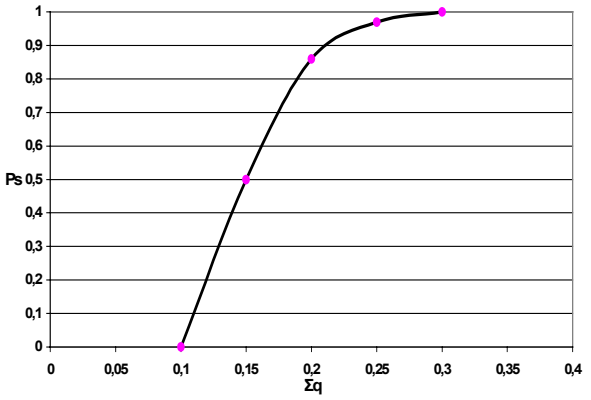
α. Με δεδομένες τις τιμές των τριών στατιστικών παραμέτρων μ_Y, σ^2_Y και λ_Y, του στάσιμου, συσχετισμένου, δισδιάστατου τυχαίου πεδίου, Y_i, παράγεται μια σειρά από πραγματώσεις, ίσης πιθανότητας, πεδίων Y, σύμφωνα με τις αρχές της μεθόδου των περιστρεφόμενων ταινιών. Τα πεδία Y μετασχηματίζονται στη συνέχεια στα ζητούμενα πεδία K, με τη σχέση $K_i=\exp[Y_i]$, για κάθε σημείο.

β. Κάθε πραγμάτωση του πεδίου K, εφαρμόζεται ως δεδομένο εισόδου στο μοντέλο MOC. Οι τιμές των υπόλοιπων παραμέτρων εισόδου που απαιτούνται για την εφαρμογή του μοντέλου θεωρούνται σταθερές σε όλες τις προσομοιώσεις. Δηλαδή, η στοχαστική ανάλυση αφορά μόνον στην υδραυλική αγωγιμότητα.

γ. Εκτελώντας με το μοντέλο ροής και μεταφοράς έναν αριθμό επαναλαμβανόμενων προσομοιώσεων, ίσο με τον αριθμό των παραχθεισών πραγματώσεων του K λαμβάνονται αντίστοιχες τιμές μεταβλητών εξόδου. Έτσι στη συνέχεια, μπορούν να υπολογισθούν οι κατανομές συχνότητας των προβλεφθεισών αυτών μεταβλητών και μέσω αυτών να μελετηθούν οι χαρακτηριστικές επιδράσεις της αβεβαιότητας-ετερογένειας του K στις λύσεις του προβλήματος. Για παράδειγμα μπορούν να υπολογισθούν η κατανομή συχνότητας του υδραυλικού φορτίου σε ένα (ή σε όλα)

σημείο του πεδίου, των παροχών εισόδου ή εξόδου από τον υδροφορέα, της συγκέντρωσης ενός ρύπου στα σημεία του πεδίου, του χρόνου μεταφοράς του ρύπου αυτού σε καθορισμένες αποστάσεις κ.λπ.

Προκειμένου να βρεθεί ο βέλτιστος αριθμός των Monte Carlo επαναλήψεων, N, έγιναν δοκιμές για διάφορες τιμές. Από τη σύγκριση των αποτελεσμάτων συμπεραίνεται ότι η αύξηση του N πέραν των 300 πραγματώσεων, δεν επιφέρει σημαντική αύξηση της σύγκλισης των στατιστικών χαρακτηριστικών, γεγονός που οδήγησε στην επιλογή του N=300, ως βέλτιστη τιμή [3,11].



Σχήμα 2: Καμπύλη αξιοπιστίας της συνολικής παροχής λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης, όπως προέκυψε από την επίλυση του προβλήματος με το στοχαστικό μοντέλο, για συνεχή λειτουργία των πηγαδιών

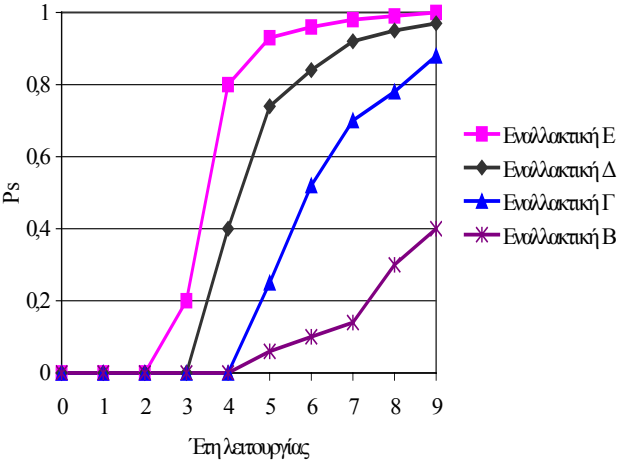
Figure 2: Reliability analysis for the decision analysis approach.

Από την επίλυση του μοντέλου υπολογίσθηκαν 300 πεδία ροής και ισόποσα πεδία συγκεντρώσεων, που αντιστοιχούν στις ίσης πιθανότητας δυνατότητες της εξέλιξης της αρχικής κηλίδας TCE. Ορίζοντας ως «αστοχία» την παρουσία ρύπων με συγκέντρωση μεγαλύτερη του ορίου ασφαλείας των 5 μg/l, σε οποιοδήποτε σημείο του υδροφορέα, από τα πεδία των συγκεντρώσεων μπορεί να υπολογιστεί η συνολική πιθανότητα αστοχίας, P_f, το % δηλαδή πλήθος πραγματώσεων στις οποίες εξακολουθεί να υπάρχει αστοχία, για όλο το εύρος τιμών της παροχής άντλησης των πηγαδιών απορρύπανσης, Σq. Στον υπολογισμό αυτό ο χρόνος λειτουργίας των γεωτρήσεων άντλησης θεωρείται ίσος με το χρονικό ορίζοντα του έργου, T=40 έτη, καθώς αυτό που ενδιαφέρει στη φάση αυτή είναι η εύρεση του εύρους τιμών για τη συνολική παροχή λειτουργίας των γεωτρήσεων, Σq. Στο σχήμα 2 εμφανίζεται η κατανομή της πιθανότητας επιτυχίας, ή αξιοπιστία, για κάθε διακριτή τιμή Σq με την οποία προσομοίωσε το μοντέλο κάθε ομάδα πραγματώσεων. Ως πιθανότητα επιτυχίας, ή αξιοπιστία, ορίζουμε την πιθανότητα: $P_s = 1 - P_f$. Για παράδειγμα, για Σq=0.20 m^3/s μοιρασμένη στις τέσσερις γεωτρήσεις απορρύπανσης, έγιναν οι 300 πραγματώσεις, από τις οποίες υπολογίστηκαν τα αντίστοιχα πεδία ροής και συγκέντρωσης. Στα τελευταία βρέθηκαν 36 πεδία με συγκέντρωση μεγαλύτερη του ορίου ασφαλείας σε κάποιο σημείο του υδροφορέα (άρα P_f=12%), και 264 πεδία με συγκεντρώσεις παντού μικρότερες του ορίου ασφαλείας (άρα P_s=88%).

4.3. Προτεινόμενες εναλλακτικές λύσεις - έργα

Από την ανάλυση του σχήματος 2 προέκυψαν οι εναλλακτικές λύσεις που τελικά προκρίθηκαν για την επίλυση του προβλήματος. Οι λύσεις αυτές είναι:

A) του «μην κάνεις τίποτα» (καμία δράση). Στην προκειμένη περίπτωση, ο υδροφορέας εγκαταλείπεται στη μοίρα του και, όπως προκύπτει από την προσομοίωση με το στοχαστικό μοντέλο, η πιθανότητα αστοχίας στο τέλος του χρονικού ορίζοντα των 40 ετών παραμένει 100%. Το γεγονός αυτό, που αποδεικνύει και το μέγεθος του προβλήματος, σημαίνει πρακτικά ότι ο υπόψιν υδροφορέας θα παραμείνει υποβαθμισμένος και ανενεργός για ένα τεράστιο χρονικό διάστημα, με ό,τι αυτό συνεπάγεται για την οικολογική, κοινωνική και οικονομική ζωή της περιοχής.



Σχήμα 3: Καμπύλες αξιοπιστίας των τεσσάρων παροχών λειτουργίας (Εναλλακτικές Β, Γ, Δ, και Ε), στον χρόνο λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης

Figure 3: Reliability analysis for the alternative clean-up strategies evaluated

B) Λειτουργία των πηγαδιών απορρύπανσης με συνολική παροχή άντλησης Σq=0.15 m^3/s, που αντιστοιχεί σε συνολικό επίπεδο αξιοπιστίας 50% (σχ. 2). Οι πραγματώσεις του στοχαστικού μοντέλου στις οποίες επιτυγχάνεται η απορρύπανση, μοιράζονται στη συνέχεια μεταξύ των χρόνων απορρύπανσης, ανάλογα δηλαδή με το πόσες έχουν ρύπανση κάτω του ορίου ασφαλείας μετά από π.χ. 3 έτη λειτουργίας των πηγαδιών, πόσες μετά από 5 έτη κοκ. Η αθροιστική κατανομή της συχνότητας πιθανότητας επιτυχίας (αξιοπιστία) στον χρόνο απορρύπανσης (μέχρι και τον 9ο χρόνο λειτουργίας) φαίνεται στο σχήμα 3.

Οι υπόλοιπες εναλλακτικές, Γ, Δ, και Ε, ορίζονται με παρόμοιο τρόπο, αυξάνοντας κάθε φορά την παροχή λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης, σε 0.2 m^3/s, 0.25 m^3/s, και

0.3 m^3/s αντίστοιχα. Η συνολική αξιοπιστία αυξάνεται για την κάθε εναλλακτική σε 88%, 98%, και 100% (Γ, Δ, και Ε, αντίστοιχα), ενώ η αξιοπιστία των τριών εναλλακτικών για διάφορους χρόνους λειτουργίας των γεωτρήσεων εμφανίζεται επίσης στο σχήμα 3.

4.4. Η συνάρτηση στόχου

Η λήψη της τελικής απόφασης θα πραγματοποιηθεί με την ελαχιστοποίηση της κλασικής σχέσης κόστους-επικινδυνότητας:

$$\min \Phi_j = C_j + R_j \quad (4.4)$$

για την κάθε j εναλλακτική. Το κόστος C, υπολογίζεται αφού διαχωριστεί στο κόστος κατασκευής των πηγαδιών απορρύπανσης, C_{jcon}, και στο κόστος λειτουργίας των πηγαδιών αυτών $C_{jop}^{(t)}$, για κάθε έτος λειτουργίας τους:

$$C_{con} = 590\ Q^{0.615}\ €,\ (\text{η } Q \text{ σε } m^3/\text{ημέρα}) \quad (4.5)$$

$$C_{op} = 0.0163\ Q\ €/\text{έτος} \quad (4.6)$$

Ο όρος της επικινδυνότητας R, ο οποίος, εκφράζεται ως:

$$R(t) = P_f(t)\ C_f(t)\ \gamma(Cf) \quad (4.7)$$

με $P_f(t)$ την πιθανότητα αστοχίας στον χρόνο t, για κάθε εναλλακτική j,
$C_f(t)$, το ετήσιο κόστος αστοχίας και
$\gamma(C_f)$ τη συνάρτηση ωφελιμότητας

Από την εξ. (4.7) συνεπάγεται ότι το στοχαστικό μοντέλο θα πρέπει πλέον να υπολογίζει όχι μόνο τη συνολική πιθανότητα αστοχίας κάθε εναλλακτικής (σχ. 3), αλλά και τη συγκεκριμένη πιθανότητα αστοχίας για κάθε χρόνο ελέγχου. Για παράδειγμα, στην εναλλακτική ΓΙΙ (λειτουργία των πηγαδιών με συνολική παροχή 0.2 m^3/s για 7 χρόνια), θα πρέπει να ξέρουμε την πιθανότητα αστοχίας για κάθε έτος, τόσο στα 7 χρόνια λειτουργίας, όσο και μετά τη λήξη της λειτουργίας τους ως το τέλος του χρονικού ορίζοντα. Η αναλυτική έκφραση της συνάρτησης στόχου (4.7) δίνεται, ως άθροισμα ετήσιων τιμών κόστους, για κάθε χρόνο ελέγχου, t, έως τον χρονικό ορίζοντα T, και με τη μέθοδο της παρούσας αξίας, από τη σχέση:

$$\Phi_j(t) = \sum_{t}^{T} \left[C_{jcon}(t) + C_{jop}(t) + R_j(t) \right] / (1 + i)^t \quad (4.8)$$

Έτσι, για ένα κόστος αποτυχίας, $C_f(t)$=150 χιλιάδες Ευρώ για κάθε χρόνο ρύπανσης, για ουδέτερη στάση απέναντι στον κίνδυνο ($\gamma(C_f)$=1), και ετήσιο επιτόκιο i=10%, η επίλυση της (4.8) δίνει τον πίνακα 1. Σημειώνεται ότι εκτός της Φ, και οι τιμές των C_{jcon}, C_{jop}, R_j στον πίνακα είναι υπολογισμένες με τη μέθοδο της παρούσας αξίας.

Πίνακας 1: Αποτελέσματα της ανάλυσης αποφάσεων για γ(Cf)=1, και κόστος αποτυχίας Cf(t)=150.000€. Οι στήλες I - III αντιστοιχούν στα διαφορετικά έτη λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης. Τα ποσά είναι σε εκατομμύρια €.

Table 1: Decision analysis results (in million € - $C_f(t)$ =150.000€)

	I 5 έτη	II 7 έτη	III 9 έτη	
Α Καμία Δράση C_{con} C_{op} R Φ				 1.467 1.467
Β $\Sigma q=0.15 m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.199 0.292 1.002 1.493	 0.199 0.376 0.966 1.541	 0.199 0.444 0.922 1.565	
Γ $\Sigma q=0.20 m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.238 0.389 0.720 1.347	 0.238 0.501 0.660 1.399	 0.238 0.592 0.640 1.470	
Δ $\Sigma q=0.25 m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.273 0.487 0.520 *1.280*	 0.273 0.627 0.480 1.380	 0.273 0.740 0.480 1.493	
Ε $\Sigma q=0.30 m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.306 0.584 0.451 1.341	 0.306 0.752 0.446 1.504	 0.306 0.888 0.442 1.636	

5. ΑΠΟΤΕΛΕΣΜΑΤΑ

Όπως φαίνεται στον πίνακα 1 πολύ σημαντικό ρόλο παίζει το μεγάλο ετήσιο κόστος λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης. Αυτός είναι ο λόγος που στην οριζόντια ανάγνωση η αντικειμενική συνάρτηση αυξάνει, που σημαίνει ότι η μείωση του κινδύνου με την αύξηση των χρόνων λειτουργίας των πηγαδιών δεν ισοσταθμίζει την αντίστοιχη αύξηση του κόστους λειτουργίας. Έτσι, οι τρεις φθηνότερες λύσεις ανήκουν στην υποκατηγορία Ι, με καλύτερη την εναλλακτική ΔΙ.

Η κατακόρυφη ανάγνωση του πίνακα 1 οδηγεί στα ίδια περίπου συμπεράσματα με αυτά που προηγήθηκαν. Με την αύξηση της παροχής λειτουργίας, το συνολικό κόστος, C, αυξάνει (τώρα αυξάνει φυσικά και το κόστος κατασκευής), ενώ η επικινδυνότητα μειώνεται. Η μείωση αυτή είναι μεγαλύτερη από την παράλληλη αύξηση του κόστους στις εναλλακτικές Β, Γ και Δ, με αποτέλεσμα την προοδευτική μείωση της συνολικής τιμής Φ στις σειρές αυτές. Αυτό όμως παύει να ισχύει στη εναλλακτική Ε και οδηγεί την κατακόρυφη εξέλιξη της Φ σε μία καμπή, σε ένα ελάχιστο δηλαδή που συμβαίνει στην ενδιάμεση σειρά, της εναλλακτικής Δ. Το γεγονός αυτό οδηγεί στο συμπέρασμα ότι η αύξηση των μέτρων θεραπείας δεν οδηγεί πάντα σε καλύτερο αποτέλεσμα. Η καλύτερη απόφαση βρίσκεται κάπου στη μέση και αναδεικνύεται μόνο με την προσεκτική κατάστρωση του προβλήματος, μέσα σε ένα πλαίσιο που καθορίζεται από τις αρχές της Ανάλυσης Αποφάσεων.

6. Ο ΠΡΟΣΔΙΟΡΙΣΜΟΣ ΤΟΥ ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΟΥ ΚΟΣΤΟΥΣ ΚΑΙ Η ΠΕΡΙΒΑΛΛΟΝΤΙΚΗ ΠΟΛΙΤΙΚΗ

Ένα δεύτερο συμπέρασμα που εξάγεται από τον πίνακα 1 είναι το γεγονός ότι η ακραία και καταστροφική για το περιβάλλον λύση της εναλλακτικής Α παραμένει ανταγωνιστική (μόλις 9% ακριβότερη της καλύτερης λύσης). Καθώς η βασική μεταβλητή που επηρεάζει το κόστος της εναλλακτικής αυτής είναι το πρόστιμο Cf, γίνεται φανερό ότι το μόνο όπλο της πολιτείας για να αντιμετωπίσει ανάλογες περιβαλλοντικές καταστροφές είναι η επιβολή ετήσιου πρόστιμου στον υπεύθυνο της ρύπανσης, τέτοιου ώστε να τον οδηγήσει σε λύσεις αποκατάστασης των υδροφορέων. Ο καθορισμός του ύψους του πρόστιμου αυτού, συνιστά ένα τεχνικό πρόβλημα αιχμής που εκφράζει την πολιτική πλέον βούληση της πολιτείας να προστατέψει τους φυσικούς αποδέκτες.

Ένας τρόπος για να καθορισθεί το C_f είναι να του δοθεί μία κατ' εκτίμηση τιμή που απλώς να υποχρεώνει τον υπεύθυνο να πληρώσει εκ των υστέρων για μία ζημιά που έχει προκαλέσει. Αυτός είναι περίπου και ο τρόπος που καθορίστηκε το C_f, στο συγκεκριμένο πρόβλημα. Λαμβάνοντας υπόψη την ελληνική πραγματικότητα, και χωρίς συγκεκριμένη μελέτη, το C_f καθορίστηκε στην τιμή των 150 χιλιάδων ευρώ το χρόνο. Ο τρόπος αυτός, χωρίς να λαμβάνει υπόψη του τις παραμέτρους του συγκεκριμένου προβλήματος, ισορροπεί μεταξύ δύο κινδύνων: να αποδειχθεί τελικά το πρόστιμο είτε μικρό για να αποτρέψει μία αντιοικολογική απόφαση (που είναι και η περίπτωσή μας), είτε υπέρογκο, με αποτέλεσμα να λειτουργήσει περισσότερο κερδοσκοπικά από τη μεριά του κράτους. Αυτοί οι δύο κίνδυνοι, επιβάλλουν τον υπολογισμό του συγκεκριμένου ποσού μέσα από έναν αλγόριθμο που να λαμβάνει υπόψη του τη συγκεκριμένη κάθε φορά κατάσταση. Το ποσό αυτό δηλαδή να εμπεριέχει τη δυναμική της συγκεκριμένης ανάλυσης για το εκάστοτε πρόβλημα, σε συνδυασμό με την πολιτική απόφαση της αποτροπής των μέτρων και των ενεργειών εκείνων που θα βλάψουν το περιβάλλον.

Στην εργασία αυτή προτείνεται το πρόστιμο C_f, να καθοριστεί σε σχέση με την αναλογία των δύο ακραίων, από τη σκοπιά της αποκατάστασης του υδροφορέα, εναλλακτικών που προβάλλουν ως δυνατές λύσεις. Οι εναλλακτικές αυτές είναι, από τη μία η εναλλακτική Α που δεν λαμβάνει κανένα μέτρο, και από την άλλη η εναλλακτική ΕΙΙΙ που καταλήγει σε απορρύπανση της κηλίδας, με 100% πιθανότητα επιτυχίας. Δίνοντας στο C_f μία τιμή, τέτοια ώστε η συνάρτηση στόχου Φ της εναλλακτικής Α να είναι k φορές μεγαλύτερη της αντίστοιχης Φ της εναλλακτικής ΕΙΙΙ, αυτό που απομένει στο μελετητή είναι να καθορίσει την τιμή του k με τέτοιο τρόπο, ώστε, κατά την εκτίμησή του, να αποτραπεί η εφαρμογή της πρώτης λύσης. Για παράδειγμα, για να καταλήξει η εναλλακτική Α, κατά 50% ακριβότερη της ΕΙΙΙ (k=1,5), το C_f θα πρέπει να πάρει την τιμή: C_f=360.000 ευρώ/έτος. Βάσει αυτού του ποσού υπολογίζονται εκ νέου οι τιμές των Φ_j για τις j εναλλακτικές, και τα αποτελέσματα φαίνονται στον πίνακα 2.

Τα αποτελέσματα αποδεικνύουν τα όσα προηγήθηκαν. Η διαφορά των δύο ακραίων εναλλακτικών είναι 50%, ενώ η διαφορά της εναλλακτικής Α, από την καλύτερη λύση ΕΙ, πλησιάζει τα 1.45 εκατομμύρια ευρώ (74% ακριβότερη), ποσό που την αποκλείει από τον ανταγωνισμό των υπόλοιπων λύσεων.

Επίσης, παρατηρείται μία μικρή μετατόπιση των καλύτερων λύσεων προς τα κάτω (εναλλακτική Ε), δηλαδή προς τις πιο σίγουρες λύσεις, γεγονός που αποδεικνύει την αποτελεσματικότητα της υποτιθέμενης κρατικής παρέμβασης, η οποία στη συγκεκριμένη περίπτωση επιβάλλει στον ιδιώτη την αποστροφή στον περιβαλλοντικό κίνδυνο. Κατά τα λοιπά και στο νέο πίνακα 2 ισχύουν τα συμπεράσματα της προηγούμενης παραγράφου.

Αξίζει τέλος να σημειωθεί ότι η προηγούμενη επίλυση της συνάρτησης στόχου έγινε με την υπόθεση της ουδέτερης στάσης του υπεύθυνου για τη ρύπανση, απέναντι στον κίνδυνο. Ο ρόλος της στάσης του λήπτη της απόφασης, όταν αυτός είναι και ο υπεύθυνος για τη ρύπανση, η διαμόρφωση δηλαδή της συνάρτησης ωφελιμότητας, $\gamma(C_f)$, έχει διερευνηθεί σε ανάλογες εργασίες [2,3,11]. Είναι προφανές ότι η όποια αρνητική τάση του υπεύθυνου προς τον κίνδυνο του να πληρώσει περιβαλλοντικό πρόστιμο, θα αυξάνει, ανάλογα με την αύξηση της τιμής του προστίμου. Η αύξηση αυτής της τάσης, που θα εκφραστεί στην παρούσα μέθοδο ως αύξηση της τιμής της $\gamma(C_f)$, θα έχει με τη σειρά της ως αποτέλεσμα τη συνολική αύξηση των εναλλακτικών, με μεγαλύτερη βέβαια επιβάρυνση των λιγότερο ασφαλών λύσεων. Έτσι θα οδηγούμασταν σε λύσεις περισσότερο ασφαλείς, ως προς την απορρύπανση του υδροφορέα, άρα και φιλικότερες προς το περιβάλλον.

Η αποτροπή λοιπόν του κινδύνου, εκτός της μετάβασης σε πιο ασφαλείς αποφάσεις, αποτρέπει και την εύκολη λύση της μη λήψης μέτρων αποκατάστασης της περιβαλλοντικής ισορροπίας.

Πίνακας 2: Αποτελέσματα της ανάλυσης αποφάσεων για γ(Cf)=1, και κόστος αποτυχίας διπλάσιο (Cf(t)=360.000 €. Οι στήλες I - III αντιστοιχούν στα διαφορετικά έτη λειτουργίας των πηγαδιών απορρύπανσης. Τα ποσά είναι σε εκατομμύρια €

Table 2: Decision analysis results (in million € - Cf(t) =360.000€)

	I 5 έτη	II 7 έτη	III 9 έτη	
A Καμία δράση C_{con} C_{op} R Φ				 3.520 3.520
B $\Sigma q=0.15m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.199 0.292 2.402 2.893	 0.199 0.376 2.315 2.890	 0.199 0.444 2.210 2.853	
Γ $\Sigma q=0.20m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.238 0.389 1.728 2.355	 0.238 0.501 1.584 2.323	 0.238 0.592 1.536 2.366	
Δ $\Sigma q=0.25m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.273 0.487 1.248 2.008	 0.273 0.627 1.152 2.052	 0.273 0.740 1.152 2.165	
E $\Sigma q=0.30m^3/s$ C_{con} C_{op} R Φ	 0.306 0.584 1.080 *1.970*	 0.306 0.752 1.070 2.128	 0.306 0.888 1.062 2.256	

7. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ - ΑΠΟ ΤΟ «Ο ΡΥΠΑΙΝΩΝ ΠΛΗΡΩΝΕΙ» ΣΤΟ «Ο ΡΥΠΑΙΝΩΝ ΑΠΟΚΑΘΙΣΤΑ»

Ένα κοινό χαρακτηριστικό στοιχείο των προβλημάτων που σχετίζονται με τον σχεδιασμό των υδραυλικών έργων, είναι οι συνθήκες αβεβαιότητας μέσα στις οποίες πρέπει να δοθούν οι λύσεις, αποτέλεσμα της έλλειψης μετρήσεων και δεδομένων για βασικές φυσικές παραμέτρους με έντονη χωρική και χρονική μεταβλητότητα. Η αβεβαιότητα κατά την ανάλυση δημιουργεί πιθανότητες αποτυχίας και αστοχίας των σχεδιαζόμενων έργων, παράγοντας που πρέπει να ληφθεί υπόψη για την αξιολόγηση των λύσεων και την επιλογή της καλύτερης. Αυτός είναι ο λόγος που η επίλυση επιτυγχάνεται με την εφαρμογή των μεθόδων της Θεωρίας των Αποφάσεων, η οποία παρέχει τη δυνατότητα αποτίμησης των εναλλακτικών λύσεων με ένα τρόπο που να λαμβάνει υπόψη του και παράγοντες που δεν μπορούν να μετρηθούν με τους συνήθεις οικονομικούς όρους, ενώ ταυτόχρονα συμπεριλαμβάνει στην αξιολόγηση και το κόστος της πιθανής αστοχίας των σχεδιαζόμενων έργων.

Το μοντέλο απόφασης που παρουσιάστηκε στην παρούσα εργασία στηρίχτηκε ακριβώς σε αυτές τις αρχές. Η εφαρμογή του όμως στο πρόβλημα που αναπτύχθηκε και επιλύθηκε στα προηγούμενα κεφάλαια, κατέδειξε επιπλέον την ανάγκη σύνδεσης των διοικητικών ρυθμίσεων για τη μείωση των περιβαλλοντικών επιπτώσεων, με τις παραμέτρους του εκάστοτε τεχνικού προβλήματος. Στο πλαίσιο αυτό, η εφαρμογή της αρχής της περιβαλλοντικής πολιτικής «ο ρυπαίνων πληρώνει» έρχεται αντιμέτωπη με το ερώτημα τι (ή πόσο) πληρώνει. Η παρούσα εργασία απαντά στο ερώτημα αυτό, ενσωματώνοντας στη διαδικασία επίλυσης τον καθορισμό του κόστους που θα κληθεί να καταβάλει ο ρυπαίνων, έτσι ώστε να προκριθούν λύσεις που θα οδηγήσουν στην αποκατάσταση του οικοσυστήματος και να αποτραπούν άλλες μη φιλικές προς το περιβάλλον. Έτσι η αρχή «ο ρυπαίνων πληρώνει» εξελίσσεται στο «ο ρυπαίνων αποκαθιστά».

Αποδεικνύεται λοιπόν ότι η μέθοδος απόφασης που παρουσιάστηκε μπορεί να γίνει ένα σημαντικό εργαλείο στα χέρια της πολιτείας, συμβάλλοντας στη διαμόρφωση μίας οικονομικής πολιτικής για το περιβάλλον, αλλά και ενός θεσμικού πλαισίου που θα προστατεύει τους υδατικούς πόρους από την ποιοτική υποβάθμιση. Οι πιθανότητες αστοχίας των έργων, μέσα από τη διαδικασία ποσοτικοποίησης της επικινδυνότητας, συνδέονται με την αβεβαιότητα των παραμέτρων του συστήματος για να ενσωματωθούν τελικά στη διαδικασία υπολογισμού του περιβαλλοντικού κόστους. Με τον τρόπο αυτό οι διοικητικές ρυθμίσεις, καθώς υπολογίζονται πλέον από το μοντέλο απόφασης, εξελίσσονται από απλά πρόστιμα σε κίνητρα για αποκατάσταση και προστασία.

Τέλος, στο μέτρο που η προηγούμενη διαδικασία εφαρμόζεται σε ένα σύστημα υδατικών πόρων, το προτεινόμενο πλαίσιο διαμόρφωσης πολιτικής αναδεικνύει την αξία του νερού όχι μόνο ως αξία χρήσης για τις σημερινές ανάγκες, αλλά και ως κοινωνική αξία που πρέπει να προφυλαχθεί και να αποθηκευθεί για τις επόμενες γενιές [12]. Έτσι, η όλη διαδικασία εκτός από τις οικονομικές και περιβαλλοντικές παραμέτρους, ενσωματώνει και τις αντίστοιχες κοινωνικές, γεγονός που την εντάσσει στις αρχές της αειφόρου ανάπτυξης.

8. ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Sarokin, D., Schulkin J., The necessity of Environmental Economics, **Journal of Environmental Management**, Vol. **38**, 1993, p. 259-280.

2. Freeze A., Massmann J., Smith L., Sperling T. and James B., Hydrogeological Decision Analysis 1. A Framework, **Ground Water**, Vol.

28.(5), 1990, p. 738-766.

3. Latinopoulos P., Mylopoulos N., and Mylopoulos Y., Risk-Based Decision Analysis in the Design of Water Supply Projects, **Water Resources Management**, Vol. **11**, 1997, 263-281.

4. Λατινόπουλος Π., Συνδυασμένη χρήση μεθόδων προσομοίωσης και βελτιστοποίησης για τον σχεδιασμό έργων αναβάθμισης των υπόγειων νερών, Τελική Έκθεση **ΠΕΝΕΔ**, 1993, σελ. 199.

5. Gelhar, L. W.,Welty C.,and Rehfeldt K., A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, **Water Resources Research**, vol. **28**(7), 1992, p. 1955-1974.

6. Avon L.,and Bredehoft J.D., An analysis of trichloroethylene movement groundwater at Castle Air Force Base, California, **Journal of Hydrology**, Vol. **110**, 1989, p. 23-50.

7. Konikow L.F., Bredehoeft J.D, Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water, **Techn. Water Resour. Invest.**, U.S. Geol. Surv., 1978, vol. 7(2), p. 123.

8. Gelhar, L. W., Stochastic subsurface hydrology: From theory to applications, **Water Resources Research**, vol. **22**(9), 1986, p. 135-145.

9. Hoeksema, R. J., Kitanidis, P. K., Analysis of the spatial structure of properties of selected aquifers, **Water Resources Research,** vol. **21**(4), 1985, p. 563-572.

10. Mantoglou A., Wilson J.L., The turning bands method for simulation of random fields using line generation by a spectral method, **Water Resources Research**, vol. **18**(5), 1982, pp. 1379-1394.

11. Μυλόπουλος Ν., Στοχαστική προσομοίωση και Ανάλυση Αποφάσεων στη διαχείριση υπόγειων υδατικών πόρων υπό συνθήκες επικινδυνότητας, Διδακτορική Διατριβή, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Α.Π.Θ., 1994, σελ. 200.

12. Winpenny J., **Managing Water as an Economic Resource**, Routledge, 1994, New York, p. 221.

Ν. Μυλόπουλος
Επίκουρος Καθηγητής, Πανεπιστήμιο Θεσσαλίας, Τμήμα Πολιτικών Μηχανικών, Πεδίο Άρεως, 383 34 Βόλος.

Extended summary

Integrating the Environmental Cost in the Design of Hydraulic Projects: an Aquifer Restoration Case Study

N. MYLOPOULOS
Assistant Professor University of Thessaly

Abstract
The development and application of a decision model is presented. The model is based on the decision analysis methodology and was applied to the remediation design of a contaminated aquifer in Greece. The limited amount of available data concerning the hydraulic conductivity parameter generates an uncertain environment, causing the process to take place under risky conditions. The model combines a random field generation method with a groundwater flow and transport simulation model. The risk term was calculated into the results through the generated probabilities of failure. The pollution charges to be imposed by the local water authority were determined through the appropriate development of this model. Thus, with the proposed algorithm these charges can act as incentives to select the most environmentally sustainable water policy, namely that of safely restoring the aquifer.

From the engineering point of view, the design of a hydraulic project is the problem of selecting, from among a series of alternative solutions, the one that meets all requirements in the best possible way. This means that the solution to be selected should satisfy both the constraints and the objective of the management problem either in an optimal or in a "best" way.

However, water resource management problems appear to be even more complicated in reality. This is more obvious in groundwater problems, since the complex and heterogeneous hydrogeologic environment, combined with the lack of data, create a highly uncertain context. The engineering design of groundwater remediation schemes, developed in this context, cannot meet with certainty the objective and the constraints of the deterministic management problem.

This inability is regarded as a failure of the project's design. Therefore, the quantification of the relevant failure risk arises as a primary task.

The decision analysis framework is considered to be the most appropriate to solve this kind of problems, as it permits the integration of all costs, benefits, as well as effects of uncertainty, into a single objective function [2,3]. This integration is realized through the coupling of a hydrogeologic uncertainty model with a decision model. The risk-cost-benefit objective function developed in this way allows immediate comparisons of a number of specific, already formulated, alternative design schemes, thus leading to a final decision. In this work, a risk-based decision analysis model is presented and applied to the engineering remediation design of the contaminated aquifer of Kalamaria, in Chalkidiki peninsula, Greece. The spatially varying hydraulic conductivity field is the stochastic parameter of the problem, as data concerning its spatial distribution are very limited.

The plain of Kalamaria, (fig. 1), is located in the south-western part of the Chalkidiki peninsula in Northern Greece [4]. The underlying aquifer is the sole water resource in the area, which makes the importance of its protection and rehabilitation more than obvious. The aquifer is bounded by no-flow boundaries along the left and right sides and by a constant flux boundary along its top side. Its bottom side is bounded by seawater; it thus has a constant hydraulic head equal to 0 m.

The random hydraulic conductivity field is assumed to follow log-normal distribution, with expected mean value of hydraulic conductivity $\mu_K = 1x10^{-4}$ m/s, standard deviation $\sigma_k = 1x10^{-4}$ m/sec and correlation length $\lambda = 500$ m [6,7]. Figure 1 shows the aquifer under study, which covers an area of 90 Km, as well as the contaminant plume. The latter migrates due to groundwater flow towards the constant head boundary, threatening groundwater with contamination for a long time period. The decontamination of the aquifer is based on the operation of a group of pumping wells placed inside the plume area.

The particular Monte Carlo procedure used in the present probabilistic study of groundwater flow and contaminant transport consisted of the following steps [9]:

a. Given the three statistical parameters of the stationary,

Submitted: Jan. 10, 2004 Accepted: March 30, 2005

correlated, 2-D random field, K, a number of realizations were generated by applying the method of turning bands [8].

b. Each hydraulic conductivity realization was used as input data for the MOC model [5], together with the set of the rest of the parameters, boundary conditions, etc., which are considered deterministic in all simulations.

c. Performing a number of simulations with the groundwater simulation model, the frequency distribution of specific output variables can be obtained. Although in most practical problems the variable under study is the contaminant concentration, in our case it was the frequency distribution of the duration of contaminant episodes. This distribution was used to calculate the risk term that is associated with the hydrogeologic uncertainty. As a result, a reliability curve was constructed for the total pumping rate (fig. 2), showing the probability of success, having as success criterion the reduction of the concentration in the aquifer.

Five alternative solutions were examined and evaluated by the decision model presented in this paper. In the first strategy no remedial measures are taken and for this reason it is called the "do nothing" alternative.

The aquifer remains contaminated for a long time-period, more than 40 years, which illustrates the extent of the environmental damage in the area. Four clean-up wells, with a total capacity of $\Sigma q = 0.15\ m^3/s$, corresponding to a reliability level of 50%, form the second alternative, while the same wells, with total capacity $\Sigma q = 0.2\ m^3/s$ form the third. In the fourth and fifth alternatives the clean-up wells operate with total capacity $\Sigma q = 0.25\ m^3/s$ and $\Sigma q = 0.3\ m^3/s$ respectively. The cumulative distribution function of the opposite probability of success for each strategy is shown in figure 3.

In the context of the decision analysis methodology, a risk-cost-benefit objective function is then employed for the evaluation and comparison of the alternative design strategies. As there were no benefits in our case, only the costs and risks of the different strategies were incorporated into the function (eq. 3.3 and 3.6).

The results obtained from the development of the risk-based decision model for the 5 alternative decision strategies are presented in Table 1. As the total pumping rate of the clean-up wells increases, the value of the capital and operational costs also increases, while the value of the relevant risks decreases.

The best solution (DI) occurs when the clean-up wells operate for 5 years with $\Sigma q=0.25\ m^3/s$, while other good solutions can be found, always in the 5 year operation column. The fact that the best solution is an intermediate and not an extreme one shows that although conservative policies correspond to better solutions than do the risky ones, this cannot be used in general and the best solution is associated with rather moderate scenarios. It also proves that the best alternative in these problems is not obvious, but that very careful planning is required – such as the one decision analysis can provide – in order to bring the best solution out.

As one can also see in Table 1, the "do nothing" scenario, for which the contamination of the aquifer lasts for a long time period resulting in high risks, was not found to be the worst. This is due to the fact that, despite the high risks, the related probabilistic costs were not particularly high (C_f=150.000€).

In this paper it is suggested that the estimation of the pollution charges should be related to the risk-based objective function corresponding to the two extreme alternatives: the least environmentally friendly, i.e. the "do nothing" on one hand, (Φ_A), and the most conservative in terms of environmental risks on the other, ($\Phi_{ΕΙΠ}$), reflecting the lowest (0%) and the highest (100%) probabilities of aquifer rehabilitation, respectively.

Giving pollution charges, C_f, a value that leads to a relation of the form $\Phi_A = k\ \Phi_{ΕΙΠ}$, it is up to the policy-maker to define k so that the "do nothing" alternative will become as unattractive as desired. For example, in order to make Φ_A 50% higher than $\Phi_{ΕΙΠ}$ (k=1.5), the pollution charge must become C_f=360.000€. The results obtained by the application of the decision model for such a policy are presented in Table 2.

As can be seen, the economic policy followed by the water authority is now indeed effective, since the more environmentally friendly the alternative is, the more it becomes attractive to decision-makers. The most attractive alternative has become now the environmentally sustainable policy of safely restoring the aquifer, EI, while the extremely environmentally risky alternative of "doing nothing", became one of the two worst policies. It is clear now that this economic policy imposed by the water authority can act as an effective incentive to the polluters, as it can guarantee both the selection of the more environmentally friendly, and on the other hand the rejection of the more environmentally risky policy, even in cases that the polluters may have a risk-neutral tendency.

The risk-based decision analysis framework presented can be used as a water policy tool in the design of economic incentive instruments under conditions of uncertainty. Pollution charges can now be determined on a risk-cost-benefit basis in such a way as to guarantee either the promotion of the more environmentally friendly, or the rejection of the more environmentally risky water policy. Pollution charges are now becoming effective economic incentive instruments in the direction of forcing polluters to restore water resources, rather than simply paying penalties for the environmental degradation they caused.

The development of the risk-based decision model proposed in this study by the decision maker, will lead him eventually to the determination of such pollution charges that the final cost of the extreme, environmentally hostile alternative will turn out to be a multiple of the cost of the full restoration scheme. Thus, defining the desired relation

between the two environmentally extreme alternative policies, the decision maker can give the pollution charges an incentive character in order to force polluters to select and follow the most sustainable of all alternative policies. In other words, the decision maker can shift the "Polluter Pays" principle to a "Polluter Restores" one.

N. Mylopoulos
Assistant Professor University of Thessaly, Faculty of Civil Engineering, Pedio Areos, 383 34 Volos.