



## **ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ**

ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ – ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ  
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ  
«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

### **ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΕΝΑΛΛΑΚΤΙΚΩΝ ΜΑΘΗΜΑΤΙΚΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗΣ ΔΙΑΚΙΝΗΣΗΣ ΡΥΠΩΝ ΣΕ ΠΟΤΑΜΙΑ**

**Κονδύλη Αλεξάνδρα**

**«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ  
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ  
ΥΔΑΤΙΚΩΝ  
ΠΟΡΩΝ**

Αθήνα, Σεπτέμβριος 2014

Επιβλέπων: Κ. Νουτσόπουλος, Επίκουρος Καθηγητής ΕΜ.Π.



## ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ – ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ  
ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ  
«ΕΠΙΣΤΗΜΗ ΚΑΙ ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»

### ΑΞΙΟΛΟΓΗΣΗ ΕΝΑΛΛΑΚΤΙΚΩΝ ΜΑΘΗΜΑΤΙΚΩΝ ΜΟΝΤΕΛΩΝ ΠΡΟΣΟΜΟΙΩΣΗΣ ΔΙΑΚΙΝΗΣΗΣ ΡΥΠΩΝ ΣΕ ΠΟΤΑΜΙΑ

**Κονδύλη Αλεξάνδρα**

Αθήνα, Σεπτέμβριος 2014

Επιβλέπων: Κ. Νουτσόπουλος, Επίκουρος Καθηγητής ΕΜ.Π.

Το περιεχόμενο της ανά χείρας διπλωματικής εργασίας αποτελεί προϊόν δικής μου πνευματικής προσπάθειας. Η ενσωμάτωση σε αυτήν υλικού τρίτων, δημοσιευμένου ή μη, γίνεται με δόκιμη αναφορά στις πηγές, που δεν επιτρέπει ασάφειες ή παρερμηνείες.

## ΠΡΟΛΟΓΟΣ

Η παρούσα μεταπτυχιακή εργασία εκπονήθηκε στα πλαίσια του Διατμηματικού – Διεπιστημονικού Προγράμματος μεταπτυχιακών σπουδών του τομέα Έπιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων, της Σχολής Πολιτικών μηχανικών. ΕΜΠ.

Με την ολοκλήρωση αυτού του κύκλου σπουδών θα ήθελα να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου κ. Νουτσόπουλο, για την εμπιστοσύνη που μου έδειξε στην εκπόνηση της παρούσας εργασίας καθώς επίσης και για τη βοήθειά του στην ολοκλήρωσή της.

Επιπλέον, θα ήθελα να ευχαριστήσω τον Ηλία Μουσούλη για την βοήθειά και την υποστήριξή του σε όλα τα θέματα που αφορούσαν το λογισμικό MIKE.

Ιδιαίτερες ευχαριστίες θα ήθελα να εκφράσω προς την Αναστασία Τσιγαρίδα για την παροχή πληροφοριών και δεδομένων και για την πολύτιμη βοήθεια της σε ζητήματα που αφορούσαν το υδραυλικό κομμάτι της εργασίας.

Τέλος, θα ήθελα να ευχαριστήσω την οικογένεια μου για την αμέριστη συμπαράστασή της σε κάθε στάδιο της ζωής μου.

Αθήνα, Σεπτέμβριος 2014

Αλεξάνδρα Κονδύλη

## ΠΕΡΙΛΗΨΗ

Τα Μοντέλα ανάλυσης της ποιότητας των υδάτων είναι εργαλεία για την περιγραφή των χωρικών και χρονικών μεταβολών που υπόκεινται διάφορα συστατικά που επιδρούν στην ποιότητα του υδάτινου περιβάλλοντος. Κάθε μοντέλο της ποιότητας του νερού έχει τα δικά του μοναδικά χαρακτηριστικά και σκοπό προσομοίωσης. Αν και κάθε μοντέλο μπορεί να δώσει μόνο μια απλοποιημένη αναπαράσταση της πραγματικότητας παρ' όλα αυτά τα συμπεράσματα των προσομοιώσεων μπορεί να είναι καθοριστικά για τη μελλοντική κατάσταση του φυσικού συστήματος που εξετάζεται.

Το MIKE 11 αποτελεί ένα τέτοιο εργαλείο. Αποτελεί μέρος του MIKE της DHI και αφορά στον σχεδιασμό και τη μονοδιάστατη προσομοίωση της ροής και της ποιοτικής κατάστασης απλών και σύνθετων ποταμών. Αποτελεί ένα από τα πιο σύγχρονα και ευρέως χρησιμοποιούμενα μοντέλα σήμερα.

Το MIKE 11/ECO Lab περιλαμβάνει τρία μοντέλα: το υδροδυναμικό μοντέλο (HD), το μοντέλο μεταγωγής-διασποράς (AD) και το ποιοτικό μοντέλο (Ecolab).

Το HD μοντέλο βασίζεται στις εξισώσεις Saint Venant που περιγράφουν τη ροή σ' ένα ποτάμι ενώ η αριθμητική μέθοδος που χρησιμοποιεί είναι το σχήμα 6 σημείων γνωστό ως Σχήμα Abbott 6-σημείων (6-point Abbott scheme). Το μοντέλο δέχεται ως δεδομένα εισόδου το ψηφιακό ανάγλυφο της περιοχής μελέτης, τη παροχή εισόδου (οριακή συνθήκη ανάντη) και τη γεωμετρία του ποταμού. Η βαθμονόμηση του μοντέλου γίνεται με γνωστές καμπύλες στάθμης – παροχής και την επιλογή κατάλληλου συντελεστή τραχύτητας.

Το AD μοντέλο αφορά τη μεταγωγή με τη κύρια ροή και τη διασπορά λόγω διαφοράς συγκέντρωσης. Δέχεται ως δεδομένα εισόδου τις συγκεντρώσεις των, υπό εξέταση, ουσιών και τον συντελεστή διασποράς. Το AD μοντέλο είναι δυναμικά συνδεδεμένο με το ECO Lab ώστε οι συγκεντρώσεις σε κάθε χρονικό βήμα να λαμβάνουν υπόψη εκτός από τις διάφορες βιολογικές και βιοχημικές διαδικασίες και τα φαινόμενα μεταφοράς-διασποράς.

Το ECO Lab περιέχει διάφορα μοντέλα ποιοτικής ανάλυσης. Ένα από αυτά είναι το μοντέλο Ποιότητας νερού (Water Quality module, WQ) που περιλαμβάνει μεταξύ άλλων τις μεταβλητές BOD, DO, αμμωνιακά, νιτρικά, φωσφορικά και

κολοβακτηρίδια. Ανάλογα με τις διεργασίες (οξειδωση οργανικής ύλης, νιτροποίηση, απονιτροποίηση, ζήτηση οξυγόνου από ιζήματα, φωτοσύνθεση κ.α.) που επιλέγεται να εξεταστούν κάθε φορά, το ποιοτικό μοντέλο μπορεί να προσαρμοστεί σε διαφορετικά επίπεδα. Η πολυπλοκότητα του μοντέλου κυμαίνεται από την πιο απλή μορφή (επίπεδο 1), η οποία περιλαμβάνει BOD και DO μόνο, μέχρι το πιο σύνθετο επίπεδο, όπου το BOD χωρίζεται σε τρία κλάσματα: διαλυμένο, αιωρούμενο και καθιζάνων (επίπεδο 6). Επιπλέον σε κάποια επίπεδα εξετάζονται και οι επιδράσεις των θρεπτικών συστατικών (επίπεδα 3,4,6) ενώ η μοντελοποίηση του φωσφόρου και των κολοβακτηριδίων μπορεί να συμπεριληφθεί σε όλα τα επίπεδα.

Στη παρούσα εργασία το MIKE 11/ECO Lab εφαρμόστηκε στο κύριο ρεύμα του Βοιωτικού Κηφισού για διάφορες εφαρμογές.

Αρχικά έγινε ανάλυση ευαισθησίας στα τέσσερα πρώτα επίπεδα του μοντέλου (1-4) για την αξιολόγηση της επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων των διεργασιών του μοντέλου, στις συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου DO, του οργανικού υλικού BOD και στις συγκεντρώσεις των διαφόρων μορφών αζώτου (αμμωνιακά, νιτρικά). Από την ανάλυση ευαισθησίας προέκυψε ότι κάθε μια από τις παραμέτρους που εξετάστηκαν έχουν την ίδια επίδραση στις συγκεντρώσεις των υπό μελέτη μεταβλητών σε όλα τα επίπεδα του μοντέλου που εξετάστηκαν. Επίσης αναδείχθηκαν ως κρίσιμοι παράμετροι για την συγκέντρωση του BOD, η σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης στους 20 °C  $K_3$  (1/day) και για την συγκέντρωση του DO ο ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ). Επιπλέον προέκυψε ότι στα επίπεδα 2 και 4 σημαντική επίδραση στο DO ασκεί και η ζήτηση του οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ ).

Στη συνέχεια για την σύγκριση των επιπέδων του μοντέλου (1-6) έγιναν προσομοιώσεις με τα ίδια δεδομένα για όλα τα επίπεδα. Από τη σύγκριση αυτή συμπεραίνεται πως η καθίζηση του οργανικού υλικού (επίπεδα 2,4,5,6) και η ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα, είναι αυτές που επηρεάζουν καθοριστικά την συγκέντρωση του BOD και του DO, σε αντίθεση με την νιτροποίηση (επίπεδα 3,4,6), την απονιτροποίηση (επίπεδα 4,6) και την κλασματοποίηση του BOD που δεν φαίνεται να επηρεάζουν σημαντικά τη συγκέντρωσή τους. Επίσης προέκυψε ότι το επίπεδο 4 είναι το καταλληλότερο για την προσομοίωση του ποταμού αφού αποτελεί ένα

ολοκληρωμένο μοντέλο προσομοίωσης σε επίπεδο διεργασιών στο υδάτινο περιβάλλον αξιοποιώντας παράλληλα έναν λογικό φόρτο δεδομένων.

Για τους παραπάνω λόγους επιλέχθηκε το επίπεδο 4 στο οποίο προστέθηκαν και οι διεργασίες του φωσφόρου και κολοβακτηριδίων για εφαρμογή στο Βοιωτικό Κηφισό, με δεδομένα εισόδου που προέκυψαν από μετρήσεις που πραγματοποιούνται στο πλαίσιο του εθνικού προγράμματος παρακολούθησης των υδάτων της χώρας και από το Σχέδιο Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος Ανατολικής Στερεάς Ελλάδας (ΥΠΕΚΑ, 2013). Από την εφαρμογή προέκυψε ότι οι συγκεντρώσεις των υπό εξέταση μεταβλητών συμφωνούν με τις πειραματικές και είναι εντός των θεσμοθετημένων ορίων σε όλα τα σημεία του ποταμού. (Περιβαλλοντικά Πρότυπα ΚΥΑ 20488/31-05-2010 για την λεκάνη απορροής του Ασωπού).

Τέλος μελετήθηκε η προσομοίωση ενός υποθετικού σεναρίου πολύ δυσμενέστερου του κανονικού για να αναδειχθεί η ικανότητα του μοντέλου για εύρεση λύσης σε περίπτωση ρυπασμένου ποταμού. Από τα αποτελέσματα της προσομοίωσης παρατηρήθηκε υπέρβαση του θεσμοθετημένου ορίου για το DO και το BOD κατάντη της σημειακής πηγής (παραπόταμος Έρκυνα στον οποίο είναι εγκατεστημένες ΕΕΛ και βιομηχανία). Για το λόγο αυτό έγιναν διαδοχικές προσομοιώσεις μειώνοντας σταδιακά τη συγκέντρωση του BOD στην σημειακή πηγή, μέχρι η συγκέντρωση του BOD και DO σε όλες τις θέσεις του ποταμού κατάντη της σημειακής πηγής να μην υπερβαίνει τα θεσμοθετημένα όρια. Αυτό επιτεύχθηκε με μείωση 45% του BOD στην σημειακή πηγή.

Τα συμπεράσματα από την μελέτη και την εξοικείωση με το λογισμικό MIKE 11 ήταν ικανοποιητικά. Αν και αποτελεί ένα ιδιαίτερα πολύπλοκο λογισμικό όσον αφορά τις δυνατότητές του μπορεί να λειτουργήσει ικανοποιητικά και για την προσομοίωση απλών μοντέλων. Επιπλέον, δίνει τη δυνατότητα στο χρήστη να εξετάσει από απλά συστήματα αποξυγόνωσης μέχρι πολύπλοκα συστήματα που περιλαμβάνουν πολλές μεταβλητές και διεργασίες. Συμπερασματικά, το MIKE 11 κρίνεται ως ένα αξιόλογο εργαλείο για την ποιοτική προσομοίωση ποιοτικών χαρακτηριστικών ποτάμιων συστημάτων.

## **ABSTRACT**

Water quality models are tools for describing the changes of different variables that affect the water quality in an aquatic environment. Each model has its own unique characteristics and simulation purposes. Although each model can only give a simplified representation of reality, nevertheless the conclusions of the simulations can be decisive for the future state of the physical system that is under consideration.

MIKE 11 is such a tool for the simulation of rivers. It is part of the DHI MIKE and is used in the design and one-dimensional modeling of flow and water quality state of simple and complex river. It is one of the most modern and widely used models today.

MIKE 11/ECO Lab includes three models: the hydrodynamic model (HD), the transport / dispersion model (AD) and the quality model (ECO Lab).

The HD model is based on the Saint Venant equations that describe the flow in a river, while the numerical method used is a 6-point scheme known as the 6-point Abbott scheme. The model accepts as input a digital terrain study, the inflow (upstream boundary condition) and the geometry of the river. The model calibration is set using known curves of water levels / inflow and choice of an appropriate roughness coefficient.

The AD model concerns the co-transport in the main flow and dispersion due to concentration differences. It accepts as input the concentrations of the tested substances and the coefficient of dispersion. The AD model is dynamically related to ECO Lab so that concentrations at each time step take into account transport - dispersion phenomena as well as the various biological, biochemical and natural processes.

The ECO Lab contains various models of qualitative analysis. One of these is the water quality model (Water Quality module, WQ) that includes the variables BOD, DO, ammonia, nitrates, phosphates and coliforms.

Dependent on the nature of the water quality problem under consideration, the model can be adjusted to different levels of detail. The complexity of the model ranges from the simplest version (level 1), which includes BOD and DO only, through the introduction of sediment/water interactions and the inclusion of inorganic nitrogen

(ammonia and nitrate) to the most complex level, where the BOD is divided into three forms: dissolved, suspended and deposited (level 6). The division of BOD into three state variables enables the User to simulate immediate oxygen demand due to degradation of dissolved and suspended organic matter and a delayed oxygen demand due to degradation of the part of the organic matter having settled.

The use of several model levels, e.g. several levels of detail, maximise the applicability of the model. Thus, the model can be applied to as well simple cases, where the major problem is the oxygen depletion due to degradation of organic matter, as to the most complex cases, where the effects of the different BOD fractions as well as the nutrient effects have to be considered. The modelling of phosphorus and coliforms can be included at all levels.

In the present study, MIKE 11 / ECO Lab applied in Vioticos Kifissos River for various applications with the simulation conditions that are presented in the following table:

Model	ECOLAB
Simulation time (d)	5 days
Time step (s)	30
Max Dx (m)	300

Initially, a sensitivity analysis applied on the first four levels of the model (1-4) to evaluate the effect of various process parameters of the model, at the concentrations of dissolved oxygen (DO), the organic material (BOD) and the concentrations of various forms of nitrogen (ammonia, nitrate) The sensitivity analysis showed that each one of the examined parameters have the same effect on the concentrations of the studied variables at all levels of the model. The results of simulation are presented in the following table:



		Effect of $K_3$	Effect of $P_{max}$	Effect of $R_2$	Effect of $B_1$	Effect of $K_4$	Effect of $K_5$	Effect of $K_6$
<b>Level 1</b>	DO	Medium	Small	Large		-	-	-
	BOD	Large	None	None	-	-	-	-
<b>Level 2</b>	DO	Medium	Small	Large-	Medium	-	Small	-
	BOD	Large	None	None	None	-	Small	-
<b>Level 3</b>	DO	Medium	Small	Large-	-	Small	-	-
	BOD	Large	None	None	-	None	-	-
	NH4-N	Small	Small	Small	-	Small	-	-
	NO3-N	None	None	None	-	Small	-	-
<b>Level 4</b>	DO	Medium	Small	Large-	Medium	Small	Small	None
	BOD	Large	None	None	None	None	Small	None
	NH4-N	Small	Small	Small	None	Small	Small	None
	NO3-N	None	None	None	None	Small	None	None
<b>Small Effect: 0-20%    Medium Effect: 20-40%    Large Effect: &gt;40%</b>								

At examined levels it seems that the parameter that affects more the concentration of BOD is the degradation constant of the organic matter at 20 °C  $K_3$  (1 / day), while for DO is the Respiration rate at 20 °C,  $R_2$  ( $\text{gO}_2 / \text{m}^2 / \text{day}$ ). At levels 2 and 4 the oxygen demand of the sediments  $B_1$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ) has significant effect on DO, too. The concentrations of ammonium and nitrate are not affected at all from the parameters under consideration or in some cases in very small extent.

Then, for the comparison of the model levels (1-6) was made simulations with the same data for all levels. From this comparison, it is concluded that sediment oxygen demand and deposition of organic material (levels 2,4,5,6) affect the concentration of DO and BOD, in contrast to the nitrification (levels 3,4,6), the denitrification (level 4,6) and the division of BOD which does not seem to significantly affect their concentration. With regard to the concentration of ammonia and nitrates there are no significant changes between levels 3, 4 and 6, something that indicates that the deposition of organic material does not affect concentrations of nutrients.

The comparison also showed that the level 4 is the most appropriate for the simulation of the river as it includes all processes (reaeration, degradation of organic material, oxygen consumption, direct interaction with bottom sediments, nitrification, denitrification) and apparently is the worst scenario so gives safer results. Of course it does not take into account the division of BOD but this does not significantly affect the tested variables. Therefore, it is concluded that the level 4 is an integrated simulation model in terms of processes in the aquatic environment while requiring a reasonable load data.

For these reasons the level 4, in which was added the processes of phosphorus and coliforms, was chosen for application to Vioticos Kifissos River. The input data obtained from measurements carried out under the national water monitoring program. The application showed that the concentrations of the variables under consideration agree with the experimental values and are within the statutory limits at all points of the river. For the evaluation of the river quality characteristics were used environmental standards that have been established for river Asopos basin.

Finally the simulation of a hypothetical scenario, significantly worse than the real, was studied to demonstrate the ability of the model to find a solution in case of

polluted river. From the simulation results showed that the statutory limit was exceeded for DO and BOD, downstream of the point source (Erkyna river in which an industry and WWTP are established). Therefore, successive simulations were made, gradually reducing the concentration of BOD in the point source, until the concentration of BOD and DO in all positions of the river downstream of the point source not exceed the statutory limits. This was achieved with 45% reduction in BOD in point source.

The overall experience from using and learning MIKE 11 was very satisfying. Even though MIKE 11 is a rather complicated modeling package, it's capabilities allow the simulation of models ranging from simple water quality models to complicated models including many processes and variables. In conclusion, MIKE 11 is a very useful tool for the study and management of rivers.

# ΠΕΡΙΕΧΟΜΕΝΑ

<b>1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ</b> .....	1
1.1 Γενικά.....	1
1.2 Η εργασία .....	2
1.3 Ρύπανση Υδάτων .....	3
1.4 Ρύπανση ποταμών .....	5
1.5 Νομοθεσία.....	5
<b>2 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ</b> .....	7
2.1 Γενικά.....	7
2.2 Υδρολογικά Μοντέλα .....	8
2.3 Κατηγορίες υδρολογικών μοντέλων .....	9
2.4 Ποιοτικά μοντέλα επιφανειακών υδάτων .....	13
2.4.1 Γενικά.....	13
2.4.2 Μοντέλα ποιότητας ποταμών .....	15
<b>3 ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΛΟΓΙΣΜΙΚΟΥ ΜΙΚΕ 11/ECO LAB</b> .....	17
3.1 Σύντομη περιγραφή του ΜΙΚΕ 11 .....	17
3.2 Μοντέλα ΜΙΚΕ 11 .....	17
3.3 Απαιτούμενα δεδομένα .....	18
3.4 Λειτουργία ΜΙΚΕ 11.....	22
3.5 Αποτελέσματα ΜΙΚΕ.....	22
3.6 Υδροδυναμικό μοντέλο .....	22
3.6.1 Γενικά.....	22
3.6.2 Εξισώσεις Saint Venant .....	23
3.6.3 Αριθμητικό σχήμα .....	24
3.6.4 Περιγραφή ροής.....	26
3.6.5 Συνθήκες σταθερότητας.....	27
3.6.6 Άλλες παράμετροι .....	28
3.6.6.1 Συντελεστής τριβής .....	28
3.7 Μοντέλο μεταφοράς και διασποράς .....	29
3.7.1 Θεωρητικό υπόβαθρο .....	29
3.7.2 Μονοδιάστατη εξίσωση μεταφοράς- διασποράς.....	29
3.7.3 Συντελεστής διασποράς .....	30
3.7.4 Μεταφορά μάζας .....	31

3.7.4.1 Μεταγωγή .....	32
3.7.4.2 Μεταφορά λόγω διασποράς.....	32
3.7.4.3 Ισορροπία μάζας .....	32
3.7.5 Αριθμητικό σχήμα .....	33
3.7.6 Συνθήκες ευστάθειας.....	33
3.8 Ποιοτικό μοντέλο ECO Lab .....	34
3.8.1 Γενικά.....	34
3.8.2 Σχέση ECO Lab και AD μοντέλου .....	35
3.8.3 Διεργασίες .....	35
3.8.4 Διαφορικές εξισώσεις ECO Lab .....	36
3.8.4.1 Εξίσωση συνέχειας.....	36
3.8.4.2 Συνήθεις διαφορικές εξισώσεις .....	37
3.8.5 Αριθμητικό σχήμα .....	38
3.8.6 Περιγραφή ECO Lab WQ .....	38
3.8.6.1 Μεταβλητές WQ.....	38
3.8.6.2 Διεργασίες.....	39
3.8.6.3 Ισοζύγια μάζας .....	48
3.8.6.4 Θερμοκρασία.....	50
3.8.6.5 Κολοβακτηρίδια .....	50
3.8.6.6 Επίπεδα Μοντέλου.....	52
<b>4 ΕΦΑΡΜΟΦΗ ΛΟΓΙΣΜΙΚΟΥ MIKE 11/ECO LAB .....</b>	<b>55</b>
4.1 Υδροδυναμικό μοντέλο .....	55
4.1.1. Υδρογραφικό δίκτυο .....	55
4.1.2 Διατομές ποταμού (Cross sections) .....	56
4.1.3 Οριακές συνθήκες (Boundary Conditions) .....	59
4.1.4 Υδροδυναμικές παράμετροι (Hydrodynamic Conditions) .....	60
4.1.5 Συνθήκες προσομοίωσης υδροδυναμικού μοντέλου .....	60
4.2 Μοντέλο διασποράς.....	60
4.3 Ποιοτικό Μοντέλο Ecolab.....	60
4.3.1 Ανάλυση Ευαισθησίας .....	60
4.3.2 Σύγκριση επιπέδων μοντέλου .....	95
4.3.3 Εφαρμογή επίπεδου 4.....	98
4.3.3.1 Πραγματικές συνθήκες.....	98
4.3.3.1 Υποθετικό Σενάριο .....	108

<b>5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ.....</b>	<b>114</b>
<b>ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ.....</b>	<b>117</b>

# 1. ΕΙΣΑΓΩΓΗ

## 1.1 Γενικά

Το νερό θεωρείται από τους πλέον σε αφθονία πόρους του πλανήτη, εάν ληφθεί υπόψη το γεγονός ότι οι θάλασσες και οι ωκεανοί καλύπτουν το 70% της επιφάνειας του πλανήτη και παράγουν περί τα τρία τέταρτα του οξυγόνου που χρειάζονται οι έμβιοι οργανισμοί και ο άνθρωπος.

Ωστόσο, η ανισοκατανομή των υδατικών πόρων ευνοεί κάποιες περιοχές του πλανήτη εις βάρος άλλων που αντιμετωπίζουν σοβαρά προβλήματα σχετικά με τη διαθεσιμότητα, τη χρήση και τη διαχείριση των υδάτων που, καταλήγουν τελικά να απειλούν τη βιωσιμότητα της ανάπτυξης τους. Η μεγάλη διαφοροποίηση των προβλημάτων που σχετίζονται με τους υδατικούς πόρους οφείλεται αφενός σε φυσικά (κλιματολογικά χαρακτηριστικά, διαθεσιμότητα των υδατικών πόρων) και αφετέρου σε κοινωνικοοικονομικά αίτια (επίπεδο κοινωνικής, οικονομικής και τεχνολογικής ανάπτυξης). Τα προβλήματα αυτά συνδέονται άμεσα με τον τρόπο χρήσης των υδάτων και περιλαμβάνουν προβλήματα που αφορούν τόσο στην ποιότητα (π.χ. Καναδάς) όσο και στην ποσότητα των υδάτων (π.χ. Κίνα ή Ινδία) (Bobbia et al, 2000).

Επιπλέον, τις τελευταίες δεκαετίες, οι υδατικοί πόροι υφίστανται ολοένα αυξημένες πιέσεις αφενός λόγω της εντατικής ανάπτυξης που δημιουργεί η αυξανόμενη ζήτηση για επαρκές σε ποσότητα και ποιότητα νερό και αφετέρου λόγω της κλιματικής αλλαγής που αναμένεται να επηρεάσει μελλοντικά τον υδρολογικό κύκλο σε τοπικό και σταδιακά σε παγκόσμιο επίπεδο.(IPCC, 2001).

Δεδομένης της σοβαρότητας των προβλημάτων που άπτονται του υδατικού περιβάλλοντος και υπό το πρίσμα της μελλοντικής επιδείνωσής τους, καθίσταται επιτακτική η ανάγκη της άμεσης εφαρμογής βιώσιμων πολιτικών ανάπτυξης και διαχείρισης των υδατικών πόρων, μέσω σχεδιασμού, υλοποίησης και βέλτιστης λειτουργίας έργων υποδομής και παρεμβάσεων διαχείρισης.

## 1.2 Η εργασία

Η διπλωματική εργασία διαρθρώνεται ως εξής:

Στο κεφάλαιο 1 γίνεται μια αναφορά στη ρύπανση των υδάτινου περιβάλλοντος και ιδιαίτερα στη ρύπανση των ποταμών, καθώς και στην νομοθεσία που αφορά την ποιότητα των υδάτων.

Στο κεφάλαιο 2 παρουσιάζονται τα υδρολογικά μοντέλα προσομοίωσης και ειδικά τα μοντέλα προσομοίωσης της ποιότητας των ποταμών. Συγκεκριμένα, γίνεται μια σύντομη περιγραφή της σημασίας των αριθμητικών μοντέλων στην διαχείριση των υδατικών πόρων και παρουσιάζονται τα ευρέως χρησιμοποιούμενα αριθμητικά μοντέλα και τα χαρακτηριστικά τους.

Ακολουθεί η περιγραφή του μοντέλου MIKE 11/ECO Lab, στο κεφάλαιο 3. Συγκεκριμένα παρουσιάζεται η αρχή λειτουργίας, η γενική δομή του, τα υπομοντέλα που περιέχει (υδροδυναμικό μοντέλο, μοντέλο διασποράς, ποιοτικό μοντέλο) και τα απαιτούμενα δεδομένα σε κάθε υπομοντέλο. Εκτενέστερη περιγραφή γίνεται για το ποιοτικό μοντέλο το οποίο μελετήθηκε στην παρούσα εργασία. Παρουσιάζονται αναλυτικά οι διεργασίες, οι μεταβλητές και οι διαφορικές εξισώσεις που περιλαμβάνει. Σημειώνεται ότι το MIKE 11 είναι ένα πολύπλοκο και σύνθετο εργαλείο και η αναλυτική περιγραφή των χαρακτηριστικών του και των δυνατοτήτων του δεν θα ήταν εφικτή αλλά ούτε και επιθυμητή στα πλαίσια της παρούσας εργασίας.

Στο κεφάλαιο 4 παρουσιάζονται τα βήματα για την κατάστρωση του μοντέλου κυρίως του ποιοτικού, οι εφαρμογές που έγιναν (σύγκριση διαφόρων επιπέδων του μοντέλου, ανάλυση ευαισθησίας διαφόρων παραμέτρων, εφαρμογή στον Βοιωτικό Κηφισό) και τα αποτελέσματα που προέκυψαν.

Τέλος στο κεφάλαιο 5, ακολουθούν τα συμπεράσματα όσον αφορά την λειτουργία του συγκεκριμένου μοντέλου και τα αποτελέσματα που προέκυψαν από την εφαρμογή του.



### 1.3 Ρύπανση Υδάτων

Σύμφωνα με την ισχύουσα νομοθεσία ως **ρύπανση** ορίζεται η, συνεπεία ανθρώπινων δραστηριοτήτων, άμεση ή έμμεση εισαγωγή, στον αέρα, το νερό ή το έδαφος, ουσιών ή θερμότητας που μπορούν να είναι επιζήμια για την υγεία του ανθρώπου ή για την ποιότητα των υδατικών οικοσυστημάτων ή των χερσαίων οικοσυστημάτων, που εξαρτώνται άμεσα από υδατικά οικοσυστήματα, συντελούν στη φθορά υλικής ιδιοκτησίας, ή επηρεάζουν δυσμενώς ή παρεμβαίνουν σε λειτουργίες αναψυχής ή σε λοιπές νόμιμες χρήσεις του περιβάλλοντος. (Χαραλάμπους, 2007)

Ποιοτική υποβάθμιση των νερών συμβαίνει επίσης λόγω θερμικής αλλοίωσης από νερά ψύξης των βιομηχανιών και από υφαλμύριση του γλυκού νερού στους παράκτιους υδροφόρους ορίζοντες.

Τα φυσικά νερά ανάλογα με την περιεκτικότητά τους σε διάφορες ενώσεις, κατατάσσονται σε διάφορες κατηγορίες:

- Θαλάσσιο νερό,
- Νερό της ατμόσφαιρας (βροχή, χιόνι),
- Επιφανειακά νερά (λίμνες, ποτάμια)
- Υπόγεια νερά (πηγές, γεωτρήσεις, έδαφος)

Η περιεκτικότητα των φυσικών νερών σε διάφορες ενώσεις προσδιορίζει επίσης και τη χρήση του: Νερό ύδρευσης, άρδευσης, βιομηχανίας, κολύμβησης, διαβίωσης ψαριών. Λόγω κυρίως ανθρώπινων δραστηριοτήτων (βιομηχανικές, γεωργικές, κλπ), το νερό μπορεί να περιέχει ουσίες σε συγκεντρώσεις επικίνδυνες για τους ζώντες οργανισμούς, ή ενώσεις που τα καθιστούν ακατάλληλα για τις διάφορες χρήσεις. (Χαραλάμπους, 2007)

#### Ποιότητα Νερού

Ο έλεγχος της ποιότητας του νερού και του βαθμού ρύπανσης περιλαμβάνει τον καθορισμό και τον έλεγχο ορισμένων παραμέτρων των παραμέτρων ποιότητας (παραμέτρων ρύπανσης).

Ως **ποιότητα νερού** ορίζεται το σύνολο των χαρακτηριστικών που καθιστούν το νερό αποδεκτό για την επιθυμητή χρήση. Η επιβάρυνση της ποιότητας των υδάτων εξαρτάται από μια μεγάλη ποικιλία ρυπαντών και έτσι ο αριθμός των παραμέτρων θα

μπορούσε να είναι απεριόριστος, όμως γίνεται κάποια επιλογή με βάση τη συχνότητα που εμφανίζονται και ανάλογα με την προοριζόμενη χρήση του νερού.

Οι επιπτώσεις της υποβάθμισης της ποιότητας του νερού διακρίνονται στις παρακάτω κατηγορίες:

- **Οικολογικές:** όταν οι ρύποι προκαλούν δυσμενείς διαταραχές στη λειτουργία των υδατικών οικοσυστημάτων.
- **Αισθητικές:** όταν η ρύπανση γίνεται αιτία για την ανάπτυξη δυσάρεστων οσμών, χρωματισμού και θολότητας του υδατικού αποδέκτη.
- **Υγειονολογικές:** όταν το νερό γίνεται φορέας παθογένειας και τοξικότητας για τον άνθρωπο και τα ζώα που χρησιμοποιούν είτε το ίδιο για πόση είτε του υδρόβιους οργανισμούς για τροφή.

Το πρόβλημα της κατάταξης των ρυπαντών των φυσικών νερών μπορεί να προσεγγισθεί με διάφορους τρόπους.

Ένας τρόπος κατάταξης των ρυπαντών είναι με βάση τα χαρακτηριστικά τους και τα προβλήματα που δημιουργούν, όταν καταλήγουν στους φυσικούς αποδέκτες. Σύμφωνα με αυτόν τον τρόπο οι βασικοί ρυπαντές ταξινομούνται στις εξής κατηγορίες: 1) απόβλητα, 2) παθογόνοι μικροοργανισμοί 3) θρεπτικά συστατικά, 4) άλατα, 5) θερμότητα, 6) βαρέα μέταλλα, 7) ζιζανιοκτόνα, 8) ραδιενεργά, 9) VOC's, κ.α. (Χαραλάμπους, 2007)

### Πηγές Ρύπανσης

Οι πηγές ρύπανσης ανάλογα με τον τρόπο πρόκλησής τους διακρίνονται σε **σημειακές** (point sources) και σε **μη σημειακές – διάχυτες** (non point sources).

Σημειακές πηγές ρύπανσης χαρακτηρίζονται οι πηγές ρύπων σε εντοπισμένα σημεία. Σε αυτήν την κατηγορία ανήκουν οι βιομηχανικές μονάδες, οι μονάδες επεξεργασίας αστικών λυμάτων, οι οποίες απομακρύνουν μόνο μέρος των ρύπων, εγκαταλειμμένα ή ενεργά ορυχεία, πετρελαιοπηγές, δεξαμενόπλοια κ.α. Οι σημειακές πηγές είναι εύκολο να εντοπισθούν, και να ελεγχθούν.

Μη σημειακές πηγές ρύπανσης χαρακτηρίζονται οι πηγές οι οποίες δεν είναι δυνατόν να εντοπισθούν σε μια μεμονωμένη περιοχή. Συνήθως πρόκειται για μεγάλες απροσδιόριστες περιοχές που ρυπαίνουν τους υδατικούς αποδέκτες μέσω απορροών ή

ατμοσφαιρικών αποθέσεων. Με την πτώση της βροχής στο έδαφος, αρχίζει μια πολύπλοκη διεργασία απορροής. Τα επιφανειακά νερά ρυπαίνονται από χημικές ενώσεις από τις καλλιέργειες (λιπάσματα, εντομοκτόνα, παρασιτοκτόνα) τα υλοτομημένα δάση, τους αυτοκινητόδρομους, δομικά έργα, βόθρους, κ.α. Για παράδειγμα, η μεταφορά ιζημάτων στα επιφανειακά νερά από την διάβρωση των εδαφών θεωρείται μη σημειακή πηγή ρύπανσης. Οι αποθέσεις ρύπων από την ατμόσφαιρα είναι επίσης μη σημειακή πηγή ρύπανσης. Ο έλεγχος της μη σημειακής πηγής ρύπανσης του νερού είναι δύσκολη. (Χαραλάμπους, 2007)

#### **1.4 Ρύπανση ποταμών**

Τα ποτάμια γενικά έχουν μεγάλη ικανότητα να αυτοκαθαρίζονται κυρίως γιατί ρέουν. Οι συνθήκες ροής προκαλούν ταχύτερη διάλυση του ατμοσφαιρικού οξυγόνου και ανάμειξη και μεταφορά ρύπων, θρεπτικών συστατικών και μικροοργανισμών. Οι ρυπαντές διασπώνται σε συνδυασμό με την βιοαποικοδόμηση και την αραίωση. Αυτή η φυσική αποκατάσταση των ποταμών είναι δυνατή όταν τα ποτάμια δεν υπερφορτίζονται από ρυπαντές, και όταν η ροή τους δεν μειώνεται από ξηρασίες, ή κατασκευές φραγμάτων, ή μεταβολή της ροής τους (π.χ. για αρδευτικούς σκοπούς). Επίσης, η εισαγωγή μη βιοαποικοδομήσιμων τοξικών ρυπαντών περιορίζουν την δυνατότητα αυτοκαθαρισμού των ποταμών.

Αν οργανική βιοαποδομήσιμη ύλη εισέλθει σε υδατικό ρεύμα συντελούνται πολλές μεταβολές κατά μήκος της ροής από το σημείο εισαγωγής του ρύπου. Με την αποδόμηση την οργανικής ύλης παρατηρείται ελάττωση του διαλυμένου οξυγόνου [DO], και η ταχύτητα διάλυσης του οξυγόνου από την ατμόσφαιρα αυξάνεται κατά μήκος της ροής. Συχνά, όμως, αν η φόρτιση είναι μεγάλη επικρατούν αναερόβιες συνθήκες. Πολλές φορές όμως, το διαλυμένο οξυγόνο ελαττώνεται, χωρίς να επικρατήσουν αναερόβιες συνθήκες και στη συνέχεια σε κάποιο σημείο κατά μήκος της ροής, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου αυξάνεται λόγω της διάλυσης του οξυγόνου από την ατμόσφαιρα στο νερό. Συνέπεια της ελάττωσης διαλυμένου οξυγόνου είναι η ελάττωση ή εξαφάνιση ειδών που χρειάζονται οξυγόνο. Τα είδη που μπορούν να επιζήσουν πολλαπλασιάζονται υπέρμετρα. (Χαραλάμπους, 2007)

#### **1.5 Νομοθεσία**

Πολλές Οδηγίες έχουν εκδοθεί προκειμένου να τεθούν σε εφαρμογή πρότυπα ποιότητας ειδικά για ορισμένες χρήσεις του νερού. Επίσης, τα Κοινοτικά μέτρα κατά

την δεκαετία του 1980 και στην αρχή της δεκαετίας του 1990 βασίστηκαν, κατά κύριο λόγο, στον περιορισμό ρυπογόνων ουσιών προς τα επιφανειακά και τα υπόγεια ύδατα. Χαρακτηριστικά παραδείγματα αποτελούν, μεταξύ άλλων, η επεξεργασία των αστικών λυμάτων (1991/127/ΕΟΚ και 1998/15/ΕΚ) και η καταπολέμηση της νιτρορύπανσης (1991/676/ΕΟΚ). Από το 1995 και μετά, η Κοινότητα άρχισε να ακολουθεί σφαιρικότερη προσέγγιση αναφορικά με τη διαχείριση των υδάτων. Αυτή η προσέγγιση κατέληξε στην Οδηγία – πλαίσιο για μια πολιτική στον τομέα των υδάτων η οποία αποσκοπεί στην προώθηση της βιώσιμης χρήσης των υδατικών πόρων (2000/60/ΕΚ). Η συγκεκριμένη Οδηγία – πλαίσιο αποτελεί τον πυρήνα της σημερινής νομοθεσίας για την διαχείριση και την προστασία των υδάτων. (Λοϊζίδου, 2006)

Η Οδηγία 2000/60/ΕΚ επιχειρεί μια ολοκληρωμένη και συνδυαστική προσέγγιση στη διαχείριση και την προστασία του υδάτινου περιβάλλοντος της Ευρώπης, συνδέοντας το στόχο της επίτευξης της καλής ποιότητας του νερού με τη διαθεσιμότητά του, η οποία μάλιστα προσδιορίζεται από ποσοτικά και διαχειριστικά κριτήρια (Κουτούπα-Ρεγκάκου, 2008). Η εν λόγω Οδηγία-Πλαίσιο υιοθέτησε την έννοια της λεκάνης απορροής ποταμού (river basin) ως το πλέον κατάλληλο πεδίο για την ολοκληρωμένη διαχείριση και προστασία των υδάτων. Ειδικότερα, προβλέπεται ότι τα κράτη – μέλη θα πρέπει να ορίσουν καταρχάς τα υδατικά διαμερίσματα που χαρακτηρίζονται ως περιοχές λεκάνης απορροής ποταμού (άρθρο 2 παρ. 15 της οδηγίας). Επιπλέον, για κάθε περιοχή λεκάνης απορροής ποταμού καθορίζονται οι απαραίτητες ενέργειες που θα πρέπει να υλοποιηθούν εντός των καθορισμένων προθεσμιών, ώστε ο βασικός στόχος της Οδηγίας που είναι η αποτροπή της περαιτέρω υποβάθμισης όλων των υδάτων και η επίτευξη “καλής κατάστασης” να επιτευχθεί μέχρι το 2015, από όλα τα Κράτη - Μέλη. Παράλληλα, προωθείται η αειφόρος και ολοκληρωμένη διαχείριση των διασυνοριακών λεκανών απορροής ποταμών, ενώ δημιουργούνται και εισάγονται νέες προσεγγίσεις στην αντιμετώπιση κινδύνων από τις πλημμύρες και την ξηρασία.

## 2 ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΚΗ ΑΝΑΣΚΟΠΗΣΗ

### 2.1 Γενικά

Η ανάγκη κατανόησης και εκτίμησης των διεργασιών που λαμβάνουν χώρα σε μια λεκάνη απορροής σε συνδυασμό με τη ραγδαία ανάπτυξη των υπολογιστικών συστημάτων οδήγησε στην ανάπτυξη δεκάδων μοντέλων, τα οποία παρέχουν τη δυνατότητα γρήγορης, ακριβούς και ευέλικτης αναπαράστασης και μελέτης του φυσικού συστήματος. Τα μοντέλα μπορεί να είναι εννοιολογικά, λογικά, μαθηματικά ή άλλου τύπου, αλλά σε κάθε περίπτωση συνιστούν απλοποίηση του φυσικού συστήματος. Υπάρχουν δύο κύριες συνιστώσες στις οποίες στηρίζεται η ανάπτυξη όλων των μοντέλων: α) η βελτίωση του βαθμού κατανόησης των πολύπλοκων υδρολογικών διεργασιών που λαμβάνουν χώρα στο σύστημα και β) ο έλεγχος της απόκρισης του συστήματος. Γενικά, τα ερευνητικά μοντέλα είναι πιο περίπλοκα από τα μοντέλα ελέγχου και σε πολλές περιπτώσεις εφαρμόζονται επειδή τα δεδομένα του πεδίου ή του εργαστηρίου δεν επαρκούν για την εκτίμηση των σεναρίων ή την αξιολόγηση των πρακτικών διαχείρισης. (Bobba et al., 2000 , Starfield, and Cundall, 1988)

Τα μαθηματικά μοντέλα, που χρησιμοποιούνται ευρέως τα τελευταία 50 χρόνια για να αντιμετωπίσουν προβλήματα ποιότητας των υδάτων, εφαρμόζονται αυτή την στιγμή για να διερευνήσουν και να προσομοιώσουν κάθε τύπο προβλήματος που σχετίζεται με τους υδατικούς πόρους (Grinsven and Tiktak, 1995). Αποτελούν πολύτιμο εργαλείο για τη δημιουργία διαχειριστικών σχεδίων και τη λήψη αποφάσεων καθώς προσφέρουν τη δυνατότητα πρόβλεψης της απόκρισης του συστήματος σε διάφορα σενάρια (πλημμύρες, φωτιές, ρύπανση από αγροβιομηχανικά απόβλητα, χρήσεις φυτοπροστατευτικών, υπεράντληση κ.α.)

Βέβαια, τα περιβαλλοντικά μοντέλα ενέχουν αβεβαιότητες κυρίως λόγω της ατελούς κατανόησης των διεργασιών που διέπουν το υδρολογικό σύστημα αλλά και της έλλειψης δεδομένων. Σε κάθε περίπτωση, αρχικά απαιτείται η προσομοίωση της λεκάνης απορροής και εν συνεχεία η επαλήθευση με πραγματικά δεδομένα λόγω της μοναδικότητας και της πολυπλοκότητας της κάθε λεκάνης.

## 2.2 Υδρολογικά Μοντέλα

Ο όρος υδρολογικό μοντέλο αναφέρεται σε ένα ευρύ φάσμα μαθηματικών μετασχηματισμών που χρησιμοποιούν δεδομένα πεδίου και εύλογες υποθέσεις σχετικά με τους φυσικούς μηχανισμούς, με στόχο την ποσοτική εκτίμηση υδρολογικών μεταβλητών που ενδιαφέρουν σε εφαρμογές της πράξης. (Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)

Έχουν αναπτυχθεί ποικίλα μοντέλα για την προσομοίωση τόσο της επιφανειακής όσο και της υπόγειας υδρολογίας μεταξύ των οποίων συγκαταλέγονται τα ακόλουθα:

- το ETD (Enhanced Trickle – Down Model), που μπορεί να περιγράψει επαρκώς όλους τους τύπους υδρολογικών συστημάτων σε συστήματα απορροής και αποστράγγισης,
- το SWAT (Soil and Water Assessment Tool) , που είναι μοντέλο κατάλληλο για την προσομοίωση δασικών και αγροτικών λεκανών απορροής,
- το HSPF (Hydrological Simulation Program - Fortran), που επιπλέον μπορεί να προσομοιώσει και αστικές περιοχές,
- το ANSWERS - Continuous (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation – Continuous)
- το MIKE – SHE (European Hydrological System Model),
- το AGNPS (AGricultural Non – Point Source Pollution Model),
- το SWIM (Soil and Water Integrated Model),
- το MODFLOW (Modular Three – Dimensional Finite – Difference Ground – Water Flow Model),
- το MT3D (Modular 3 – D Multi-Species Transport Model),
- το SURFER,
- το TMWAM (Turkey – Mersey Watershed Acidification Model)
- το ILWAS (Integrated Lake – Watershed Acidification Study),
- το RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation)

Η δημιουργία ενός μοντέλου περιλαμβάνει τα ακόλουθα στάδια:

- Επιλογή τρόπου προσομοίωσης (Conceptualization)
- Κωδικοποίηση – Δημιουργία μοντέλου
- Βαθμονόμηση Μοντέλου (Model Calibration)

- Επαλήθευση Μοντέλου (Verification)
- Αξιοπιστία Μοντέλου (Validation)
- Σύγκριση προβλέψεων με δεδομένα στο μέλλον
- Ανάλυση ευαισθησίας (Sensitivity Analysis)
- Ανάλυση αβεβαιότητας (Uncertainty Analysis)

Γενικά, η επιλογή του μοντέλου εξαρτάται από το σκοπό της μελέτης, την εμπειρία του μελετητή και τα διαθέσιμα δεδομένα. Συχνά, η ποσότητα αλλά και ποιότητα των διαθέσιμων στοιχείων αποτελεί τον κύριο περιοριστικό παράγοντα σε μια έρευνα ή μελέτη, καθώς η επίτευξη μεγαλύτερης ακρίβειας, η οποία θεωρητικά εξασφαλίζεται από την χρήση αναλυτικότερων σχημάτων προσομοίωσης, προσκρούει στην ανεπάρκεια υδρολογικών μετρήσεων και άλλων δεδομένων (π.χ. κατανεμημένη γεωγραφική πληροφορία), που είναι απαραίτητα για την κατάστρωση και σχηματοποίηση του μοντέλου. Αφού γίνει η επιλογή του μοντέλου, ακολουθεί η διαδικασία προσαρμογής του στη συγκεκριμένη λεκάνη, ήτοι η εκτίμηση των χαρακτηριστικών μεγεθών (παραμέτρων) του. (Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)

### **2.3 Κατηγορίες υδρολογικών μοντέλων**

Τα υδρολογικά μοντέλα κατατάσσονται σε διάφορες κατηγορίες ανάλογα με:

#### **α) το πεδίο εφαρμογής**

Το πεδίο εφαρμογής των υδρολογικών μοντέλων είναι είτε η λεκάνη απορροής είτε ο υδροφορέας. Η ανάπτυξη ξεχωριστών μοντέλων για κάθε πεδίο επιβάλλεται λόγω των διαφορετικών πρακτικών διαχείρισής τους, αλλά και λόγω της διαφορετικής χωροχρονικής κλίμακας εξέλιξης των σχετικών φυσικών διεργασιών.

Η πρώτη περίπτωση αναφέρεται, συνήθως, σε σχήματα υδατικού ισοζυγίου, που επιδιώκουν συνολική αναπαράσταση του υδρολογικού κύκλου σε μια συγκεκριμένη χωρική ενότητα (η ενιαία λεκάνη ή διακριτά τμήματά της), περιγράφοντας τον μετασχηματισμό των ατμοσφαιρικών κατακρημνισμάτων σε απορροή (απ' όπου και η παραδοσιακή ορολογία μοντέλα βροχής-απορροής). Η απορροή της λεκάνης είναι η κύρια έξοδος του μοντέλου, αλλά και η μεταβλητή ως προς την οποία ελέγχεται η προσαρμογή του. Η υπόγεια (βασική) ροή θεωρείται συνιστώσα της συνολικής απορροής, και συνήθως εκτιμάται συγκεντρωτικά, με βάση απλοποιημένες

παραδοχές (π.χ. θεωρώντας τον υδροφορέα ως γραμμικό ταμειυτήρα, η εκφόρτιση του οποίου τροφοδοτεί την υπόγεια απορροή).

Στην δεύτερη περίπτωση προσομοιώνεται ο μηχανισμός κίνησης του υπόγειου νερού, με την χωρική (ή και χρονική) διακριτότητα της προσομοίωσης να είναι, ως επί το πλείστον, πολύ πιο λεπτομερής σε σχέση με τα μοντέλα επιφανειακής υδρολογίας. Πρόκειται για αριθμητικά σχήματα προσομοίωσης του πεδίου ροής του υδροφορέα, με διακριτοποίησή του σε στοιχειώδη τμήματα που καλούνται κύτταρα (cells). Για το σύνολο των κυττάρων, διατυπώνονται οι διαφορικές εξισώσεις συνέχειας και ροής, που επιλύονται με μεθόδους πεπερασμένων διαφορών, πεπερασμένων στοιχείων, πεπερασμένων όγκων, κτλ. Οι αρχικές και οριακές συνθήκες, καθώς και οι φορτίσεις (κατείσδυση από την ακόρεστη ζώνη, αντλήσεις) θεωρούνται γνωστές και δίνονται «εξωτερικά» (από τον χρήστη ή μέσω ενός βοηθητικού υδρολογικού μοντέλου). (Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)

## **β) τη χωρική κλίμακα**

Τα υδρολογικά μοντέλα ανάγουν τις σημειακές διεργασίες (point processes) σε επιφανειακές, ολοκληρώνοντας τις υδρολογικές μεταβλητές εισόδου και εξόδου (βροχόπτωση, εξατμοδιαπνοή, απορροή, κατείσδυση), καθώς και τις παραμέτρους που περιγράφουν τα φυσικά χαρακτηριστικά του συστήματος, σε κάποια πεπερασμένη χωρική κλίμακα. Η χωρική διακριτότητα αποτελεί θεμελιώδες χαρακτηριστικό των υδρολογικών μοντέλων, με βάση την οποία προκύπτουν τέσσερις κατηγορίες:

- Αδιαμέριστη ή συγκεντρωτική (lumped): Οι χρονοσειρές φόρτισης ολοκληρώνονται σε όλη την επιφάνεια της λεκάνης, για την οποία θεωρούνται ενιαίες τιμές παραμέτρων. Το μοντέλο προσομοίωσης αναπαριστά τις κύριες μεταβλητές του υδατικού ισοζυγίου της λεκάνης, για την εκτίμηση της απορροής στην έξοδο αυτής.
- Ημικατανεμημένη (semi-distributed): Η λεκάνη χωρίζεται σε διακριτές περιοχές, που αντιστοιχούν είτε σε φυσικές υπολεκάνες (συνηθέστερα) είτε σε χωρικές ενότητες με κοινά υδρολογικά και γεωμορφολογικά χαρακτηριστικά, σε κάθε μία από τις οποίες αντιστοιχούν διαφορετικές χρονοσειρές φόρτισης και διαφορετικές τιμές παραμέτρων. Μετά το πέρας των υπολογισμών για κάθε χωρική ενότητα, η αντίστοιχη απόκριση (δηλαδή η απορροή) «μεταφέρεται»



στην έξοδο της λεκάνης, κάτι που σε μικρή χρονική κλίμακα προϋποθέτει την εφαρμογή σχημάτων διόδευσης.

- Ημιαδιαμέριστη (semi-lumped): Πρόκειται για μια ενδιάμεση μορφή μεταξύ της αδιαμέριστης και της ημικατανεμημένης σχηματοποίησης, στην οποία θεωρούνται διακριτές χωρικές ενότητες που δέχονται διαφορετικές φορτίσεις, ωστόσο οι παράμετροι που εφαρμόζονται είναι κοινές για όλες τις ενότητες.
- Κατανεμημένη (distributed): Γίνεται κατάτμηση του φυσικού συστήματος σε χωρικές ενότητες μικρής κλίμακας, ήτοι κύτταρα, τα οποία προκύπτουν είτε από την εφαρμογή ενός ορθογωνικού κανάβου δεδομένης ισοδιάστασης είτε έχουν ακανόνιστο γεωμετρικό σχήμα (π.χ. πεπερασμένα στοιχεία, πεπερασμένοι όγκοι). Σε κάθε περίπτωση, η χωρική διαμέριση δεν έχει γεωγραφικό ή φυσικό νόημα, και τα κύτταρα αντιπροσωπεύουν ομοιογενή και ισότροπα εδαφικά τμήματα, στα οποία αντιστοιχούν διαφορετικές χρονοσειρές φόρτισης και διαφορετικές τιμές παραμέτρων (ή φυσικών ιδιοτήτων).

Στην παραπάνω κατηγοριοποίηση, ο όρος *σχηματοποίηση* αναφέρεται στη διακριτοποίηση των υδρολογικών διεργασιών σε επιφανειακές χωρικές ενότητες, εφόσον αναφερόμαστε σε μοντέλο επιφανειακής υδρολογίας, ή του πεδίου κατείσδυσης σε κύτταρα υδροφορέα, αν αναφερόμαστε σε μοντέλο υπόγειας υδρολογίας. Από την άλλη πλευρά, η *παραμετροποίηση* αφορά στη χωρική διακριτότητα των παραμέτρων. Στα περισσότερα μοντέλα, οι δύο έννοιες ταυτίζονται, χωρίς όμως αυτό να αποτελεί γενικό κανόνα. Για παράδειγμα, στο ημικατανεμημένο μοντέλο HEC, στο οποίο η χωρική ανάλυση των διεργασιών γίνεται σε κλίμακα υπολεκάνης, οι τιμές των παραμέτρων του επίσης διαφοροποιούνται ανά υπολεκάνη. (Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)

### **γ) τη χρονική διακριτότητα**

Όσον αφορά στη χρονική διακριτότητα, αυτή είναι άμεσα εξαρτώμενη από τον σκοπό του μοντέλου. Σχήματα προσομοίωσης που χρησιμοποιούνται για διαχειριστικούς σκοπούς υιοθετούν τη μηνιαία ή, σπανιότερα, την ημερήσια κλίμακα, ενώ τα μοντέλα πλημμυρών ή τα συνδυαστικά υδρολογικά- υδροδυναμικά μοντέλα υιοθετούν μικρότερες κλίμακες, με μέγιστη την ημερήσια. (Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)

#### δ) τη μαθηματική δομή

Τα υδρολογικά μοντέλα, ανάλογα με τη μαθηματική τους δομή, εντάσσονται στις εξής κατηγορίες:

- μοντέλα φυσικής βάσης·
- εννοιολογικά μοντέλα·
- στατιστικά και στοχαστικά μοντέλα·
- μοντέλα «μαύρου κουτιού».

Στον Πίνακα 2.1 συνοψίζονται τα χαρακτηριστικά των τεσσάρων τύπων μοντέλων, και επιχειρείται μια συγκριτική αξιολόγησή τους με βάση το θεωρητικό τους υπόβαθρο και τη φυσική συνέπεια που εξασφαλίζουν

**Πίνακας 2.1: Σύγκριση υδρολογικών μοντέλων με βάση τη μαθηματική τους δομή. (Πηγή: Ευστρατιάδης, Ρόζος, Κουκουβίνος, 2009)**

Τύπος μοντέλου	Θεωρητικό υπόβαθρο	Φυσική συνέπεια
Φυσικής βάσης	Εξισώσεις ακόρεστης και κορεσμένης ροής, άλλες εμπειρικές εξισώσεις από πειραματικές λεκάνες	Θεωρητικά πλήρης, αλλά μόνο σε πολύ μικρή (απειροστή;) χωρική κλίμακα
Εννοιολογικά	Παραμετρικές σχέσεις σε υδραυλικά ανάλογα που αναπαριστούν τις κύριες υδρολογικές διεργασίες	Σχετική, εφόσον οι παράμετροι θεωρηθούν αντιπροσωπευτικές των μακροσκοπικών ιδιοτήτων της λεκάνης
Στατιστικά και στοχαστικά	Σχέσεις που αναπαράγουν την στατιστική δομή των παρατηρημένων δειγμάτων	Στοιχειώδης φυσική συνέπεια, πλήρης στατιστική συνέπεια
«Μαύρου κουτιού»	Μη γραμμικοί μετασχηματισμοί σχέσεων αιτίου-αποτελέσματος	Απολύτως καμία

## 2.4 Ποιοτικά μοντέλα επιφανειακών υδάτων

### 2.4.1 Γενικά

Τα μοντέλα ανάλυσης της ποιοτικής κατάστασης των υδατικών συστημάτων αποσκοπούν στη περιγραφή των χωρικών και χρονικών μεταβολών που υπόκεινται τα υπό εξέταση συστατικά. Προσομοιώνουν ανάλογα με τη πολυπλοκότητά τους μεταξύ άλλων τη ζήτηση του οξυγόνου, τα νιτρικά, το φώσφορο και άλλα τοξικά συστατικά όπως το χρώμιο ή άλλα βαρέα μέταλλα. Υπάρχουν απλά μοντέλα όπως το μοντέλο των Streeter-Phelps με μόνο δύο μεταβλητές, μοντέλα που περιγράφουν τους κύκλους του οξυγόνου, του αζώτου και του φωσφόρου με περίπου 10 μεταβλητές και πολύπλοκα μαθηματικά μοντέλα οικοσυστημάτων που περιλαμβάνουν επιπλέον τα αιωρούμενα στερεά, πολλές κλάσεις αλγών, το ζωοπλαγκτόν, ασπόνδυλα φυτά και ψάρια.

Τα μοντέλα ποιότητας νερού έχουν διανύσει μια μακρά περίοδο ανάπτυξης από τότε που οι Streeter και Phelps κατασκεύασαν το πρώτο μοντέλο ποιότητας νερού (μοντέλο S-P) για τον έλεγχο της ρύπανσης των ποταμών στο Οχάιο των ΗΠΑ. (Streeter and. Phelps, 1925). Τα μοντέλα ποιότητας νερού έχουν κάνει μεγάλη πρόοδο και έχουν εξελιχθεί από μοντέλα ενός παράγοντα ποιότητας των υδάτων σε μοντέλα πολλών παραγόντων, από μοντέλα σταθερής κατάστασης (steady-state) σε δυναμικά μοντέλα, από μοντέλα σημειακής πηγής σε μοντέλα σύζευξης σημείων και μη σημειακών πηγών, και από μηδενικής διάστασης μοντέλα σε μονοδιάστατα, δισδιάστατα, και τρισδιάστατα. (Wang et al, 2011, Xu and Lu, 2003). Περισσότερα από 100 μοντέλα ποιότητας νερού έχουν αναπτυχθεί μέχρι τώρα.

Την περίοδο 1925-1965 τα μοντέλα ποιότητας νερού επικεντρώθηκαν στις αλληλεπιδράσεις μεταξύ των διαφόρων συνιστωσών της ποιότητας του νερού σε ποτάμια συστήματα, που επηρεάζονται από αστικές και βιομηχανικές σημειακές πηγές ρύπανσης (Wang et al, 2004, Cao and Zhang 2006, Rinaldi . and Soncini-Sessa, 1978). Η υδροδυναμική μεταφορά, η ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα, η φωτοσύνθεση των αλγών και η αναπνοή θεωρήθηκαν ως εξωτερικές εισοδοί, ενώ η μη σημειακή ρύπανση είχε μόλις αρχίσει να λαμβάνεται υπόψη. (Riffat, 2012, Mujumdar and Vemula , 2004).

Στην αρχή αυτής της περιόδου (1925-1965), το απλό γραμμικό BOD-DO μοντέλο αναπτύχθηκε και σημείωσε επιτυχία στην πρόβλεψη της ποιότητας των υδάτων, και το μονοδιάστατο μοντέλο εφαρμόστηκε για να λύσει ζητήματα της ρύπανσης στους ποταμούς και τις εκβολές ποταμών. Μετά από αυτό, οι περισσότεροι ερευνητές τροποποίησαν και ανέπτυξαν περαιτέρω τα μοντέλα Streeter-Phelps (μοντέλα S-P). Για παράδειγμα, ο Thomas Jr πίστευε ότι το BOD θα μπορούσε να μειωθεί χωρίς κατανάλωση οξυγόνου λόγω της καθίζησης και κροκίδωσης. Έτσι ο συντελεστής κροκίδωσης εισήχθη στο μοντέλο σταθερής κατάστασης S-P για να διακρίνει τις δύο οδούς απομάκρυνσης του BOD. Ο Connor χώρισε το BOD σε ανθρακικό BOD και νιτρικό BOD και πρόσθεσε τις επιπτώσεις της διασποράς. Οι Dobbins-Camp πρόσθεσαν δύο συντελεστές στην εξίσωση του Thomas, τον μεταβαλλόμενο ρυθμό BOD που προκαλείται από την απελευθέρωση των ιζημάτων και την επιφανειακή απορροή, καθώς και τον μεταβαλλόμενο ρυθμό DO που ελέγχεται από τη φωτοσύνθεση των αλγών και την αναπνοή.

Από το 1965 έως το 1970, τα μοντέλα ποιότητας νερού ταξινομήθηκαν σε έξι γραμμικά συστήματα και σημείωσαν ταχεία πρόοδο. Το μονοδιάστατο μοντέλο εξελίχθηκε σε δισδιάστατο και εφαρμόστηκε στην προσομοίωση της ποιότητας του νερού των λιμνών και των κόλπων. Μη γραμμικά μοντέλα αναπτύχθηκαν κατά την περίοδο 1970-1975. Τα μοντέλα αυτά περιελάμβαναν τον κύκλο των N και P, το σύστημα του φυτοπλαγκτόν και ζωοπλαγκτόν και επικεντρώθηκαν στις σχέσεις μεταξύ του βιολογικού ρυθμού ανάπτυξης και των θρεπτικών συστατικών, το φως του ήλιου και της θερμοκρασίας, του φυτοπλαγκτόν και του ρυθμού ανάπτυξης του ζωοπλαγκτόν. Η μέθοδος των πεπερασμένων διαφορών και πεπερασμένων στοιχείων εφαρμόστηκαν σε αυτά τα μοντέλα ποιότητας νερού λόγω των προηγούμενων μη γραμμικών σχέσεων και προσομοιώθηκαν με τη χρήση μονοδιάστατων ή δυδιάστατων μοντέλων. (Wang et al, 2013)

Μετά το 1975, ο αριθμός των μεταβλητών στα μοντέλα αυξήθηκε σημαντικά, και αναπτύχθηκαν τα τρισδιάστατα μοντέλα, ενώ επιπλέον εισήχθησαν στα μοντέλα ποιότητας νερού η υδροδυναμική λειτουργία και οι επιδράσεις των ιζημάτων. Εν τω μεταξύ, τα μοντέλα ποιότητας νερού άρχισαν να εξετάζουν την μη σημειακή πηγή ρύπανσης ως μεταβλητή. Ως εκ τούτου, οι πολιτικές για τη διαχείριση της ποιότητας των υδάτων βελτιώθηκαν σημαντικά, χάρη στις πιο αυστηρές συνθήκες και στην

προσομοίωση μη σημειακών πηγών ρύπανσης. Τα τυπικά μοντέλα, συμπεριλαμβανομένων των QUAL, MIKE11, και WASP αναπτύχθηκαν και χρησιμοποιήθηκαν σε αυτό το στάδιο. (Wang et al, 2013)

Μετά το 1995 η μη σημειακή πηγή ρύπανσης είχε μειωθεί λόγω του ισχυρού ελέγχου στις ανεπτυγμένες χώρες. Εντούτοις, η ατμοσφαιρική εναπόθεση οργανικών ενώσεων, βαρέων μετάλλων και ενώσεων του αζώτου παρουσίαζαν συνεχώς αυξανόμενες επιπτώσεις στην ποιότητα των υδάτων των ποταμών (Poor et al, 2001, Golomb 1997, Morselli et al., 2003) . Μολονότι η εναπόθεση των θεραπευτικών ουσιών και των τοξικών χημικών υλών στα επιφανειακά ύδατα έχει περιληφθεί στο πλαίσιο των μοντέλων, αυτά τα υλικά δεν εναποτίθενται μόνο απευθείας στην επιφάνεια του νερού, αλλά και στην επιφάνεια της γης και μεταφέρονται διαδοχικά στο νερό, αποτελώντας μια σημαντική πηγή ρύπων. Ως εκ τούτου, σε αυτό το στάδιο, ορισμένα μοντέλα ατμοσφαιρικής ρύπανσης ενσωματώθηκαν σε μοντέλα ποιότητας νερού για να αξιολογηθεί άμεσα η συνεισφορά της εναπόθεσης των ατμοσφαιρικών ρύπων (Morselli et al. 2003, Esterby,1996).

Σύμφωνα με την εργασία των Qinggai Wang et al “Review of Surface Water Quality Models” τυπικά μοντέλα ποιότητας υδάτων είναι τα QUAL 2K, WASP 6, QUASAR, SWAT, Mike 21, και Mike 31, ενώ έχουν επίσης αναπτυχθεί και άλλα για την προσομοίωση περίπλοκων περιβαλλοντικών συνθηκών. Πιο πρόσφατα, ο Fan et al. ενσωμάτωσε το QUAL 2K και το HEC-RAS μοντέλο για να προσομοιώσει την επίδραση των παλιρροιακών φαινομένων στην προσομοίωση της ποιότητας του νερού. Για την ολοκλήρωση των σημειακών και μη σημειακών πηγών, η Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος των ΗΠΑ (US EPA) ανέπτυξε ένα σύστημα περιβαλλοντικής ανάλυσης (BASINS), το οποίο καθιστά δυνατό να αναλυθούν γρήγορα ένας μεγάλος αριθμός σημειακών και μη σημειακών πηγών. Η US EPA αναφέρει επίσης, το μοντέλο EFDC ως ένα εργαλείο για τη διαχείριση της ποιότητας των υδάτων.

#### **2.4.2 Μοντέλα ποιότητας ποταμών**

Μεταξύ των προαναφερθέντων μοντέλων ποιότητας των επιφανειακών υδάτων, συμπεριλαμβανομένου του μοντέλου Streeter-Phelps, τα μοντέλα QUASAR, QUAL, WASP, CE-QUAL-W 2, BASINS, MIKE και EFDC εφαρμόστηκαν ευρέως σε όλο

τον κόσμο. Πρόσφατα, ο Kannel κατέληξε στο συμπέρασμα ότι αυτά τα μοντέλα (π.χ., QUAL2EU, WASP7, και QUASAR) είναι τα πιο κατάλληλα για την προσομοίωση διαλυμένου οξυγόνου κατά μήκος των ποταμών και των ρεμάτων. Σε γενικές γραμμές, οι περισσότερες αναπτυγμένες χώρες (ιδίως οι ΗΠΑ ή οι ευρωπαϊκές χώρες) έχουν αναπτύξει καλύτερα και προηγμένα πρότυπα ποιότητας των επιφανειακών υδάτων. (Wang et al, 2013)

Το 2012 οι Zieminska-Stolarska A. and Skrzypski J. στην εργασία τους ‘Review of mathematical models of water quality’ παρουσιάζουν 16 μοντέλα προσομοίωσης επιφανειακών υδάτων. Από τα 16 μοντέλα τα έξι (AQUATOX, CE-QUAL-RIV1 1D, DUFLOW 1D, MIKE 11, WASP, COASTOX,) αφορούν τη προσομοίωση μονοδιάστατης ροής και ποιοτικής ανάλυσης σε ποτάμια. Τα μοντέλα CE-QUAL-RIV1 1D, WASP και MIKE 11 είναι μοντέλα που μελετάνε τη μονοδιάστατη ροή και τη ποιοτική κατάσταση σε ποτάμια. Και τα τρία μοντέλα αποτελούνται ουσιαστικά από δυο μέρη το υδροδυναμικό και το ποιοτικό μοντέλο, με εφαρμογή πρώτα του υδροδυναμικού μοντέλου τα αποτελέσματα του οποίου χρησιμοποιούνται στη συνέχεια στο ποιοτικό μοντέλο. Οι μεταβλητές που περιλαμβάνουν είναι η θερμοκρασία, το BOD, το DO, το αμμωνιακό και νιτρικό άζωτο, ο οργανικός και διαλυτός φώσφορος, τα άλγη, και τα κολοβακτηρίδια. (Wang et al, 2013)

Το QUAL-RIV1 1D περιλαμβάνει επίσης το οργανικό άζωτο και τα βαρέα μέταλλα σίδηρος και μαγγάνιο ενώ το MIKE 11 περιλαμβάνει ένα υπομοντέλο βαρέων μετάλλων το οποίο μπορεί να προσαρμοστεί για κάθε μέταλλο αρκεί να οριστούν οι παράμετροι που το περιγράφουν (DHI,2012). Τα μοντέλα MIKE 11, DUFLOW 1D και WASP έχουν τη δυνατότητα να προσομοιάσουν την μεταφορά των ιζημάτων. Επιπλέον, εξετάζονται τα φαινόμενα του ευτροφισμού (MIKE 11,WASP) και της υδρόλυσης και φωτόλυσης (WASP).

Άλλα μοντέλα περιλαμβάνουν τη μεταφορά ραδιονουκλιδίων (COASTOX) (Zieminska-Stolarska A. and Skrzypski J., 2012) .Το AQUATOX 3.1 είναι ένα γενικό οικολογικό μοντέλο που μελετάει τη τύχη και την επίδραση συντηρητικών ρύπων. Στις παραμέτρους που προσομοιώνει περιλαμβάνονται εκτός από τα γνωστά θρεπτικά και διάφορες κλάσεις αλγών, ασπόνδυλα, πτηνά και ψάρια (EPA, 2012).

### 3 ΠΕΡΙΓΡΑΦΗ ΛΟΓΙΣΜΙΚΟΥ MIKE 11/ECO LAB

Το MIKE έχει αναπτυχθεί από το Υδραυλικό Ινστιτούτο της Δανίας (Danish Hydraulic Institute, DHI). Αποτελεί ένα πακέτο λογισμικών και οι δυνατότητες του είναι ποικίλλες και περιλαμβάνουν την μοντελοποίηση μονοδιάστατων (MIKE 11), δισδιάστατων (MIKE 21) και τρισδιάστατων (MIKE 31) υδάτινων συστημάτων, την μελέτη και διαχείριση της ποιοτικής κατάστασης του υπό εξέταση υδάτινου αποδέκτη (ECO Lab) και την μελέτη πλημμυρών και υπόγειων και επιφανειακών υδάτινων αποδεκτών (FLOOD, SHE, LITPACK).

Το MIKE 11 αποτελεί μέρος του MIKE της DHI και αφορά στην μονοδιάστατη προσομοίωση της ροής, της ποιοτικής κατάστασης και της μεταφοράς των ιζημάτων σε διάφορα υδάτινα οικοσυστήματα. Παρακάτω, περιγράφονται αναλυτικά τα βασικά χαρακτηριστικά, οι απαιτήσεις και το θεωρητικό υπόβαθρο στο οποίο βασίζεται το MIKE 11 και κυρίως το υδροδυναμικό μοντέλο HD, το μοντέλο μεταφοράς-διασποράς AD και το μοντέλο ECO Lab.

#### 3.1 Σύντομη περιγραφή του MIKE 11

Το MIKE 11 επιτρέπει τον σχεδιασμό και τη προσομοίωση απλών και σύνθετων ποταμών. Ο χρήστης ανάλογα με τις ανάγκες της μελέτης έχει τη δυνατότητα να επιλέξει είτε το σχεδιασμό ενός απλού υδροδυναμικού μοντέλου είτε να προσθέσει επιπλέον μοντέλα, όπως το μοντέλο μεταφοράς-διασποράς, το ποιοτικό μοντέλο ή το μοντέλο μεταφοράς ιζημάτων.

#### 3.2 Μοντέλα MIKE 11

Το MIKE 11 περιλαμβάνει 7 (υπο) μοντέλα που παρουσιάζονται στον Πίνακα 3.1

**Πίνακας 3.1. Μοντέλα πακέτου λογισμικού MIKE 11.**

Μοντέλο	Συντομογραφία
Υδροδυναμικό μοντέλο	HD
Μοντέλο μεταφοράς-διασποράς	AD
Μοντέλο μεταφοράς ιζημάτων	ST
Μοντέλο ECO Lab	ECO Lab
Μοντέλο Βροχοπτώσεων	RR
Μοντέλο Πλημμύρας	FF
Μοντέλο προσομοίωσης δεδομένων	DA

Το κύριο μοντέλο που τελικά θα προσομοιωθεί μπορεί να αποτελείται από ένα ή περισσότερα υπομοντέλα. Μερικά μοντέλα (HD) είναι ανεξάρτητα και μπορούν να εκτελεστούν μεμονωμένα. Άλλα μοντέλα, όπως το ECO Lab, απαιτούν την ένταξη στο κύριο μοντέλο περισσότερων υπομοντέλων. Για παράδειγμα, στη περίπτωση του ECO Lab η προσομοίωση θα εκτελεστεί μόνον εφόσον έχουν επιλεγθεί και κατασκευαστεί επιπλέον τα υπομοντέλα HD και AD.

Συγκεκριμένα, το υδροδυναμικό μοντέλο (MIKE 11 HD) αποτελεί τον πυρήνα του MIKE 11 και μπορεί να εκτελεστεί για διάφορες εφαρμογές όπως για τη πρόβλεψη πλημμύρας, τη διαχείριση ενός ταμιευτήρα, το σχεδιασμό ενός καναλιού κ.α.. Το Υδροδυναμικό κομμάτι περιλαμβάνει το σχεδιασμό του δικτύου ή ποταμού, τον καθορισμό των διατομών και των αρχικών και οριακών συνθηκών καθώς επίσης και τις διάφορες υδροδυναμικές παραμέτρους.

Το Υδροδυναμικό μοντέλο, όπως αναφέρθηκε, είναι δυναμικό και μπορεί να χρησιμοποιηθεί ως βάση και συνεταιριστικά με άλλα μοντέλα που αφορούν την υδρολογία, φαινόμενα μεταφοράς και διασποράς, τη ποιότητα του νερού και τη μεταφορά ιζημάτων.

Η μεταφορά ουσιών προσομοιώνεται με το μοντέλο μεταγωγής-διασποράς (Advection –Dispersion module) το οποίο χρησιμοποιεί την ίδια μονοδιάστατη εξίσωση της διατήρησης της μάζας. Το μοντέλο αυτό μπορεί να προσομοιάσει τη επίδραση της μεταγωγής και διασποράς στη συγκέντρωση των ουσιών ενδιαφέροντος αλλά για πιο προχωρημένες προσομοιώσεις απαιτείται επιπλέον η εφαρμογή του μοντέλου ποιότητας υδάτων.

Το μοντέλο ποιότητας υδάτων (Ecolab Module) περιλαμβάνει διάφορα υπομοντέλα όπως το μοντέλο βαρέων μετάλλων και το μοντέλο ευτροφισμού και ποιότητας υδάτων, με τρία και έξι επίπεδα αντίστοιχα, ανάλογα τη πολυπλοκότητα της προσομοίωσης που επιλέγεται.

Στη παρούσα εργασία θα μελετηθούν το Υδροδυναμικό μοντέλο (HD) και τα επιπρόσθετα μοντέλα Μεταφοράς-Διασποράς (AD) και Ποιότητας νερού (WQ Ecolab).

### **3.3 Απαιτούμενα δεδομένα**

Τα δεδομένα που απαιτούνται για τη προσομοίωση του MIKE 11/ECO Lab αφορούν στις συνθήκες προσομοίωσης, στο υδρογραφικό δίκτυο, στις υδροδυναμικές παραμέτρους, στις οριακές και αρχικές συνθήκες, στις παραμέτρους μεταγωγής και



διασποράς και στις μεταβλητές, σταθερές και άλλες παραμέτρους που ορίζονται στο ECO Lab μοντέλο.

Το MIKE 11 HD περιλαμβάνει το σχεδιασμό του δικτύου ή ποταμού, τον καθορισμό των διατομών, των αρχικών και οριακών συνθηκών καθώς επίσης και τις διάφορες υδροδυναμικές παραμέτρους. Συνεπώς, ο χρήστης πρέπει να εισάγει τα τοπογραφικά δεδομένα, τα δεδομένα των διατομών και του συντελεστή τριβής, τις υδροδυναμικές παραμέτρους και τις οριακές και αρχικές συνθήκες.

Συγκεκριμένα, το υδρογραφικό δίκτυο μπορεί να ψηφιοποιηθεί με δυο τρόπους. Ο χρήστης επιλέγει το σύστημα συντεταγμένων και εισάγει είτε σε μορφή αρχείου (\*.txt) είτε από κάποιο υπολογιστικό φύλλο τις απόλυτες συντεταγμένες (X, Y). Σε αντίθετη περίπτωση δίνεται η δυνατότητα στο χρήστη να εισάγει με τη βοήθεια ενός μενού επεξεργασίας επί τόπου σημεία σ' ένα πλέγμα καθορισμένων ή μη συντεταγμένων. Ο χρήστης μπορεί να εισάγει τα σημεία είτε αυθαίρετα είτε με οδηγό μια εικόνα (π.χ. raster αρχείο) της περιοχής ενδιαφέροντος που τοποθετείται πίσω από το πλέγμα σαν υπόστρωμα. Ο πρώτος τρόπος ενδείκνυται όταν η περιοχή μελέτης είναι μεγάλη και αποτελείται από πολλούς παραπόταμους. Ο δεύτερος τρόπος ενδείκνυται μόνο στη περίπτωση που δεν απαιτείται μεγάλη ακρίβεια στον καθορισμό του δικτύου ή δεν υπάρχουν τα απαιτούμενα δεδομένα.

Αφού εισαχθούν τα σημεία και οριστεί ο κλάδος, το MIKE υπολογίζει τη χιλιομετρική θέση σε κάθε σημείο. Στη συνέχεια ορίζονται οι διατομές κατά μήκος του ποταμού καθώς επίσης και ο κατάλληλος συντελεστής τραχύτητας. Από το πρόγραμμα απαιτούνται τουλάχιστον οι διατομές στην είσοδο και στην έξοδο. Οι διατομές μπορούν να εισαχθούν είτε από το χρήστη μέσω υπολογιστικού φύλλου είτε χειροκίνητα.

Οι τιμές απορροών, οι σχέσεις παροχής και στάθμης νερού, οι χρονοσειρές βροχοπτώσεων και όποιο άλλο δεδομένο είναι διαθέσιμο, όπως τα σημεία που αποτελούν είσοδο ή έξοδο στο κεντρικό ρεύμα ή αποτελούν ενδιάμεσα σημεία (π.χ. σημειακή πηγή) ορίζονται στις οριακές συνθήκες. Συνήθως οριακή συνθήκη στην είσοδο είναι μια σταθερή παροχή ή ένα υδρογράφημα ενώ στην έξοδο τοποθετείται είτε καμπύλη στάθμης νερού-παροχής είτε η στάθμη νερού.

Στις υδροδυναμικές παραμέτρους ορίζονται προαιρετικά οι αρχικές συνθήκες και η Εξίσωση Saint Venant που θα χρησιμοποιηθεί (Δυναμικό κύμα, Κινηματικό κύμα ή Διάχυτο κύμα).

Τα απαιτούμενα δεδομένα για το MIKE 11 AD είναι ο καθορισμός των συστατικών που θα προσομοιωθούν και οι συντελεστές μεταγωγής-διασποράς. Όσον αφορά τις παραμέτρους του ποιοτικού μοντέλου αυτές εισάγονται στο αρχείο του Ecolab. Σημειώνεται ότι το MIKE όταν επιλέγεται το μοντέλο ποιοτικής κατάστασης που θα χρησιμοποιηθεί δίνει αρχικά προτεινόμενες τιμές για τις διάφορες παραμέτρους. Οι συγκεντρώσεις, οι συντελεστές τριβής, διασποράς και ορισμένες ποιοτικές παράμετροι μπορούν να οριστούν είτε τοπικά, σε συγκεκριμένη χιλιομετρική θέση (συγκεκριμένο σημείο) είτε καθολικά.

#### Εισαγωγή και επεξεργασία Δεδομένων-Διαχειριστές

Η εισαγωγή και η επεξεργασία των δεδομένων στο MIKE 11 γίνεται με τη βοήθεια διαχειριστών (editors). Ο κάθε διαχειριστής μπορεί να συμπεριλαμβάνει μέρος ή το σύνολο των απαραίτητων παραμέτρων ενός υπομοντέλου ή να αφορά περισσότερα του ενός υπομοντέλα και αφού αποθηκευτεί αποτελεί ένα αρχείο με ειδική κατάληξη. Για παράδειγμα ο σχεδιασμός του ποταμού ή του δικτύου πραγματοποιείται από τον διαχειριστή του δικτύου (Network editor), αποτελεί ένα από τα τέσσερα (4) απαραίτητα αρχεία για τη προσομοίωση του μοντέλου HD και το αρχείο έχει κατάληξη "\*.nwk11".

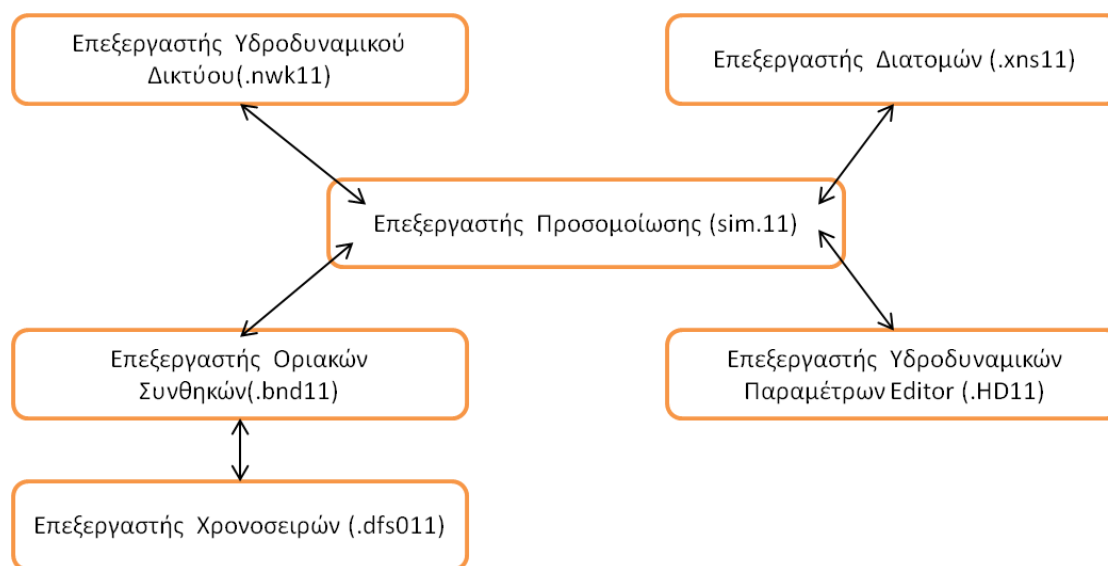
Απαραίτητη προϋπόθεση για να αποτελέσουν οι ανεξάρτητοι αυτοί διαχειριστές ένα ολοκληρωμένο μοντέλο ικανό για προσομοίωση είναι η σύνδεση των διάφορων διαχειριστών ώστε να είναι δυνατή η αλληλεπίδραση και μεταφορά πληροφοριών από τον ένα διαχειριστή στον άλλο. Για παράδειγμα είναι δυνατή η απ' ευθείας εισαγωγή ενός σημείου από το υδρογραφικό δίκτυο του διαχειριστή του δικτύου στον διαχειριστή διατομών (Cross section editor) για επεξεργασία της διατομής του συγκεκριμένου σημείου.

Στον Πίνακα 3.2 παρουσιάζονται ενδεικτικά οι διαχειριστές που χρησιμοποιούνται για τη προσομοίωση ενός μοντέλου που εξετάζει την ποιοτική κατάσταση σ' ένα ποτάμι.

**Πίνακας 3.2. Διαχειριστές ποιοτικών μοντέλων.**

Διαχειριστής	Στόχος	Κατάληξη
Διαχειριστής δικτύου	Σχεδιασμός υδρογραφικού δικτύου	*.nwk
Διαχειριστής διατομών	Σχεδιασμός διατομών	*.xns
Διαχειριστής οριακών συνθηκών	Ορισμός οριακών συνθηκών	*.bnd
Διαχειριστής υδροδυναμικών παραμέτρων	Εισαγωγή υδροδυναμικών παραμέτρων	*.hdp
Διαχειριστής μεταγωγής-διασποράς	Ορισμός δεδομένων διασποράς	*.ad
Διαχειριστής ECO Lab	Ορισμός αρχικών τιμών και παραμέτρων ποιοτικού μοντέλου	*.ecolab
Διαχειριστής προσομοίωσης	Σύνδεση διαχειριστών, πληροφορίες, προσομοίωση	*.sim

Η σύνδεση των διαχειριστών γίνεται από τον διαχειριστή προσομοίωσης (Simulation editor). Ο διαχειριστής προσομοίωσης αποτελεί το συνδετικό κρίκο μεταξύ των διαχειριστών των διαφόρων μοντέλων. Στο Σχήμα 3.1 παρουσιάζεται σχηματικά η σχέση μεταξύ των διάφορων διαχειριστών.



**Σχήμα 3.1. Ο διαχειριστής προσομοίωσης του MIKE 11.ως συνδετικός κρίκος (DHI, 2012 a)**

Τέλος, στο αρχείο της προσομοίωσης εισάγονται τα αρχεία διαχειριστών των τριών μοντέλων HD, AD, ECOLAB και επιλέγεται η περίοδος και το χρονικό βήμα της προσομοίωσης.

Επιπλέον, δίνεται η δυνατότητα στο χρήστη να ορίσει το χρονικό βήμα με το οποίο θα αποθηκεύονται δεδομένα. Με αυτό τον τρόπο αποφεύγεται η συσσώρευση αρχείων με μεγάλο όγκο δεδομένων.

### **3.4 Λειτουργία MIKE 11**

Αρχικά, ολοκληρώνεται η προσομοίωση του υδροδυναμικού μοντέλου μόνο. Στη συνέχεια, και εφόσον το υδροδυναμικό μοντέλο ολοκληρωθεί με επιτυχία, ακολουθεί η προσομοίωση του μοντέλου μεταφοράς διασποράς για την προσομοίωση της μεταφοράς των ουσιών στο ποτάμι χρησιμοποιώντας ήδη υπάρχοντα υδροδυναμικά δεδομένα. Μόλις ολοκληρωθεί κι αυτό το μοντέλο με επιτυχία τα αποτελέσματα χρησιμοποιούνται τελικά από το ποιοτικό μοντέλο για την προσομοίωση της ποιοτικής κατάστασης του ποταμού. Με αυτό τον τρόπο το MIKE επιτυγχάνει την εξοικονόμηση χρόνου προσομοίωσης.

### **3.5 Αποτελέσματα MIKE**

Εφόσον ολοκληρωθεί με επιτυχία η προσομοίωση, τα αποτελέσματα που παίρνει ο χρήστης, τα οποία αφορούν χρονοσειρές της ροής, του βάθους νερού και των συγκεντρώσεων για κάθε παράγοντα που εξετάζεται, μπορούν να επεξεργαστούν μέσω του προγράμματος MIKE View.

### **3.6 Υδροδυναμικό μοντέλο**

#### **3.6.1 Γενικά**

Το MIKE 11 HD επιλύει τις κάθετα ολοκληρωμένες εξισώσεις συνέχειας και ορμής, γνωστές ως Saint Venant εξισώσεις με συγκεκριμένες παραδοχές. Οι παραδοχές που γίνονται είναι οι εξής:

- α. Το νερό είναι ασυμπίεστο και ομογενοποιημένο (αμελητέες διαφοροποιήσεις στην πυκνότητα)
- β. Η κλίση του πυθμένα είναι μικρή.

γ. Το μήκος κύματος είναι μεγαλύτερο συγκριτικά με το βάθος νερού. Μ' αυτό τον τρόπο εξασφαλίζεται ότι η ροή παντού μπορεί να θεωρηθεί ότι έχει κατεύθυνση παράλληλη με το πυθμένα (δεν λαμβάνονται υπόψη οι κάθετες επιταχύνσεις και η υδροστατική πίεση μεταβάλλεται στον κάθετο άξονα)

δ. Η ροή είναι υποκρίσιμη.

### 3.6.2 Εξισώσεις Saint Venant

Οι Saint Venant εξισώσεις, που περιγράφουν τη ροή του νερού σ' ένα ποτάμι, έχουν αποκτηθεί μέσω της ολοκλήρωσης των τρισδιάστατων εξισώσεων Navier-Stokes (W. Rauch et al., 1998). Οι εξισώσεις, που τελικά χρησιμοποιούνται από το λογισμικό MIKE 11, είναι αυτές που περιγράφονται παρακάτω όπου η εξίσωση (3.1) είναι η εξίσωση συνέχειας και η εξίσωση (3.2) είναι η εξίσωση ορμής.

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q \quad (3.1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( a \frac{Q^2}{A} \right) + gA \left( \frac{\partial H}{\partial x} \right) + g \frac{Q|Q|}{C^2 AR} = 0 \quad (3.2)$$

όπου:

Q: η παροχή ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

A: η βρεγόμενη επιφάνεια ( $\text{m}^2$ )

a: ο συντελεστής διόρθωσης ορμής

g: η επιτάχυνση της βαρύτητας ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$ )

R: η υδραυλική ακτίνα (m)

C: ο συντελεστής τριβής Chezy

H: στάθμη νερού (m)

q: πλευρική εισροή ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ )

t: ο χρόνος (t)

x: η απόσταση (m)

Για την ρεαλιστική απεικόνιση του ποταμού πρέπει να λαμβάνονται υπόψη και παραπόταμοι και διακλαδώσεις που βρίσκονται εντός της περιοχής ενδιαφέροντος. Οι εξισώσεις Saint Venant λαμβάνουν υπόψη την αλλαγή της ροής του κεντρικού

ποταμού με την εισαγωγή ενός επιπλέον όρου  $q$  που απεικονίζει σημεία εισροής ή εκροής. Στην εξίσωση (3.1) ο όρος του όγκου νερού που προστίθεται εξισορροπείται με μια αύξηση στη βρεχόμενη επιφάνεια.

Ο όρος που αφορά την αντίσταση λόγω τριβής μπορεί να διαμορφωθεί ανάλογα τον συντελεστή τριβής που επιλέγεται.

Το υδροδυναμικό μοντέλο επιλύει είτε τις εξισώσεις Saint Venant εξισώσεις (Fully Dynamic Wave, εξισώσεις (3.1) και (3.2)) ή μια από τις δύο απλουστευμένες εκδοχές που ονομάζονται Διάχυση κύματος (Diffusive wave) και Κινηματικές εξισώσεις κυμάτων (Kinematic wave equations). Αν και το MIKE 11 χρησιμοποιεί ένα αποτελεσματικό άρρητο σχήμα πεπερασμένων διαφορών για την επίλυση των εξισώσεων, η επίλυση του ολοκληρωμένου υδροδυναμικού μοντέλου μπορεί να έχει σαν αποτέλεσμα μεγάλους χρόνους προσομοίωσης.

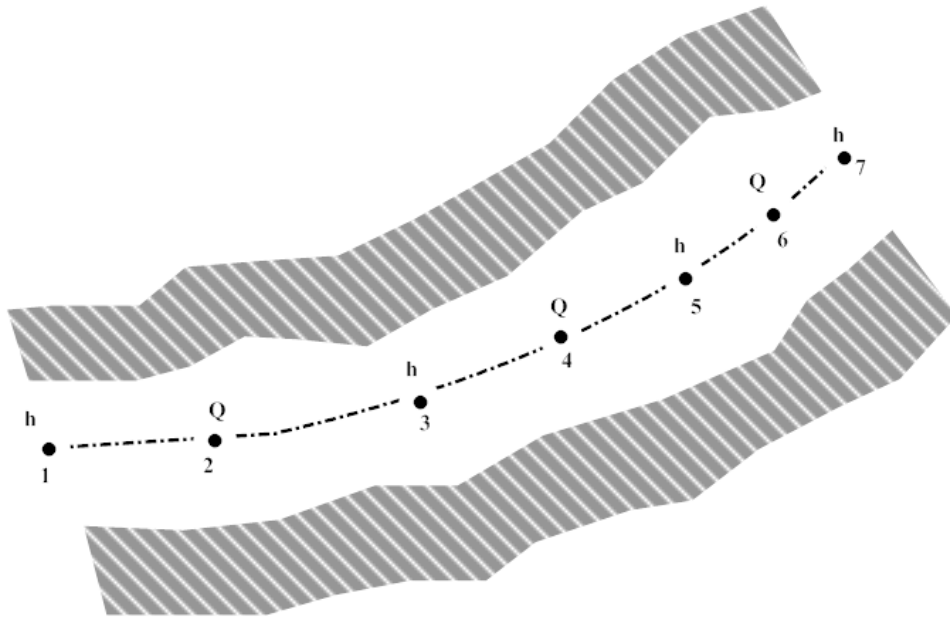
Γι' αυτό οι πιο απλές εκδοχές συνήθως χρησιμοποιούνται σε ποτάμια με μεγάλες κλίσεις όπου δεν εμφανίζεται υπερύψωση στα ανάντη του ποταμού (backwater effects).

Στις εξισώσεις (3.1) και (3.2) δυο παράμετροι είναι άγνωστοι, η παροχή ( $Q$ ) και η στάθμη νερού ( $H$ ). Αν και το παραπάνω σύστημα θα μπορούσε να υπολογίσει τις τιμές της στάθμης του νερού και της παροχής παρ' όλα αυτά η πολυπλοκότητα που τις διέπει θα αποτελούσε εμπόδιο για την επίτευξη ακριβούς ανάλυσης. Για το λόγο αυτό χρησιμοποιούνται αριθμητικές μέθοδοι που μπορούν να βρουν λύσεις κατά προσέγγιση.

### 3.6.3 Αριθμητικό σχήμα

Η επίλυση των εξισώσεων (3.1) και (3.2) βασίζεται στο άρρητο σχήμα πεπερασμένων διαφορών που έχει αναπτυχθεί από τους Abbott και Ionescu (1967, MIKE\_11\_REF). Το σχήμα είναι διαμορφωμένο με τέτοιο τρόπο ώστε να είναι ανεξάρτητο από την εξίσωση που θα χρησιμοποιηθεί (Πλήρως δυναμικό κύμα, Διάχυση κύματος ή Κινηματικές εξισώσεις κυμάτων).

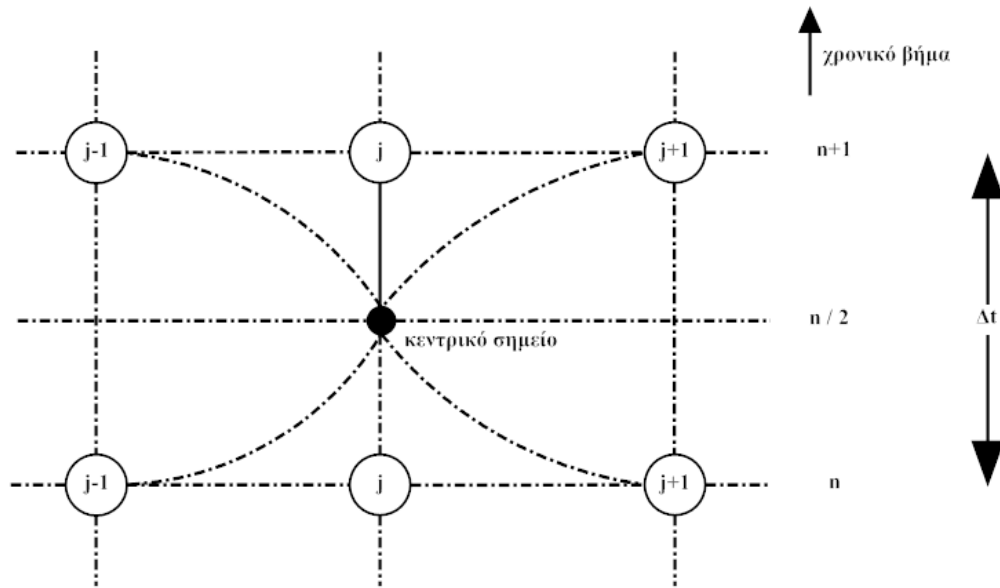
Η μετατροπή των Saint venant εξισώσεων σε μια ομάδα εξισώσεων άρρητων πεπερασμένων διαφορών πραγματοποιείται σ' ένα υπολογιστικό πλέγμα που αποτελείται από εναλλασσόμενα σημεία παροχών ( $Q$ ) και σταθμών νερού ( $H$ ), δηλαδή σε σημεία που η παροχή  $Q$  και το επίπεδο νερού αντίστοιχα είναι υπολογισμένα σε κάθε χρονικό βήμα.



**Σχήμα 3.2.** Τμήμα ποταμού με υπολογισμένα σημεία παροχών και στάθμης νερού. (Πηγή: DHI, 2012.Reference Manual)

Τα σημεία παροχών είναι πάντα τοποθετημένα ανάμεσα από γειτονικά σημεία στάθμης νερού. Η απόσταση μεταξύ δυο σημείων μπορεί να διαφέρει ενώ η παροχή θεωρείται θετική στη κατεύθυνση  $x$  (όσο αυξάνεται η χιλιομετρική θέση).

Το σχήμα που έχει υιοθετηθεί είναι ένα σχήμα 6 σημείων γνωστό ως Σχήμα Abbott 6-σημείων (6-point Abbott scheme) (βλ. Σχήμα 3.3).



**Σχήμα 3.3. Κεντρικό σχήμα Abbott 6-σημείων (6-point Abbott scheme).**

#### 3.6.4 Περιγραφή ροής

Το MIKE, όπως προαναφέρθηκε, δίνει τρεις επιλογές για τη περιγραφή της ροής: το Δυναμικό κύμα (Dynamic wave approach), το Διάχυτο κύμα (Diffusive wave approach) και το κινηματικό κύμα (Kinematic wave approach). Το Δυναμικό κύμα χρησιμοποιεί ολόκληρη την εξίσωση ορμής Saint Venant, το διάχυτο κύμα περιλαμβάνει μόνο τους όρους του συντελεστή τριβής, της δύναμης λόγω βαρύτητας και τον υδροστατικό όρο και το κινηματικό κύμα στο οποίο η ροή υπολογίζεται με την παραδοχή ότι υπάρχει ισορροπία μεταξύ του συντελεστή τριβής και της δύναμης λόγω βαρύτητας.



$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left( \frac{\alpha Q^2}{A} \right)}{\partial x} + gA \frac{\partial y}{\partial x} + gA(S_g - S_f) = 0$$

τοπική επιτάχυνση
επιτάχυνση λόγω συμμεταφοράς
δύναμη πίεσης
δύναμη βαρύτητας και τριβής

**Σχήμα 3.4. Οι όροι της εξίσωσης Saint Venant και οι απλοποιήσεις που γίνονται στην περίπτωση Δυναμικού και Διάχυτου κύματος. (Πηγή: Cox B. A., 2003)**

Το Δυναμικό κύμα χρησιμοποιείται στις περιπτώσεις που προσομοιώνεται πλημμύρα ή που το ποτάμι χαρακτηρίζεται από μικρή κλίση και μικρό συντελεστή τριβής. Το Διάχυτο κύμα είναι κατάλληλο για την μελέτη φαινομένων που εμφανίζεται υπερύψωση στα ανάντη του ποταμού (backwater effect) ενώ το Κινηματικό κύμα αφορά ποτάμια με μεγάλες κλίσεις, που δεν εμφανίζουν υπερύψωση στο ανάντη τμήμα του ποταμού. Συνήθως, χρησιμοποιείται το Δυναμικό κύμα εκτός από τις περιπτώσεις που είναι γνωστό ότι η περιγραφή με το Διάχυτο ή το κινηματικό κύμα είναι η κατάλληλη.

### 3.6.5 Συνθήκες σταθερότητας

Για την απόκτηση σταθερής και ακριβής λύσης σε άρρητο σχήμα πεπερασμένων διαφορών πρέπει να ισχύουν κάποιες συνθήκες. Αρχικά, η τοπογραφική ανάλυση πρέπει να είναι αρκετά υψηλή ώστε να είναι δυνατή η επίλυση μη γραμμικοτήτων στη στάθμη νερού και στις παροχές. Επιπλέον, θα πρέπει να επιλέγεται τέτοιο χρονικό βήμα  $\Delta t$  ώστε να είναι δυνατή η ακριβής προσομοίωση του κύματος.

Η συνθήκη Courant μπορεί αν χρησιμοποιηθεί ως οδηγός για την σωστή επιλογή χρονικού βήματος  $\Delta t$  τέτοιο ώστε να ικανοποιείται η παρακάτω συνθήκη:

$$C_R = \frac{V\Delta t}{\Delta x} \leq 1 \quad (3.3)$$

όπου:

Cr: ο αριθμός Courrant

V: η ταχύτητα ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )

Το άρρητο σχήμα που χρησιμοποιείται στο MIKE 11 (6-point Abott scheme) επιτρέπει, στη περίπτωση που η ροή είναι καθαρά υποκρίσιμη, τη χρήση Courant αριθμών μέχρι και 10-20 φορές πάνω. Μάλιστα υπολογισμοί με Courant = 250 έχουν δώσει αποτελέσματα με το σφάλμα να είναι μικρότερο από 2% σε μερικές πολύ ειδικές περιπτώσεις (DHI, 2012).

### 3.6.6 Άλλες παράμετροι

#### 3.6.6.1 Συντελεστής τριβής

Ο συντελεστής τριβής εκτιμάται με τη χρήση εμπειρικών σχέσεων όπως ο Manning M, ο Manning n και ο Chezy.

Ο Manning M εκφράζεται στην εξίσωση ορμής ως:

$$\frac{gQ|Q|}{M^2 AR^{4/3}} \quad (3.4)$$

όπου:

Q: η παροχή ( $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ )

A: η βρεχόμενη επιφάνεια ( $\text{m}^2$ )

g: η επιτάχυνση της βαρύτητας ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$ )

R: η υδραυλική ακτίνα (m)

M: ο Manning M

Ο συντελεστής Manning n είναι ο αντίστροφος του Manning M ( $1/M$ ) . Τυπικές τιμές του n είναι από 0.01 έως 0.10 ενώ οι αντίστοιχες για τον M κυμαίνονται από 10 έως 100.

Ο συντελεστής Chezy συνδέεται με τους συντελεστές Manning M, n μέσω της ακόλουθης σχέσης:

$$C = MR^{1/6} = \frac{R^{1/6}}{n} \quad (3.5)$$

όπου:

R: η υδραυλική ακτίνα (m)

Στη μονοδιάστατη ροή είναι σκόπιμο να χρησιμοποιείται ο συντελεστής Manning ο οποίος μπορεί να θεωρηθεί ανεξάρτητος του βάθους του νερού σε αντίθεση με τον συντελεστή Chezy.

### 3.7 Μοντέλο μεταγωγής-διασποράς

#### 3.7.1 Θεωρητικό υπόβαθρο

Οι βασικοί μηχανισμοί μεταφοράς ποσότητας ρυπαντή στο νερό είναι η μεταγωγή (advection), η διάχυση (diffusion) και η υδροδυναμική διασπορά (ή διασκορπισμός) (dispersion).

Η μεταγωγή είναι η μεταφορά ρύπων που οφείλεται στην κίνηση του ίδιου του υδάτινου μέσου.

Διάχυση είναι το φαινόμενο εξ αιτίας του οποίου η μάζα ενός ρύπου κινείται από την περιοχή της μεγαλύτερης προς την περιοχή της χαμηλότερης συγκέντρωσης και σε μοριακό επίπεδο αποτελεί τον ουσιαστικό παράγοντα μεταφοράς της ύλης. Το φαινόμενο διέπεται από τον νόμο του Fick κατά τον οποίο η ροή μάζας λόγω μοριακής διάχυσης είναι ανάλογη με τη χωρική κλίση της συγκέντρωσης.

Η διασπορά αφορά την μακροσκοπική κίνηση των ρύπων λόγω διαφοράς συγκέντρωσης. Ο χαρακτηριστικός συντελεστής είναι ο συντελεστής Διασποράς E (m<sup>2</sup>/s).

#### 3.7.2 Μονοδιάστατη εξίσωση μεταγωγής- διασποράς

Στο MIKE 11 εφαρμόζεται η παρακάτω μονοδιάστατη εξίσωση (ολοκληρωμένη κάθετα και πλευρικά) μεταγωγής-διασποράς:

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(QC) - \frac{\partial}{\partial x}\left(AE_x \frac{\partial}{\partial x}\right) = -AKC + C_2q \quad (3.6)$$

όπου:

C: η συγκέντρωση της ουσίας (kg·m<sup>-3</sup>)

- A: η βρεχόμενη επιφάνεια ( $m^2$ )  
 K: ο γραμμικός φθίνων συντελεστής  
 $E_x$ : ο συντελεστής της διαμήκου διασποράς ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )  
 $C_2$ : ο όρος πηγής (παραγωγή η απώλεια μέσω αντίδρασης)  
 $q$ : η πλευρική ροή ( $m^3/s$ )  
 $x$ : η απόσταση (m)  
 $t$ : ο χρόνος (s)

Η εξίσωση αφορά δυο τρόπους μεταφοράς, τη μεταγωγή με τη κύρια ροή και τη διασπορά λόγω διαφοράς συγκέντρωσης. Ο συντελεστής διασποράς  $E_x$  περιλαμβάνει το συντελεστή μοριακής διάχυσης  $D_x$ , και τυρβώδους διάχυσης. Επιπλέον, η απόσταση  $d$  εξαρτάται από το πλάτος του ποταμού, το βάθος του νερού  $H$  και τον συντελεστή διασποράς.

Αξίζει να σημειωθεί, ότι αν αυξηθεί η ταχύτητα ροής του ποταμού τότε μπορεί να αυξηθεί και η απόσταση  $d$  στην οποία θα επιτευχθεί πλήρης ανάμειξη (Jobson, 1996).

Οι παραδοχές που γίνονται στην εξίσωση μεταγωγής–διασποράς είναι οι παρακάτω:

- i. Η υπό εξέταση ουσία είναι πλήρως αναμειγμένη σ' όλες τις διατομές,
- ii. Η ουσία είναι συντηρητική ή ακολουθεί πρώτης κινητικής αντίδραση (γραμμική φθίνουσα)
- iii. Εφαρμόζεται ο Νόμος του Fick, δηλαδή η διάχυση είναι ανάλογη της ανομοιομορφίας της συγκέντρωσης στο χώρο (όσο μεγαλύτερη ανομοιομορφία στη συγκέντρωση παρουσιάζεται τόσο πιο έντονο το φαινόμενο της διάχυσης)

### 3.7.3 Συντελεστής διασποράς

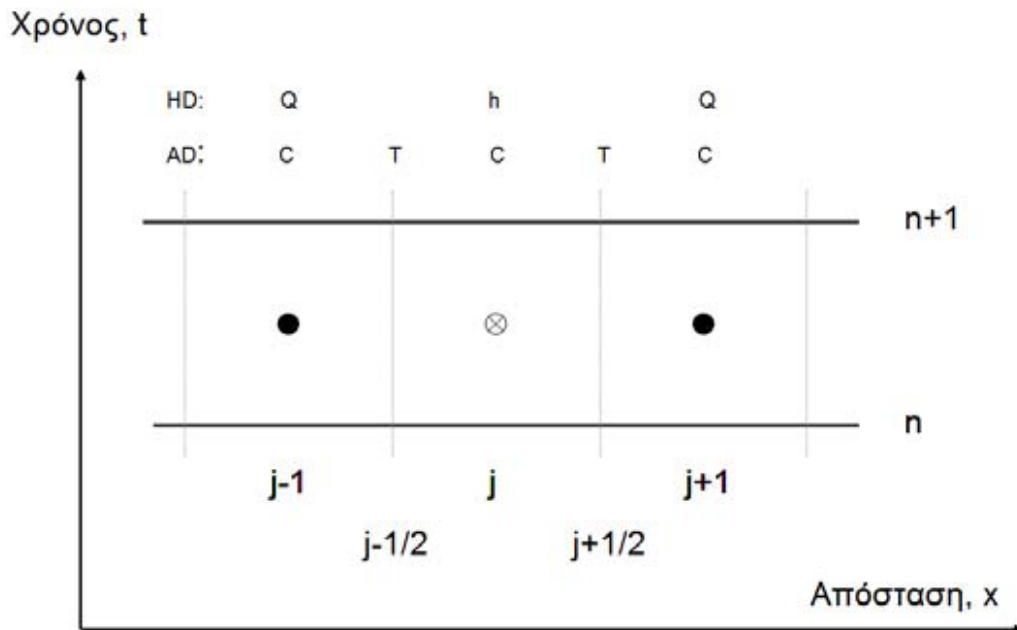
Ο συντελεστής διασποράς εξαρτάται από τη μέση ταχύτητα ροής και εκφράζεται από τη σχέση:

$$D_j^{n+1} = a \left| \frac{Q^{n+1/2}}{A^{n+1/2}} \right|_j^b \quad (3.7)$$

Οι σταθερές  $a$ ,  $b$  καθορίζονται από το χρήστη. Σε περίπτωση που ο συντελεστής διασποράς επιλέγεται σταθερός τότε η σταθερά  $b$  είναι ίση με 0 ( $b=0$ ). Τυπικές τιμές του συντελεστή διασποράς σε ποτάμια είναι  $5-100 m^2 \cdot s^{-1}$ .

### 3.7.4 Μεταφορά μάζας

Το μοντέλο μεταγωγής-διασποράς υπολογίζει τη συγκέντρωση της ουσίας που εξετάζεται σε κάθε σημείο.



**Σχήμα 3.6. Υπολογιστικό σχήμα στο MIKE 11 (Πηγή: DHI, 2012. Τροποποιημένο).**

Η μάζα,  $M$ , σ' ένα σημείο υπολογίζεται ως εξής:

$$M_j^{n+1} = stv_j^{n+1} \cdot C_j^{n+1} \quad (3.8)$$

όπου:

Stv: ο όγκος νερού ( $m^3$ )

C: η συγκέντρωση ( $kg \cdot m^{-3}$ )

M : η μάζα (kg)

Η μεταφορά, T, μιας ουσίας δεν υπολογίζεται σε κάθε σημείο (j σημείο) αλλά από το όριο πριν το j σημείο και το όριο πριν το j+1 σημείο (Σχήμα 3.6).

### 3.7.4.1 Μεταγωγή

Η μεταγωγή, AT, περιγράφεται από τη παρακάτω εξίσωση στην οποία έχει προστεθεί ένας συντελεστής διόρθωσης:

$$AT_{j+1/2}^{n+1/2} = \frac{1}{2} \left( q_j^{n+\frac{1}{2}} + q_{j+1}^{n+\frac{1}{2}} \right) \cdot \left( \frac{1}{4} (C_j^{n+1} + C_{j+1}^{n+1} + C_j^n + C_{j+1}^n) + Corr \right) \quad (3.9)$$

Ο συντελεστής διόρθωσης Corr υπολογίζεται από τη παρακάτω σχέση:

$$Corr = (C_{j-1}^{n+1/2} - C_j^{n+1/2} + C_j^{n+1/2} + C_{j+1}^{n+1/2}) Corfac \quad (3.10)$$

και

$$Corfac = \begin{cases} \frac{1}{6} \left( 1 + \frac{1}{2} \sigma^2 \right), & \text{για } \sigma \leq 1 \\ \frac{1}{4\sigma}, & \text{για } \sigma > 1 \end{cases} \quad (3.11)$$

όπου:

q: η παροχή ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )

σ: ο αριθμός Courant

### 3.7.4.2 Μεταφορά λόγω διασποράς

Η μεταφορά λόγω διασποράς, DT, μεταξύ δυο γειτονικών όγκων υπολογίζεται ως εξής:

$$DT_{j+1/2}^{n+1/2} = \frac{1}{4} (A_j^{n+1} + A_{j+1}^{n+1}) \cdot (Diff_j + Diff_{j+1}) \cdot \frac{1}{2} ((C_j^n + C_{j+1}^{n+1}) - (C_j^n + C_j^{n+1})) \quad (3.12)$$

όπου:

A: η επιφάνεια (m)

Diff: ο συντελεστής διασποράς

### 3.7.4.3 Ισορροπία μάζας

Η ισορροπία μάζας, MB, υπολογίζεται ως η διαφορά της μάζας σε χρόνο n προστιθέμενης όλης της μάζας που έχει μεταφερθεί στον όγκο ελέγχου και της μάζας

σε χρόνο  $n+1$  προστιθέμενης όλης της μάζας που έχει μεταφερθεί έξω από τον όγκο ελέγχου, όπως φαίνεται παρακάτω:

$$MB_j^{n+1} = (M_j^n - M_j^{n+1}) + \left( DT_{j+1/2}^{n+1/2} + AT_{j-1/2}^{n+1/2} - DT_{j-1/2}^{n+1/2} - AT_{j+1/2}^{n+1/2} + LAT_j^{n+1/2} - D_j^{n+1/2} \right) \cdot \Delta t \quad (3.13)$$

όπου:

D: ο πρώτης τάξης φθίνων συντελεστής

### 3.7.5 Αριθμητικό σχήμα

Το αριθμητικό σχήμα που εφαρμόζεται για την επίλυση των διαφορικών εξισώσεων του μοντέλου AD είναι ένα κεντρικό άρρητο σχήμα πεπερασμένων διαφορών ώστε να ελαχιστοποιείται η τεχνητή διασπορά. Επιπλέον, η διακριτοποίηση γίνεται με τέτοιο τρόπο ώστε να εξασφαλίζει την ισορροπία μάζας.

Η ροή μάζας θεωρείται στο κέντρο του όγκου ελέγχου γύρω από το σημείο  $j$ . Δηλαδή, τα όρια του όγκου ελέγχου είναι ο πυθμένας, η επιφάνεια του νερού και τα σημεία  $j^{-1/2}$  και  $j^{+1/2}$  που είναι τα σημεία των δυο διαδοχικών διατομών.

Οι διαφορικές εξισώσεις που επιλύονται είναι η εξίσωση συνέχειας και η εξίσωση μεταγωγής-διασποράς.

### 3.7.6 Συνθήκες ευστάθειας

Για τον καθορισμό του φαινομένου που υπερισχύει (μεταγωγή ή διασπορά) συνήθως χρησιμοποιείται κάποιο κριτήριο που βασίζεται στον αριθμό Peclet. Ο αριθμός Peclet είναι ένας αδιάστατος αριθμός που συσχετίζει την αποτελεσματικότητα της μεταφοράς μάζας λόγω μεταγωγής και της αποτελεσματικότητας της μεταφοράς μάζας λόγω διάχυσης ή υδροδυναμικής διασποράς. Δηλαδή, ο αριθμός Peclet χρησιμοποιείται ως κριτήριο σχετικά με το πιο φαινόμενο μεταφοράς μάζας θα υπερισχύσει (Γκέκας Β. και Πρωιμάκη Σ., 2000).

Ο αριθμός Peclet εκφράζεται ως ο λόγος της μεταγωγής μιας ποσότητας από τη ροή προς τη διασπορά της ίδιας ποσότητας όπως φαίνεται στην παρακάτω εξίσωση:

$$Pe = \frac{\text{μεταγωγή}}{\text{Διασπορά}} = v \frac{\Delta x}{D} > 2 \quad (3.14)$$

όπου:

$v$ : μέση ταχύτητα ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ )

$D$ : ο συντελεστής διασποράς ( $\text{m}_2\cdot\text{s}^{-1}$ )

$\Delta x$ : το μήκος μεταξύ των δυο σημείων (m)

Το υπολογιστικό σχήμα που εφαρμόζεται στο MIKE 11 έχει τη δυνατότητα να είναι σταθερό ακόμα και για μεγάλους αριθμούς Peclet ( $Pe > 2$ ).

Εκτός από τον αριθμό Peclet θα πρέπει να δίνεται προσοχή και στον αριθμό Courant που αναπτύχθηκε με σκοπό να επιτυγχάνεται σύγκλιση των αποτελεσμάτων και συνεπώς να μην μειώνεται η ευστάθεια της προσομοίωσης. Η μέγιστη απόσταση μεταξύ δυο υπολογίσιμων σημείων και το χρονικό βήμα θα πρέπει να επιλεγθούν με τέτοιο τρόπο ώστε ο αριθμός Courant να είναι μικρότερος από 1. Η επιλογή των δυο αυτών παραμέτρων δεν θα πρέπει να γίνεται αυθαίρετα αλλά με γνώμονα να επιτυγχάνεται τόσο ο περιορισμός του Courant όσο και η υψηλή εκτελεστική ταχύτητα του μοντέλου.

Σημειώνεται ότι το μήκος  $\Delta x$  στο AD μοντέλο δεν είναι το ίδιο με το αντίστοιχο στο HD μοντέλο. Στο AD μοντέλο οι υπολογισμοί γίνονται σε όλα τα σημεία Q και h με αποτέλεσμα το  $\Delta x$  που υπολογίζεται στο AD μοντέλο να είναι το μισό  $\Delta x$  στο HD μοντέλο.

## 3.8 Ποιοτικό μοντέλο ECO Lab

### 3.8.1 Γενικά

Η ποιοτική προσομοίωση στο MIKE πραγματοποιείται με τη χρήση του «πακέτου» του ECO Lab (ECO Lab module). Το ECO Lab έχει τη δυνατότητα να τροποποιείται εύκολα και με τέτοιο τρόπο ώστε να προσομοιάζει διαφορετικά μοντέλα ποιοτικής προσομοίωσης υδάτων όπως το μοντέλο ποιότητας νερού (Water Quality, WQ), ευτροφισμού (Eutrofication template) και βαρέων μετάλλων (Heavy Metals template). Έχει αναπτυχθεί με τέτοιο τρόπο ώστε να περιγράφει τις διάφορες διεργασίες και αλληλεπιδράσεις μεταξύ των φυσικών και χημικών μεταβλητών και



των ποιοτικών παραμέτρων του υπό εξέταση συστήματος. (Ecolab\_Short Scientific Description)

### 3.8.2 Σχέση ECO Lab και AD μοντέλου

Το μοντέλο του ECO Lab είναι συζευγμένο με το μοντέλο Μεταγωγής – Διασποράς (Advection-Dispersion module) ώστε οι μηχανισμοί κίνησης του ρευστού που οφείλονται στα φαινόμενα διασποράς και μεταγωγής να λαμβάνονται υπόψη κατά την ποιοτική προσομοίωση. (Ecolab\_Short Scientific Description)

Κατά τη διάρκεια της προσομοίωσης ολοκληρώνεται κάθε φορά ένα χρονικό βήμα. Αρχικά, ένας διερμηνέας μεταφράζει τις εξισώσεις του προτύπου (template) σε μια λίστα οδηγιών που επιτρέπει στο γενικό μοντέλο τον υπολογισμό των διάφορων παραμέτρων. Σε κάθε χρονικό βήμα προσομοιώνεται η μεταγωγή και διασπορά των υπό εξέταση μεταβλητών με χρήση του υδροδυναμικού μοντέλου. Οι αρχικές (ή οι επόμενες/ανανεωμένες) συγκεντρώσεις, συντελεστές, σταθερές καθώς και οποιαδήποτε άλλη παράμετρος, φορτώνονται στο ECO Lab. Το ECO Lab στη συνέχεια υπολογίζει τις εξισώσεις του προτύπου (που έχουν μεταφραστεί από τον διερμηνέα), ολοκληρώνει ένα χρονικό βήμα και επιστρέφει στο γενικό μοντέλο τις ανανεωμένες τιμές το οποίο προχωράει κατά ένα χρονικό βήμα. (Ecolab\_Short Scientific Description)

### 3.8.3 Διεργασίες

Κάθε μεταβλητή περιγράφεται από μια συνήθη διαφορική εξίσωση η οποία περιλαμβάνει τις διάφορες διεργασίες που λαμβάνουν μέρος για την συγκεκριμένη μεταβλητή. Στη περίπτωση που μια διεργασία επηρεάζει περισσότερες από μια μεταβλητές τότε οι διαφορικές εξισώσεις των δυο μεταβλητών συνδέονται μεταξύ τους. (Ecolab\_Short Scientific Description)

Οι διεργασίες (processes) περιέχουν μαθηματικές εκφράσεις και μπορούν να περιέχουν τις μεταβλητές (κατάστασης) (state variables), σταθερές (constants) ή εξωτερικές μεταβλητές (forcings). Οι σταθερές παραμένουν σταθερές με το χρόνο ενώ η τιμή των εξωτερικών μεταβλητών εξαρτάται από το χρόνο. Οι διεργασίες περιγράφουν το ρυθμό με τον οποίο αλλάζει μια μεταβλητή και μπορούν να περιγραφούν με τη παρακάτω εξίσωση (Ecolab\_Short Scientific Description)

$$P_c = \frac{dc}{dt} = \sum_{i=1}^n \text{process } i \quad (3.15)$$

όπου:

c: η συγκέντρωση της μεταβλητής του ECO Lab

n: ο αριθμός των διεργασιών που εμπλέκονται για τη συγκεκριμένη μεταβλητή

Pc: οι διεργασίες του ECO Lab

### 3.8.4 Διαφορικές εξισώσεις ECO Lab

#### 3.8.4.1 Εξίσωση συνέχειας

Όπως προαναφέρθηκε, η ποιότητα του νερού αλλάζει στα ποτάμια λόγω της φυσικής μεταφοράς και των διαδικασιών ανταλλαγής όπως της μεταγωγής-διασποράς καθώς επίσης και λόγω των βιολογικών, βιοχημικών και φυσικών δραστηριοτήτων. Οι παραπάνω διαδικασίες στην υδάτινη φάση περιγράφονται από ένα σύνολο διαφορικών εξισώσεων (W. Rauch et al., 1998)

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + P_c + S_c \quad (3.16)$$

όπου:

c: η συγκέντρωση της μεταβλητής (παρατήρησης) του ECO Lab

u, v, w: η ταχύτητα ροής

Dx, Dy, Dz: ο συντελεστής διασποράς

Pc: οι διεργασίες του ECO Lab

Sc: πηγές και καταναλώσεις (sources and sinks)

Η παραπάνω εξίσωση μπορεί να γραφτεί και ως εξής:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = AD_c + P_c \quad (3.17)$$

Ο όρος AD<sub>c</sub> αφορά τον ρυθμό αλλαγής της συγκέντρωσης μιας μεταβλητής λόγω των φαινομένων μεταφοράς/διασποράς (συμπεριλαμβανομένων των πηγών και καταναλώσεις).

Το ECO Lab όταν υπολογίζει τη συγκέντρωση του επόμενου χρονικού βήματος θεωρεί τον όρο AD<sub>c</sub> σταθερό σε κάθε χρονικό βήμα για να υπολογίσει προσεγγιστικά μια λύση με τη χρήση ρητού σχήματος με την παραπάνω εξίσωση. Στη περίπτωση που όπως αναφέρθηκε δυο διαφορικές εξισώσεις συνδέονται μεταξύ τους επιλύονται ολοκληρώνοντας το ρυθμό της αλλαγής που οφείλεται και στις δύο διεργασίες καθώς επίσης και στις διεργασίες μεταφοράς και διασποράς. (Ecolab\_Short Scientific Description)

$$\frac{\partial c}{\partial t} = AD_c + P_c \quad (3.18)$$

όπου:

$$AD_c = \frac{c^*(t+\Delta t) - c^N(t)}{\Delta t} \quad (3.19)$$

Η συγκέντρωση  $c^*$  προέρχεται μεταφέροντας την μεταβλητή κατάστασης από το ECO Lab ως μια συντηρητική παράμετρο κατά τη χρονική περίοδο  $\Delta t$  χρησιμοποιώντας το μοντέλο AD.

Το κύριο πλεονέκτημα αυτής της προσέγγισης είναι ότι η ρητή προσέγγιση επιλύει συνδεδεμένα και μη γραμμικά προβλήματα που προκύπτουν από το πολύπλοκο όρο  $P_c$ . Μ' αυτό το τρόπο το ECO Lab και η μεταφορά-διασπορά μπορούν να χειρίζονται ξεχωριστά. (Ecolab\_Short Scientific Description)

#### 3.8.4.2 Συνήθεις διαφορικές εξισώσεις

Για την επίλυση των διαφορικών εξισώσεων είναι δυνατή η επιλογή μεταξύ τριών μεθόδων ολοκλήρωσης: Euler, Runge Kutta 4 (RK4) και Runge Kutta 5 με ποιοτικό έλεγχο (RKQC). Η μέθοδος Euler αποτελεί τη πιο απλή αριθμητική μέθοδο για την επίλυση των διαφορικών εξισώσεων και απαιτεί μικρούς χρόνους προσομοίωσης. Αντίθετα, η Runge Kutta 4 απαιτεί μεγαλύτερους χρόνους έχει όμως το πλεονέκτημα ότι έχει μεγαλύτερη ακρίβεια αφού απαιτεί 4 αξιολογήσεις σε κάθε χρονικό βήμα. Στην Runge Kutta 5 αξιολογείται η ακρίβεια και σε περίπτωση που τα αποτελέσματα

δεν είναι αρκετά ικανοποιητικά προσαρμόζει το χρονικό βήμα κατάλληλα. Η χρήση της RKQC εξασφαλίζει ότι όλα τα συστατικά υπολογίζονται με ακρίβεια  $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Η επιλογή της κατάλληλης μεθόδου γίνεται βάση της ακρίβειας των αποτελεσμάτων σε συνδυασμό με το χρόνο προσομοίωσης. Σε περίπτωση που τα αποτελέσματα είναι όμοια με μια από τους απλούστερες μεθόδους τότε η χρήση τους μπορεί να μειώσει το χρόνο προσομοίωσης. Συνήθως, οι μέθοδοι Euler και RK4 χρησιμοποιούνται στα πρώτα στάδια που πραγματοποιείται η βαθμονόμηση του μοντέλου.

### 3.8.5 Αριθμητικό σχήμα

Η ισορροπία μάζας κάθε συστατικού που εμπλέκεται στο μοντέλο υπολογίζεται για όλα τα σημεία και σε κάθε χρονικό βήμα ως εξής:

- i. Αποτέλεσμα συγκέντρωσης στο AD σε χρόνο  $n+1$ :  $C_{n+1,AD}$
- ii. Αποτέλεσμα κλίσης στο AD σε χρόνο  $n+1$ :  $LC_{n+1,AD} = (C_{n+1,AD} - C_n, AD)/\Delta t$
- iii. Αποτέλεσμα συγκέντρωσης στο WQ σε χρόνο  $n+1$ :  $C_{n+1,WQ}$
- iv. Ολοκλήρωση του  $LC_{n+1,WQ} = LC_{n+1,WQ} + LC_{n+1,AD}$

Η τελική τιμή συγκέντρωσης,  $C_{n+1}$ , που επιστρέφεται από την ολοκλήρωση των διαφορικών εξισώσεων υπολογίζεται ως μια αριθμητική ολοκλήρωση της κλίσης του χρονικού βήματος των AD και ECO Lab διαφορικών εξισώσεων.

### 3.8.6 Περιγραφή ECO Lab WQ

#### 3.8.6.1 Μεταβλητές WQ

Το WQ μοντέλο δίνει τη δυνατότητα να εξεταστούν οι εξής μεταβλητές (state variables):

- Διαλυμένο BOD ( $BOD_d$ )
- Αιωρούμενο BOD ( $BOD_s$ )
- Σωματιδιακό BOD ( $BOD_b$ )
- Αμμωνιακό άζωτο ( $\text{NH}_3$ )
- Νιτρικό άζωτο ( $\text{NO}_3$ )

- Διαλυμένο οξυγόνο (DO)
- Φωσφορικά (PO<sub>4</sub>)
- Κολοβακτηρίδια Κοπράνων (CF)
- Ολικά κολοβακτηρίδια (CT)
- Άλλοι ρυπαντές ορισμένοι από το χρήστη

Ο χρήστης έχει τη δυνατότητα να επιλέξει είτε το πιο απλό μοντέλο που περιλαμβάνει μόνο το BOD και το DO μέχρι και το Επίπεδο 6 που το BOD διαχωρίζεται στα τρία κλάσματα (αιωρούμενο, διαλυτό και καθιζάνων) και αποτελεί ένα σύνθετο μαθηματικό μοντέλο.

Κάθε μοντέλο αποτελείται από ένα σύνολο εξισώσεων που περιγράφουν το οικοσύστημα. Η μαθηματική περιγραφή των διεργασιών που διέπουν το οικοσύστημα πραγματοποιείται με τη χρήση διάφορων μεταβλητών που στο MIKE έχουν διαχωριστεί σε κατηγορίες (σταθερές, εξωτερικές, καταστατικές, βοηθητικές κ.α.).

Οι μεταβλητές είναι οι παράμετροι που ο χρήστης θέλει να εξετάσει. Οι σταθερές μεταβλητές είναι συνήθως συντελεστές θερμοκρασίας, και ρυθμοί (π.χ. ρυθμός καθίζησης BOD) ενώ οι εξωτερικές μεταβλητές αφορούν παραμέτρους που εισάγονται στο ECO Lab είτε αφού πρώτα έχουν υπολογιστεί σε άλλο μοντέλο του MIKE (π.χ. κλίση ποταμού από HD μοντέλο) είτε από δεδομένα πεδίου. Οι βοηθητικές μεταβλητές δεν ορίζονται από το χρήστη. Όπως δηλώνει και η ονομασία τους είναι βοηθητικές παράμετροι και χρησιμοποιούνται για την ευκολότερη κατάστρωση του μοντέλου και την αποφυγή σφαλμάτων. Τέλος, οι διεργασίες αφορούν τα διάφορα φαινόμενα που επιδρούν στο οικοσύστημα και επηρεάζουν θετικά ή αρνητικά τη συγκέντρωση των μεταβλητών που εξετάζονται.

#### 3.8.6.2 Διεργασίες

Το μοντέλο WQ είναι συνδεδεμένο με το AD μοντέλο και προσομοιώνει τις διεργασίες σε πολυσύνθετα συστήματα. Το μοντέλο WQ λύνει το σύστημα των διαφορικών εξισώσεων που περιγράφουν τις φυσικές, χημικές και βιολογικές αλληλεπιδράσεις που σχετίζονται με την επιβίωση των βακτηριδίων, τις συνθήκες οξυγόνου και τα επίπεδα θρεπτικών ουσιών στο υδρόβιο περιβάλλον.

Οι διεργασίες που επηρεάζουν τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου είναι ο επαναερισμός, η οξείδωση του οργανικού άνθρακα, η φωτοσύνθεση, η αναπνοή και η απαίτηση σε οξυγόνο από τις πυθμενικές αποθέσεις. Οι διεργασίες που περιγράφουν το BOD συνδέονται άμεσα με αυτές του διαλυμένου οξυγόνου. Οι διεργασίες που επηρεάζουν τη συγκέντρωση του αζώτου στις διάφορες μορφές του (αμμωνιακό, νιτρικό) είναι νιτροποίηση, απονιτροποίηση και η πρόσληψη του από φυτά και βακτήρια.

### Επαναερισμός

Ο επαναερισμός (R) είναι η διαδικασία που περιγράφει την ανταλλαγή οξυγόνου μεταξύ της επιφάνειας του νερού και της ατμόσφαιρας και δίνεται από την εξίσωση:

$$R = K_2 (C_s - DO) \quad (3.20)$$

όπου:

$C_s$ : συγκέντρωση κορεσμού οξυγόνου ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )

$K_2$ : σταθερά επαναερισμού στους  $20^\circ\text{C}$  ( $\text{d}^{-1}$ )

Η συγκέντρωση κορεσμού του οξυγόνου υπολογίζεται από τη σχέση:

$$C_s = 14.652 - 0.0841 \cdot S + T \cdot [0.00256 \cdot S - 0.41022 + T \cdot (0.007991 - 0.0000374 \cdot S - 0.000077774 \cdot T)] \quad (3.21)$$

όπου:

T: η θερμοκρασία του νερού ( $^\circ\text{C}$ )

Η σταθερά επαναερισμού,  $K_2$ , βασίζεται σε εμπειρικές σχέσεις μεταξύ της σταθεράς επαναερισμού και της ταχύτητας ροής, του βάθους νερού και της κλίσης του ποταμού. Το MIKE 11 περιλαμβάνει τρεις εμπειρικές σχέσεις που έχουν δεδομένη μορφή και τρεις εμπειρικές σχέσεις που μπορεί να καθορίσει ο χρήστης τη μορφή τους:

$$K_2 = 27185 \cdot u^{0.931} \cdot h^{-0.692} \cdot I^{1.09} \quad (3.22)$$

$$K_2 = 23.9 \cdot u^{0.5} \cdot h^{-1.5} \quad (3.23)$$

$$K_2 = 5.233 \cdot u \cdot h^{-1.67} \quad (3.24)$$

$$K_2 = \alpha_1 \cdot u^{b_1} \cdot h^{-c_1} \cdot I^{d_1} \quad (3.25)$$

$$K_2 = \alpha_2 \cdot u^{b_2} \cdot h^{-c_2} \cdot I^{d_2} \quad (3.26)$$

$$K_2 = \alpha_3 \cdot u^{b_3} \cdot h^{-c_3} \cdot I^{d_3} \quad (3.27)$$

όπου:

u: η ταχύτητα ροής ( $m \cdot s^{-1}$ )

h: το βάθος νερού (m)

I: η κλίση του ποταμού ( $m \cdot m^{-1}$ )

Η εξίσωση (3.22) ονομάζεται εξίσωση Thyssen και προτείνεται για μικρά ποτάμια, η εξίσωση (3.23) ονομάζεται εξίσωση O'Connor-Dubbins και συνήθως χρησιμοποιείται για κανονικά ποτάμια ενώ η τρίτη εξίσωση (3.24), που ονομάζεται εξίσωση Churchill, αφορά σε ποτάμια που παρουσιάζουν μεγάλες ταχύτητες ροής. Σε περίπτωση που επιλεγθεί μια από τις εξισώσεις (3.25), (3.26) ή (3.27) οι σταθερές  $\alpha_i$ ,  $b_i$ ,  $c_i$  και  $d_i$  ( $i=1-3$ ), πρέπει να οριστούν από τον χρήστη.

### Φωτοσύνθεση

Η παραγωγή οξυγόνου λόγω του φαινομένου της φωτοσύνθεσης από τα άλγη εξαρτάται κάθε φορά από την θερμοκρασία και την ώρα και διάρκεια της ημέρας στην οποία υπολογίζεται η διεργασία της φωτοσύνθεσης. Η μέγιστη παραγωγή οξυγόνου είναι το μεσημέρι ενώ τις ώρες μεταξύ δύσης και ανατολής ηλιαίου η παραγωγή οξυγόνου είναι μηδενική. Το φαινόμενο της φωτοσύνθεσης περιγράφεται από την παρακάτω σχέση:

$$P = \begin{cases} P_{max} \cdot F_1(H) \cdot \cos 2\pi \left( \frac{\tau}{\alpha} \right) \cdot \theta_1^{(T-20)}, & \text{if } t \in [t_{up}, t_{down}] \\ 0 & , \text{if } t \notin [t_{up}, t_{down}] \end{cases} \quad (3.28)$$

$$C_s = 14.652 + T \cdot [-0.41022 + T \cdot (0.007991 - 0.000077774 \cdot T)] \quad (3.29)$$

όπου:

P: πραγματική παραγωγή ( $gO_2 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )

$P_{\max}$ : μέγιστη παραγωγή το μεσημέρι ( $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$t$ : πραγματική ώρα συσχετιζόμενη με το μεσημέρι

$a$ : πραγματική σχετική διάρκεια της ημέρας

$t_{\text{up}}$ : χρόνος ανατολής

$t_{\text{down}}$ : χρόνος δύσης

Σημειώνεται ότι η περίοδος της προσομοίωσης παίζει καθοριστικό ρόλο στη σωστή προσομοίωση του φαινόμενου της φωτοσύνθεσης, Πρέπει να γίνεται με τέτοιο τρόπο ώστε να συνάδει με τα υπόλοιπα στοιχεία που εισάγονται κατά τη κατάστρωση του μοντέλου. Όμοια, θα πρέπει να ορίζεται και η σταθερά  $P_{\max}$  καθώς επίσης και το γεωγραφικό πλάτος της περιοχής μελέτης.

### Αναπνοή

Η αναπνοή από αυτότροφους και ετερότροφους οργανισμούς (φυτά, βακτήρια και ζώα) έχει σαν αποτέλεσμα τη κατανάλωση οξυγόνου. Η αναπνοή των οργανισμών εξαρτάται από την θερμοκρασία αλλά δεν εξαρτάται από την ώρα αλλά πραγματοποιείται όλο το εικοσιτετράωρο.

$$\text{Αναπνοή} = R_1 \cdot F_1(H) \cdot \theta_1^{(T-20)} + R_2 \cdot \theta_2^{(T-20)}$$

$$\text{Αναπνοή} = R_1 \cdot F(N,P) \cdot \theta_1^{(T-20)} + R_2 \cdot \theta_2^{(T-20)} \quad (\text{level 4}) \quad (3.30)$$

όπου:

Αναπνοή: ρυθμός αναπνοής των φυτών, βακτηριδίων και ζώων ( $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$R_1$ : ρυθμός αναπνοής φωτοσυνθετών στους  $20^\circ\text{C}$  ( $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$\theta_1$ : θερμοκρασιακός συντελεστής για φωτοσυνθετική αναπνοή/παραγωγή

$R_2$ : ρυθμός αναπνοής ζώων και βακτηρίων ( $\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$\theta_2$ : θερμοκρασιακός συντελεστής για ετεροτροφική αναπνοή

$F_1(N,P)$ : Φωτοπερίοδος (light dampening function)



k: συντελεστής εκμηδένισης φωτός ( $m^{-1}$ )

Η φωτοπερίοδος,  $F_1(N,P)$ , προσδιορίζεται από την ακόλουθη σχέση:

$$F(N, P) = \frac{2}{\frac{IN}{IN+KSN} + \frac{PO_4}{PO_4+KSP}} \quad (3.31)$$

όπου:

IN: συνολικό ανόργανο άζωτο ( $mg\ N \cdot L^{-1}$ )

KSP: συγκέντρωση ημικορεσμού φωσφόρου ( $mg\ P \cdot L^{-1}$ )

KSN: συγκέντρωση ημικορεσμού αζώτου ( $mg\ N \cdot L^{-1}$ )

#### Απόδομηση οργανικού άνθρακα

Το Βιοχημικά Απαιτούμενο Οξυγόνο (Biochemical Oxygen Demand, BOD) χρησιμοποιείται για την εκτίμηση της ποσότητας του οργανικού φορτίου που περιέχεται στο υπό εξέταση δείγμα ή αποδέκτη (πχ ρυπασμένα νερά) και εκφράζει τη μάζα του οξυγόνου που καταναλώνεται κατά τη βιολογική της οξείδωση ( $gO_2 \cdot m^{-3}$ ). Συνήθως, χρησιμοποιείται το BOD<sub>5</sub> δηλαδή η μάζα του οξυγόνου που καταναλώνεται σε διάστημα 5 ημερών.

Η οξείδωση του οργανικού άνθρακα εξαρτάται από τη θερμοκρασία, τη συγκέντρωση οξυγόνου και τη συγκέντρωση της οργανικής ύλης όπως φαίνεται στις εξισώσεις που ακολουθούν:

Αν επιλεγθεί ένα κλάσμα BOD:

$$\frac{dBOD}{dt} = K_3 \cdot BOD \cdot \theta_3^{(T-20)} \cdot \frac{DO^2}{K_s + DO^2} \quad (3.32)$$

ενώ αν επιλεγθούν τρία κλάσματα BOD:

$$\frac{dBOD_d}{dt} = K_{d3} \cdot BOD_d \cdot \theta_{d3}^{(T-20)} \cdot \frac{DO^2}{K_s + DO^2}$$

$$\frac{dBOD_s}{dt} = K_{s3} \cdot BOD_s \cdot \theta_{s3}^{(T-20)} \cdot \frac{DO^2}{K_s + DO^2}$$

$$\frac{dBOD_b}{dt} = K_{b3} \cdot BOD_b \cdot \theta_{b3}^{(T-20)} \cdot \frac{DO^2}{K_s + DO^2} \quad (3.33)$$

όπου:

BOD: συγκέντρωση BOD ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$K_3$ : σταθερά αποδόμηση οργανικής ύλης στους 20 °C ( $\text{d}^{-1}$ )

$\theta_3$ : θερμοκρασιακός συντελεστής Arrhenius

DO: συγκέντρωση διαλυμένου οξυγόνου ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$K_s$ : συγκέντρωση ημικορεσμού οξυγόνου για το BOD ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$BOD_d$ : συγκέντρωση διαλυμένης οργανικής ύλης ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$BOD_s$ : συγκέντρωση αιωρούμενης οργανικής ύλης ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$BOD_b$ : συγκέντρωση σωματιδιακής οργανικής ύλης στο πυθμένα ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$K_{d3}$ : σταθερά αποδόμησης διαλυμένης οργανικής ύλης στους 20°C ( $\text{d}^{-1}$ )

$\theta_{d3}$ : θερμοκρασιακός συντελεστής Arrhenius (διαλυμένο BOD)

$K_{s3}$ : σταθερά αποδόμησης αιωρούμενης οργανικής ύλης ( $\text{d}^{-1}$ )

$\theta_{s3}$ : θερμοκρασιακός συντελεστής Arrhenius (αιωρούμενο BOD)

$K_{b3}$ : σταθερά αποδόμησης σωματιδιακής οργανικής ύλης ( $\text{d}^{-1}$ )

$\theta_{b3}$ : θερμοκρασιακός συντελεστής Arrhenius (σωματιδιακό BOD)

#### Απαίτηση σε οξυγόνο από τις πυθμενικές αποθέσεις

Η απαίτηση σε οξυγόνο από τις πυθμενικές αποθέσεις υπολογίζεται από τη σχέση:

$$SOD = \frac{DO}{DO + HS\_BOD} \cdot \theta_3^{(T-20)} \quad (3.34)$$

όπου:

HS\_SOD: συγκέντρωση ημικορεσμού οξυγόνου για το SOD ( $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ )

$\theta_3$ : θερμοκρασιακός συντελεστής Arrhenius (SOD)

## Νιτροποίηση

Η νιτροποίηση είναι μια διεργασία που επηρεάζει το ισοζύγιο του οξυγόνου αφού το οξυγόνο καταναλώνεται κατά τη νιτροποίηση για τη μετατροπή της αμμωνίας σε νιτρικά.

$$\frac{dNH_3}{dt} = K_4 \cdot NH_3 \cdot \theta_4^{(T-20)} \frac{DO^2}{K_s + DO^2} \quad (3.35\alpha)$$

ή

$$\frac{dNH_3}{dt} = K_4 \cdot NH_3^{1/2} \cdot \theta_4^{(T-20)} \frac{DO^2}{K_s + DO^2} \quad (3.35\beta)$$

Όπου:

$NH_3$ = συγκέντρωση αμμωνίας (mg/l)

$K_4$ = ρυθμός νιτροποίησης στους 20 °C (1/day) ή ((mg/l)<sup>1/2</sup>/day)

$\theta_4$ = συντελεστής θερμοκρασίας Arrhenius

$K_s$ = σταθερά ημικορεσμού

## Πρόσληψη αμμωνίας από τα φυτά

$$\text{Πρόσληψη αμμωνίας από τα φυτά} = UNp \cdot (P - R1 \cdot \theta_1^{(T-20)}) \quad (3.36 \alpha)$$

(level 1-3)

$$\text{Πρόσληψη αμμωνίας από τα φυτά} = UNp \cdot (P - R1 \cdot \theta_1^{(T-20)}) \cdot F(N, P)$$

(level 4) (3.36β)

## Πρόσληψη αμμωνίας από τα βακτήρια

Για ένα κλάσμα του BOD

Πρόσληψη αμμωνίας από τα βακτήρια =

$$+ UN_b \cdot K_3 \cdot BOD \cdot \theta_3^{(T-20)} \frac{NH_3}{NH_3 + HS_{NH_3}} \quad (3.37\alpha)$$

Για 3 κλάσματα του BOD

Πρόσληψη αμμωνίας από τα βακτήρια =

$$+ UN_b \cdot K_{b3} \cdot BOD_b \cdot \theta_{b3}^{(T-20)} \frac{NH_3}{NH_3+HS\_NH_3} \quad (3.37\beta)$$

$$+ UN_b \cdot K_{d3} \cdot BOD_d \cdot \theta_{d3}^{(T-20)} \frac{NH_3}{NH_3+HS\_NH_3} \quad (3.37\gamma)$$

$$+ UN_b \cdot K_{s3} \cdot BOD_s \cdot \theta_{s3}^{(T-20)} \frac{NH_3}{NH_3+HS\_NH_3} \quad (3.37\delta)$$

#### Απονιτροποίηση

$$\text{Απονιτροποίηση} = K_6 \cdot NO_3 \cdot \theta_6^{(T-20)} \quad (3.38)$$

$K_6$ = ρυθμός απονιτροποίησης (1/day)

$\theta_6$ = συντελεστής θερμοκρασίας Arrhenius

#### Μετατροπή αμμωνίας σε νιτρώδη

$$\text{Μετατροπή αμμωνίας σε νιτρώδη} = K_4 \cdot NH_3 \cdot \theta_4^{(T-20)} \frac{DO}{DO+HS\_nitr} \quad (3.39)$$

#### Μετατροπή νιτρωδών σε νιτρικά

$$\text{Μετατροπή νιτρωδών σε νιτρικά} = K_5 \cdot NO_2 \cdot \theta_5^{(T-20)} \quad (3.40)$$

Όπου:

$NH_3$ = συγκέντρωση αμμωνίας (mg/l)

$K_4$ = ρυθμός νιτροποίησης στους 20 °C (1/day) or ((mg/l)<sup>1/2</sup>/day)

$\theta_4$ = συντελεστής θερμοκρασίας Arrhenius

$HS\_nitr$ = σταθερά ημικορεσμού για νιτροποίηση (mgO<sub>2</sub>/l)

$NO_2$ = συγκέντρωση νιτρωδών (mg/l)

$K_5$ = ρυθμός μετατροπής νιτρωδών σε νιτρικά στους 20 °C (1/day)

$\theta_5$ = συντελεστής θερμοκρασίας για τη μετατροπή των νιτρωδών σε νιτρικά

### Απελευθέρωση του ανόργανου φωσφόρου

Η απελευθέρωση διαλυμένου φωσφόρου από τα ανόργανα σωματίδια φωσφόρου (PP) περιγράφεται από την παρακάτω σχέση:

$$\frac{dOP}{dt} = K_7 \cdot PP \cdot \theta_7^{(T-20)} \quad (3.41)$$

όπου

$K_7$  = σταθερά ρυθμού για την απελευθέρωση του σωματιδιακού φωσφόρου

$\theta_7$  = συντελεστή θερμοκρασίας Arrhenius

### Η προσρόφιση του διαλυμένου φωσφόρου

Η προσρόφιση του διαλυμένου φωσφόρου σε σωματίδια (σχηματισμός σωματιδιακού φωσφόρου). Η διεργασία περιγράφεται από τη σχέση:

$$\frac{dOP}{dt} = K_8 \cdot OP \cdot \theta_8^{(T-20)} \quad (3.42)$$

όπου

$K_8$  = Σταθερά ταχύτητας προσρόφισης του διαλυμένου φωσφόρου

$\theta_8$  = Συντελεστής θερμοκρασίας Arrhenius

### Πρόσληψη φωσφόρου από τα φυτά

Η πρόσληψη του φωσφόρου ως μέρος της φωτοσύνθεσης και της αναπνοής περιγράφεται από τη σχέση:

$$\frac{dOP}{dt} = -U_3 \cdot (P - R), \text{ if } (P - R) > 0 \text{ και } 0, \text{ if } (P - R) \leq 0 \quad (3.43)$$

Γίνεται η παραδοχή ότι η ανάπτυξη των φυτών παράγει 1g O<sub>2</sub> και οδηγεί σε μια πρόσληψη 0,00914 g διαλυμένο φώσφορο.

Όπου

$U_3$  = συντελεστής πρόσληψης

P = φωτοσύνθεση

R = αναπνοή

#### Απελευθέρωση του οργανικού φωσφόρου από την αποδόμηση του οργανικού υλικού

Η απελευθέρωση του οργανικού δεσμευμένου φωσφόρου από την αποδόμηση του οργανικού υλικού (BOD) έχει ως αποτέλεσμα την δημιουργία διαλυμένων φωσφορικών. Η διεργασία περιγράφεται από τη σχέση:

$$\frac{dOP}{dt} = + Y_3 K_3 \cdot BOD \Theta_3^{(T-20)} \cdot \frac{DO^2}{K_s + DO^2} \quad (3.44)$$

όπου

$Y_3$  = συντελεστής απόδοσης που περιγράφει την ποσότητα του διαλυμένου φωσφόρου που απελευθερώνεται από την αποδόμηση του BOD.

#### 3.8.6.3 Ισοζύγια μάζας

##### Ισοζύγιο μάζας DO

Η συνολική δίαίτα του διαλυμένου οξυγόνου μπορεί να εκφραστεί ως εξής:

$$\begin{aligned} \frac{dDO}{dt} = & +\text{Επαναερισμός} - \text{Οξειδωση οργανικού άνθρακα} + \text{Φωτοσύνθεση} - \text{Αναπνοή} \\ & - \text{Απαίτηση οξυγόνου από πυθμενικές αποθέσεις} \end{aligned} \quad (3.45)$$

##### Ισοζύγιο μάζας BOD

Το ισοζύγιο μάζας για την οργανική ύλη μπορεί να περιγραφεί ως εξής:

Αν επιλεγθεί ένα κλάσμα BOD:

$$\frac{dBOD}{dt} = -BODdecay \quad (3.46a)$$

ενώ αν επιλεγθούν τρία κλάσματα BOD:

$$\frac{dBOD_d}{dt} = -BOD_d decay \quad (3.46\beta)$$

$$\frac{dBOD_s}{dt} = -BOD_s decay + επανααιώρηση - καθίζηση \quad (3.46\gamma)$$

$$\frac{dBOD_b}{dt} = -BOD_b decay + επανααιώρηση - καθίζηση \quad (3.46\delta)$$

όπου:

$$\text{Επαναιώρηση} = S_1 \cdot BOD_b / H$$

$$\text{Καθίζηση} = K_s \cdot BOD_s / H$$

όπου:

$S_1$ : ρυθμός επανααιώρησης για το σωματιδιακό  $BOD_b$  ( $m \cdot d^{-1}$ )

$K_s$ : ρυθμός καθίζησης για το αιωρούμενο  $BOD_s$  ( $m \cdot d^{-1}$ )

Η επανααιώρηση θεωρείται ότι πραγματοποιείται όταν η ταχύτητα ροής,  $V$ , ξεπερνάει τη κρίσιμη τιμή  $V_1$  και θεωρείται σταθερή με το χρόνο. Στη περίπτωση που η ταχύτητα ροής είναι μικρότερη της κρίσιμης τιμής θα προκύψει καθίζηση.

Οι εξισώσεις που περιγράφουν τη συμπεριφορά του BOD και του DO είναι συνδεδεμένες και επιλύονται ταυτόχρονα.

#### Ισοζύγιο Μάζας Αμμωνίας

$$\frac{dNH_3}{dt} = + \text{ παραγωγή αμμωνίας από την διάσπαση του BOD}$$

- μετατροπή αμμωνίας σε νιτρικά

- πρόσληψη αμμωνίας από τα φυτά

- πρόσληψη αμμωνίας από τα βακτήρια

+ αναπνοή

(3.47)

### Ισοζύγιο Μάζας Νιτρικών

$$\frac{dNO_3}{dt} = - \text{μετατροπή νιτροδών σε νιτρικά} \\ - \text{απονιτροποίηση} \quad (3.48)$$

### Ισοζύγιο Μάζας Φωσφόρου

$$\frac{dOP}{dt} = + \text{απόδοση του φωσφόρου από το αποσύνθεση του οργανικού υλικού} \\ - \text{πρόσληψη φωσφόρου από τα φυτά} \\ - \text{ετεροτροφική αναπνοή} \\ - \text{πρόσληψη φωσφόρου από βακτήρια} \quad (3.49)$$

#### 3.8.6.4 Θερμοκρασία

Η θερμοκρασία υπολογίζεται ως η διαφορά της ηλιακής ενέργειας που εισέρχεται κατά τη διάρκεια της ημέρας και της απώλειας ενέργειας κατά τη διάρκεια της νύχτας λόγω της εκπεμπόμενης θερμικής ακτινοβολίας. Έτσι υπολογίζεται από τη σχέση:

$$\frac{dT}{dt} = I_s - I_r \quad (3.50)$$

όπου:

T: η θερμοκρασία

t: ο χρόνος

I<sub>s</sub>: η εισερχόμενη ηλιακή ενέργεια

I<sub>r</sub>: η εκπεμπόμενη θερμική ακτινοβολία

#### 3.8.6.5 Κολοβακτηρίδια

Οι περισσότεροι παθογόνοι μικροοργανισμοί είναι συνήθως σε θέση να πολλαπλασιαστούν ή να επιβιώσουν για εκτεταμένες περιόδους στο υδάτινο περιβάλλον. Η καθίζηση, η έλλειψη θρεπτικών, το φως του ήλιου, το pH, η



θερμοκρασία, ο ανταγωνισμός και η θήρευση από άλλους μικροοργανισμούς, είναι παράγοντες που εμπλέκονται στην αποδόμηση των παθογόνων βακτηρίων στο υδάτινο περιβάλλον.

Η *Escherichia coli* (*E.coli*) είναι ένα από τα κυρίαρχα είδη στα κόπρανα των ανθρώπων και των ζώων. Ο ίδιος ο μικροοργανισμός κανονικά θεωρείται μη παθογόνος, αλλά πολύ συχνά χρησιμοποιείται ως δείκτης για τον αριθμό των βακτηρίων των κοπράνων και κατά συνέπεια δίνει μια εικόνα για την παρουσία των παθογόνων μικροοργανισμών.

Διακρίνονται δύο ομάδες κολοβακτηριδίων : Τα «ολικά κολοβακτηρίδια» και τα «κολοβακτηρίδια κοπράνων». Τα «ολικά κολοβακτηρίδια» μπορεί να περιλαμβάνουν ένα ευρύ φάσμα των βακτηριακών γενών, πολλές από τις οποίες δεν είναι κοπρανώδους μόλυνσης. Αν και τα «κολοβακτηρίδια κοπράνων» είναι πιο συγκεκριμένη κατηγορία, μπορεί να περιλαμβάνουν και μια σειρά από άλλα βακτήρια εκτός από *E. coli*.

Η αποσύνθεση των εντερικών βακτηρίων μπορεί να μοντελοποιηθεί ικανοποιητικά με μια αντίδραση πρώτης τάξης (Crane & Moore, 1986). Ωστόσο, ο ρυθμός αποδόμησης και το ποσοστό θνησιμότητας είναι εξαιρετικά μεταβλητά κάτι που οφείλεται σε αλληλεπίδραση με περιβαλλοντικούς παράγοντες. Οι κυριότεροι παράγοντες είναι πιθανώς το φως, η θερμοκρασία και η αλατότητα. (Mancini, 1978).

Το ποσοστό θνησιμότητας των κολοβακτηριδίων (σύνολο ή κοπράνων) στο MIKE 11 WQ εκφράζεται ως μια σειρά όρων που καθένας περιγράφει την εξάρτηση των προαναφερόμενων περιβαλλοντικών παραγόντων.

$$K_d = K_{d0} \cdot \theta_s^{(sal)} \cdot \theta_T^I \cdot \theta_T^{(T-20)} \quad (3.51)$$

Όπου:

$K_d$  : ρυθμός αποδόμησης κολοβακτηριδίων (1/day)

$K_{d0}$ : ρυθμός αποδόμησης σε 20 °C, η αλατότητα 0 ‰ , και σκοτάδι (1/day)

$\theta_s$ : συντελεστής αλατότητας για το ρυθμό αποδόμησης

sal: αλατότητα (‰)

$\theta$ : συντελεστής φωτός για το ρυθμό αποδόμησης

$I$ : ένταση του φωτός ανηγμένη σε βάθος ( $Kw / m^2$ )

$\theta_T$ : συντελεστής θερμοκρασίας για το ρυθμό αποδόμησης

$T$ : Θερμοκρασία του νερού ( $^{\circ}C$ )

### 3.8.6.6 Επίπεδα Μοντέλου

Ανάλογα με τη φύση του προβλήματος της ποιότητας του νερού που εξετάζεται κάθε φορά, το μοντέλο μπορεί να προσαρμοστεί σε διαφορετικά επίπεδα. Η πολυπλοκότητα του μοντέλου κυμαίνεται από την πιο απλή μορφή, η οποία περιλαμβάνει BOD και DO μόνο, μέχρι το πιο σύνθετο επίπεδο, όπου το BOD χωρίζεται σε τρία κλάσματα: διαλυμένο, αιωρούμενο και καθιζάνων. Η διαίρεση του BOD σε κλάσματα επιτρέπει στο χρήστη στην προσομοίωση της άμεσης ζήτησης οξυγόνου λόγω της αποικοδόμησης του διαλυμένου και αιωρούμενου οργανικού υλικού και της καθυστερημένης ζήτησης οξυγόνου λόγω της αποικοδόμησης των οργανικών πυθμενικών αποθέσεων.

Η χρήση πολλαπλών επιπέδων μεγιστοποιεί την εφαρμοσιμότητα του μοντέλου. Έτσι, το μοντέλο μπορεί να εφαρμοστεί, από απλές περιπτώσεις, όπου το μεγαλύτερο πρόβλημα είναι η μείωση του οξυγόνου που οφείλεται σε αποικοδόμηση της οργανικής ύλης, μέχρι και σε πιο σύνθετες περιπτώσεις, όπου οι επιδράσεις των διαφόρων κλασμάτων BOD καθώς και των θρεπτικών συστατικών πρέπει να εξεταστούν. Η μοντελοποίηση του φωσφόρου και των κολοβακτηριδίων μπορεί να συμπεριληφθεί σε όλα τα επίπεδα.

Οι διεργασίες για κάθε επίπεδο του μοντέλου παρατίθενται παρακάτω:

#### Επίπεδο 1

Μεταβλητές: BOD, οξυγόνο και θερμοκρασία.

Κατά τον υπολογισμό του ισοζυγίου του οξυγόνου η νιτροποίηση δεν περιλαμβάνεται. Η επαναιώρηση οργανικών αποθέσεων και καθίζηση οργανικού υλικού δεν περιλαμβάνεται στο ισοζύγιο του BOD, και μόνο η άμεση κατανάλωση οξυγόνου λαμβάνεται υπόψη.

#### Επίπεδο 2

Μεταβλητές: BOD, οξυγόνο και θερμοκρασία.

Το επίπεδο 2 περιλαμβάνει ότι και το 1, με τη διαφορά ότι εδώ η επαναιώρηση οργανικών αποθέσεων και καθίζηση οργανικού υλικού περιλαμβάνονται στον υπολογισμό του ισοζυγίου του BOD.

### Επίπεδο 3

Μεταβλητές: BOD, οξυγόνο, αμμωνία, νιτρικά και θερμοκρασία.

Κατά τον υπολογισμό του ισοζυγίου του BOD, τα αιωρούμενα συστατικά και αυτά που έχουν καθιζάνει δεν λαμβάνονται υπόψη, και συμπεριλαμβάνεται μόνο η άμεση κατανάλωση οξυγόνου.

Κατά τον υπολογισμό του ισοζυγίου αζώτου, η απονιτροποίηση δεν λαμβάνεται υπόψη. Σε αυτό το επίπεδο μπορούν να μελετηθούν οι συγκεντρώσεις της αμμωνίας καθώς και οι επιδράσεις της αμμωνίας στην συγκέντρωση οξυγόνου. Όταν η τιμή του pH του νερού του ποταμού είναι γνωστή, τότε μπορούν να εκτιμηθούν οι δυνητικές τιμές των συγκεντρώσεων των ελεύθερων αμμωνιακών.

### Επίπεδο 4

Μεταβλητές: BOD, οξυγόνο, αμμωνία, νιτρικά και θερμοκρασία

Το επίπεδο 4 περιλαμβάνει όλες τις διεργασίες του επιπέδου 3 με τη διαφορά ότι συμπεριλαμβάνει όλες τις διεργασίες που αφορούν τις πέντε παραπάνω μεταβλητές. Αυτό σημαίνει ότι λαμβάνεται υπόψη και η διαδικασία της απονιτροποίησης. Σε αυτό το επίπεδο τα προβλήματα BOD-DO, συμπεριλαμβανομένων των ενώσεων αζώτου και των αλληλεπιδράσεων ιζημάτων / νερού μπορούν να μελετηθούν. Αυτό το επίπεδο έχει εφαρμογή σε γενικές μελέτες για τις επιπτώσεις των απορρίψεων αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων και γεωργικών απορροών.

### Επίπεδο 5

Μεταβλητές: διαλυμένο BOD, αιωρούμενο BOD, BOD στον πυθμένα, οξυγόνο και θερμοκρασία.

Το επίπεδο 5 περιλαμβάνει ότι και το 2, με τη διαφορά ότι εδώ τόσο η άμεση όσο και η καθυστερημένη κατανάλωση οξυγόνου από τα ιζήματα λαμβάνονται υπόψη.

### Επίπεδο 6

Μεταβλητές: διαλυμένο BOD, αιωρούμενα BOD, BOD στον πυθμένα, οξυγόνο, αμμωνία, νιτρικά και θερμοκρασία.

Το επίπεδο 6 περιλαμβάνει ότι και το 4, μόνο που εδώ λαμβάνονται υπόψη τόσο η άμεση όσο και καθυστερημένη ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα, δηλαδή περιλαμβάνονται όλες οι διεργασίες. Αυτό το επίπεδο είναι η πιο σύνθετη προσέγγιση, όπου π.χ. εξετάζονται οι επιδράσεις των ενώσεων του αζώτου (αμμωνία) στην κατανάλωση του οξυγόνου και επίσης υπολογίζεται η συγκέντρωση των ενώσεων του αζώτου (αμμωνία και νιτρικά).

**Πίνακας 3.3: Μεταβλητές στα διαφορετικά επίπεδα του μοντέλου**

επίπεδα μοντέλου	1	2	3	4	5	6
μεταβλητές						
θερμοκρασία	x	x	x	x	x	x
οξυγόνο	x	x	x	x	x	x
αμμωνία	-	-	x	x	-	x
νιτρικά	-	-	x	x	-	x
BOD	x	x	x	x	-	-
διαλυμένο BOD	-	-	-	-	x	x
αιωρούμενο BOD	-	-	-	-	x	x
BOD στον πυθμένα	-	-	-	-	x	x
διαλυμένο P	x	x	x	x	x	x
σωματιδιακό P	x	x	x	x	x	x
κολοβακτηρίδια κοπράνων	x	x	x	x	x	x
ολικά κολοβακτηρίδια	x	x	x	x	x	x

**Πίνακας 3.4: Τύποι διεργασιών στο κάθε επίπεδο**

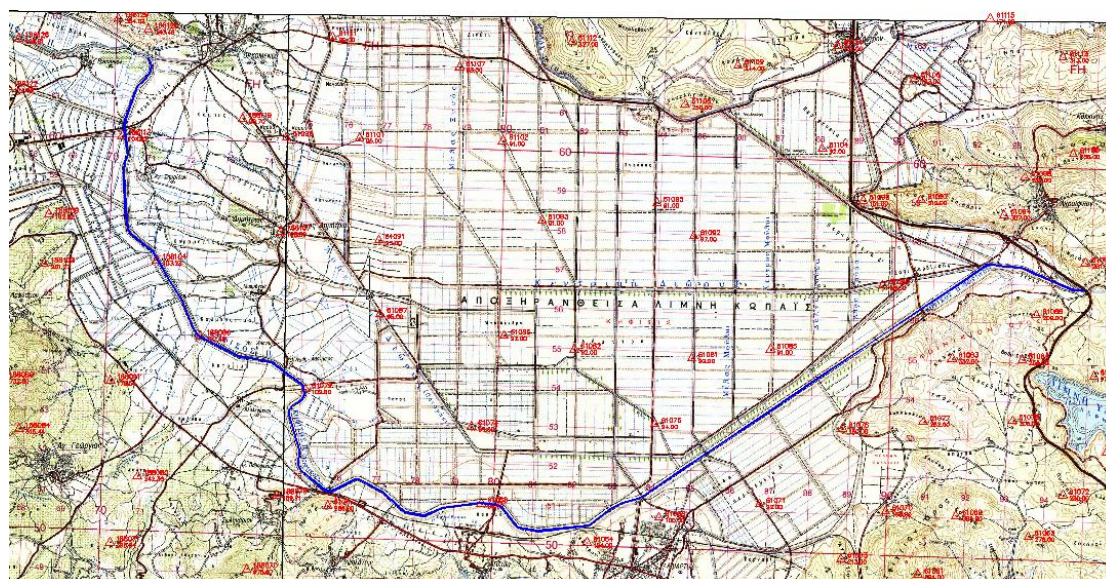
επίπεδα μοντέλου	1	2	3	4	5	6
διεργασίες						
επαναερισμός	x	x	x	x	x	x
αποικοδόμηση οργανικού υλικού						
α) άμεση κατανάλωση οξυγόνου	x	x	x	-	-	-
β) άμεση και καθυστερημένη κατανάλωση οξυγόνου	-	-	-	-	x	x
αλληλεπίδραση με ιζήματα πυθμένα	-	x	-	x	x	x
νιτροποίηση	-	-	x	x	-	x
απονιτροποίηση	-	-	-	x	-	x
διεργασίες φωσφόρου στο νερό	x	x	x	x	x	x
αλληλεπίδραση φωσφόρου με ιζήματα πυθμένα	x	x	x	x	x	x
αποδόμηση κολοβακτηριδίων	x	x	x	x	x	x

## 4 ΕΦΑΡΜΟΦΗ ΛΟΓΙΣΜΙΚΟΥ MIKE 11/ECO LAB

### 4.1 Υδροδυναμικό μοντέλο

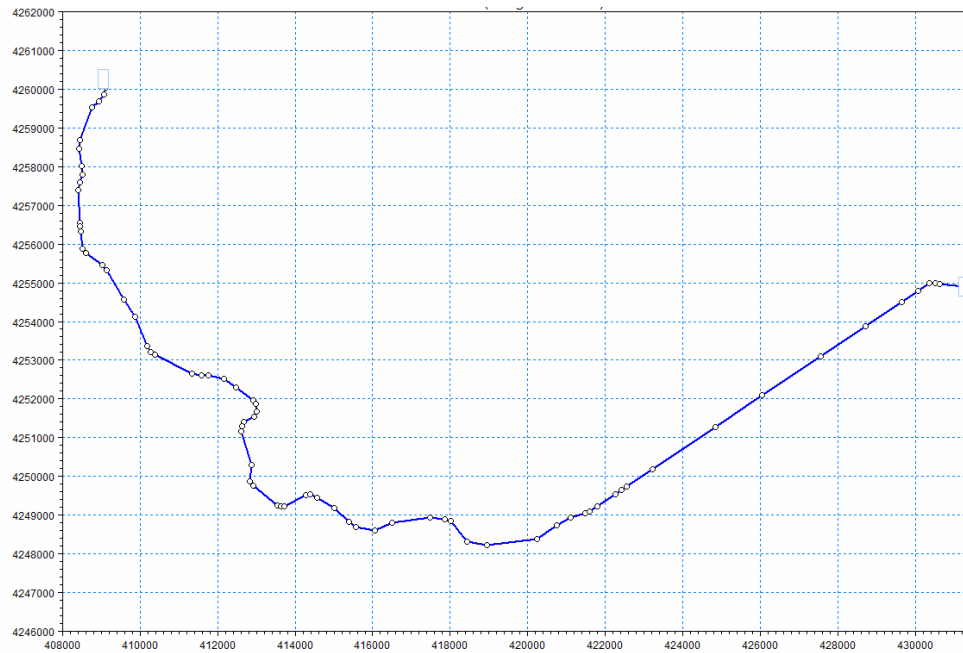
#### 4.1.1. Υδρογραφικό δίκτυο

Το μοντέλο MIKE χρειάζεται την εισαγωγή ενός Ψηφιακού Μοντέλου Εδάφους που θα αποτελέσει το υδρογραφικό δίκτυο της υπό εξέταση περιοχής. Στην εργασία χρησιμοποιήθηκε το Ψηφιακό Μοντέλο Εδάφους του Κάτω Ρου του Βοιωτικού Κηφισού. Για την ψηφιοποίηση του υδρογραφικού δικτύου στο MIKE 11 απαιτούνται οι συντεταγμένες X, Y της περιοχής που θα μελετηθεί. Η εισαγωγή των δεδομένων εισόδου στην φόρμα εισαγωγής στοιχείων του υδρογραφικού δικτύου έγινε χειροκίνητα. Το σύστημα συντεταγμένων που χρησιμοποιήθηκε είναι το ΕΓΣΑ'87. Τα παραπάνω δεδομένα προέρχονται από προηγούμενη μεταπτυχιακή εργασία της κυρίας Τσιγαρίδα Αναστασίας με θέμα «Προσομοίωση ποιοτικών χαρακτηριστικών ποταμού μέσω του λογισμικού MIKE 11/ ECO Lab» (2013)



Σχήμα 4.1. Χάρτης της Κωπαΐδας σε κλίμακα 1:50.000 (Πηγή: ΓΥΣ)

Μετά την εισαγωγή των δεδομένων εισόδου (X, Y, ΕΓΣΑ'87) στο MIKE ακολούθησε η χάραξη του άξονα του ποταμού, όπως φαίνεται στο Σχήμα 4.2:



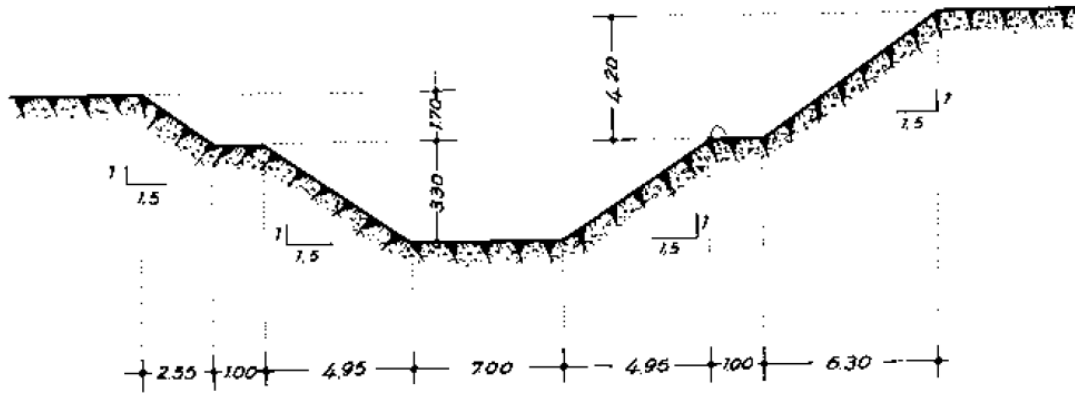
**Σχήμα 4.2. Άξονας του ποταμού Β. Κηφισού.**

Σημειώνεται ότι ο παραπόταμος Έρκυνα στον οποίο βρίσκονται εγκατεστημένες μια ΕΕΛ και μια βιομηχανία δεν σχεδιάστηκε ως παραπόταμος αλλά θα εισαχθεί στο μοντέλο ως σημειακή πηγή και θα εξεταστεί μόνο όσον αφορά στις πιέσεις που εισάγει στον κεντρικό ποταμό Κηφισό. Η επιλογή αυτή οφείλεται σε έλλειψη στοιχείων όσον αφορά στη γεωμορφολογία του παραποτάμου και στην αποφυγή ένταξης στο μοντέλο επιπλέον ασαφειών και υποθέσεων

#### 4.1.2 Διατομές ποταμού (Cross sections)

##### Μορφολογικά στοιχεία διατομών

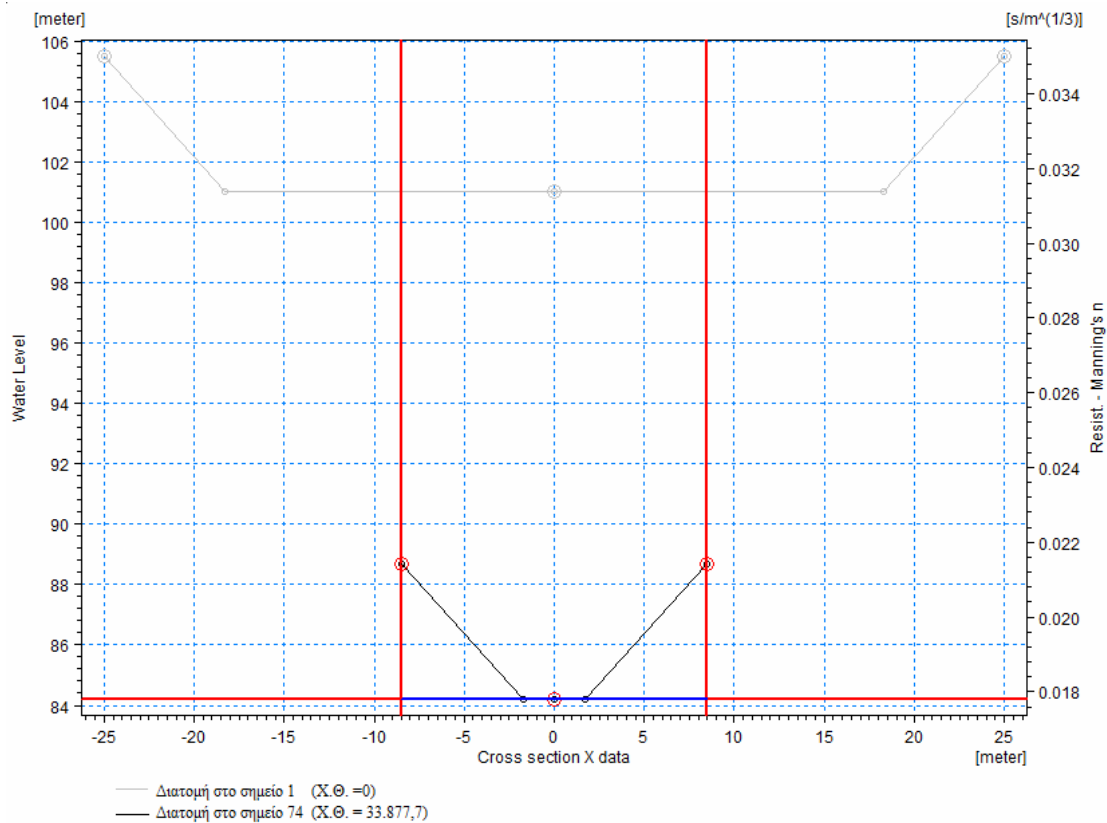
Το τμήμα του Β. Κηφισού ποταμού που χρησιμοποιήθηκε ως δίκτυο αναφοράς στις εφαρμογές που ακολουθούν είναι διευθετημένο με αποτέλεσμα οι διατομές του να είναι καθορισμένες. Όπως φαίνεται και στο Σχήμα 4.3, η τυπική διατομή στο ύψος της διώρυγας Καρδίτσας έχει σύνθετο τραπεζοειδές σχήμα (Σ.Μ. Παπαλεξίου και Α. Ευστρατιάδης, 2009·Μαμάσης Ν. και Κουτσογιάννης Δ., 2004).



**Σχήμα 4.3. Τυπική διατομή Βοιωτικού Κηφισού στο ύψος της διώρυγας Καρδίτσας.**

Επειδή δεν βρέθηκαν πληροφορίες για τη διατομή του ποταμού σε άλλα σημεία εκτός της διώρυγας Καρδίτσας, θεωρήθηκε ότι η διατομή στα υπόλοιπα σημεία του ποταμού, από τον Ορχομενό μέχρι τη διώρυγα Καρδίτσας, έχει το ίδιο τραπεζοειδές σχήμα. Έγινε βέβαια τροποποίηση, ώστε να ανταποκρίνεται στο εκάστοτε πλάτος κατά μήκος του ποταμού. (Τσιγαρίδα, 2013)

Στο Σχήμα 4.4 φαίνεται η απλοποιημένη τυπική διατομή που εισήχθη στο μοντέλο στην αρχή του δικτύου (πρώτο σημείο, Χ.Θ. = 0) και στο τέλος του δικτύου (σημείο 74, Χ.Θ. = 33.877,7).



**Σχήμα 4.4. Τυπικές διατομές Κηφισού στα σημεία 1 ( $X.\Theta=0$ ) και 74 ( $X.\Theta=33877.7$ ).**

Εκτός από την εισαγωγή των γεωμετρικών στοιχείων των διατομών απαιτείται από το MIKE και ο ορισμός των βασικών σημείων της κάθε διατομής. Ορίστηκαν το αριστερό και δεξί ανάχωμα και το χαμηλότερο σημείο σε κάθε διατομή, όπως φαίνεται στο Σχήμα 4.4

#### Συντελεστές τραχύτητας

Η επιλογή κατάλληλου συντελεστή τραχύτητας παίζει καθοριστικό ρόλο στην ορθή λειτουργία του μοντέλου. Σύμφωνα με τον Chow et al. (1988) μια προσέγγιση του συντελεστή Manning σε ένα ποταμό ή σε ένα τμήμα του, μπορεί να γίνει με βάση κάποια χαρακτηριστικά του (ποιότητα πρανών, ύπαρξη βλάστησης στις όχθες, κ.α). Για τον Β. Κηφισό μπορεί, κατά παραδοχή, να επιλεγθεί συντελεστής Manning  $n$  ίσος με 0.035.

Εξάιρεση αποτελεί του τελευταίο τμήμα του Κηφισού, περίπου στο ύψος της διώρυγας Καρδίτσας, στο οποίο η διατομή είναι διαμορφωμένη με μπετόν και επομένως μπορεί να θεωρηθεί τιμή Manning  $n$  ίση με 0.02 . Τα στοιχεία αυτά



συμφωνούν και με τη μελέτη των Μαμάσης Ν., Κουτσογιάννης Δ. (2004) όπου αναφέρεται ότι το 1978 είχε εκτιμηθεί, με βάση μόνο μια υδρομέτρηση στη διώρυγα Καρδίτσας, ο συντελεστής τραχύτητας Manning M ίσος με 55 ή αλλιώς Manning n ίσος με 0.018.

#### 4.1.3 Οριακές συνθήκες (Boundary Conditions)

Στις εφαρμογές ορίστηκαν ως σημεία εισόδου και εξόδου τα σημεία στις χιλιομετρικές θέσεις 0 m και 33.877,7 m αντίστοιχα. Στην είσοδο ορίζεται κάθε φορά η επιλεγμένη παροχή ενώ στην έξοδο η καμπύλη παροχών – στάθμης νερού. Σημειώνεται ότι για την κατάρτιση των καμπύλων αυτών έχει θεωρηθεί συντελεστής τραχύτητας  $M=55$ .

Σύμφωνα με το Σχέδιο Διαχείρισης των Λεκανών Απορροής Ποταμών του Υδατικού Διαμερίσματος Ανατολικής Στερεάς Ελλάδας (ΥΠΕΚΑ, 2013) η φυσική ετήσια παροχή του Κηφισού κατάντη του Ορχομενού είναι  $12,3\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Η παροχή αυτή χρησιμοποιήθηκε ως παροχή αναφοράς για τις προσομοιώσεις της παρούσας εργασίας.

Σε περίπτωση που τα στοιχεία είναι ανεπαρκή και επομένως δεν είναι δυνατός ο ορισμός καμπύλης παροχής-στάθμης από το χρήστη, το MIKE έχει τη δυνατότητα να υπολογίζει ενδεικτική καμπύλη παροχής-στάθμης αρκεί ο χρήστης να έχει ορίσει παροχή στην είσοδο, συντελεστή τριβής Manning και διατομές.

Στις οριακές συνθήκες του μοντέλου εισάγεται επίσης ως σημειακή πηγή ο ποταμός Έρκυνα στη Χ.Θ. = 3.929,49 m με παροχή  $0,4\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ .



**Σχήμα 4.5. Ενδεικτική θέση της σημειακής πηγής ως προς το ποτάμι.**

Σημειώνεται ότι λόγω των ελλিপών στοιχείων και των παραδοχών που έχουν γίνει (υψόμετρα, μορφολογικά χαρακτηριστικά διατομών, συντελεστές Manning) για τον

σχεδιασμό του υδρογραφικού δικτύου του Βοιωτικού Κηφισού αυτό χρησιμοποιείται με επιφύλαξη για την εφαρμογή των μοντέλων AD και ECO Lab.

#### 4.1.4 Υδροδυναμικές παράμετροι (Hydrodynamic Conditions)

Οι βασικές παράμετροι που ορίστηκαν στο MIKE 11 είναι η χρήση του δυναμικού κύματος για την προσομοίωση, η τιμή της alpha παραμέτρου η οποία τέθηκε ίση με 1 και η delta ως 0.5, οι οποίες προτείνονται από το MIKE. Οι υπόλοιπες παράμετροι είναι ορισμένες από το MIKE και απαιτείται η προσαρμογή τους κατά τη ρύθμιση του μοντέλου. (Τσιγαρίδα, 2013)

#### 4.1.5 Συνθήκες προσομοίωσης υδροδυναμικού μοντέλου

Οι προσομοιώσεις έγιναν με χρονικό βήμα  $\Delta t = 30\text{sec}$  και μέγιστη απόσταση  $\Delta x = 300\text{m}$ . Η επιλογή των τιμών αυτών έγιναν έτσι ώστε το μοντέλο να ικανοποιεί τη συνθήκη του αριθμού Courant ( $Cr \leq 1$ ) και παράλληλα ο συνολικός χρόνος προσομοίωσης και η μέγιστη απόσταση υπολογισμών ( $\Delta x$ ) να είναι ικανοποιητικοί.

## 4.2 Μοντέλο διασποράς

Στη συνέχεια προστέθηκε στο γενικό μοντέλο και το μοντέλο AD. Το υδρογραφικό δίκτυο είναι το ίδιο με το μοντέλο HD. Στο μοντέλο AD ορίζεται επιπλέον ο συντελεστής διασποράς. Σύμφωνα με την ανάλυση ευαισθησίας που πραγματοποιήθηκε, στα πλαίσια της μεταπτυχιακή εργασία της κυρίας Τσιγαρίδα (2013), αποδεκτά αποτελέσματα δίνουν όλοι οι συντελεστές διασποράς εκτός πολύ μικρών ή πολύ μεγάλων τιμών. Επιλέχθηκε τιμή συντελεστή διασποράς ίση με 50. Ο συντελεστής διασποράς αποτελεί και τη βασική παράμετρο που χρησιμοποιείται για την βαθμονόμηση του μοντέλου μεταφοράς-διασποράς.

## 4.3 Ποιοτικό Μοντέλο Ecolab

### 4.3.1 Ανάλυση Ευαισθησίας

Όπως έχει ήδη αναφερθεί το ποιοτικό μοντέλο ECOLAB μπορεί να προσαρμοστεί σε διαφορετικά επίπεδα ανάλογα με τις διεργασίες που περιλαμβάνει. Για την αξιολόγηση της επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων των διεργασιών του μοντέλου, στις συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου DO, του οργανικού υλικού BOD και στις συγκεντρώσεις των διαφόρων μορφών αζώτου (αμμωνιακά, νιτρικά) έγινε ανάλυση ευαισθησίας στα διάφορα επίπεδα του μοντέλου (1-4).

Οι συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου (DO), του οργανικού υλικού (BOD), των αμμωνιακών (NH<sub>4</sub>-N), των νιτρικών (NO<sub>3</sub>-N) και οι παροχές στην αρχή του ποταμού, στο τέλος του ποταμού (X.Θ = 33877.76) και στη σημειακή πηγή (X.Θ = 3929.49) και οι συνθήκες προσομοίωσης παρουσιάζονται στους παρακάτω πίνακες:

**Πίνακας 4.1: Δεδομένα εισόδου μοντέλου**

**Στη XΘ = 0 (αρχή ποταμού):**

$Q_r = 12,3 \text{ m}^3/\text{s}$

$BOD_r = 1,8 \text{ mg/l}$

$DO_r = 9,55 \text{ mg/l}$

$NH_4-N_r = 0,5 \text{ mg/l}$

$NO_3-N_r = 0,2 \text{ mg/l}$

$T = 16 \text{ }^\circ\text{C}$

Οι παραπάνω τιμές επιλέχθηκαν για όλο το μήκος του ποταμού

**Στη XΘ = 3929.49:**

$Q_p = 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$

$BOD_p = 50 \text{ mg/l}$

$DO_p = 4 \text{ mg/l}$

$NH_4-N_p = 10 \text{ mg/l}$

$NO_3-N_p = 7 \text{ mg/l}$

**Πίνακας 4.2: Συνθήκες προσομοίωσης ποιοτικού μοντέλου.**

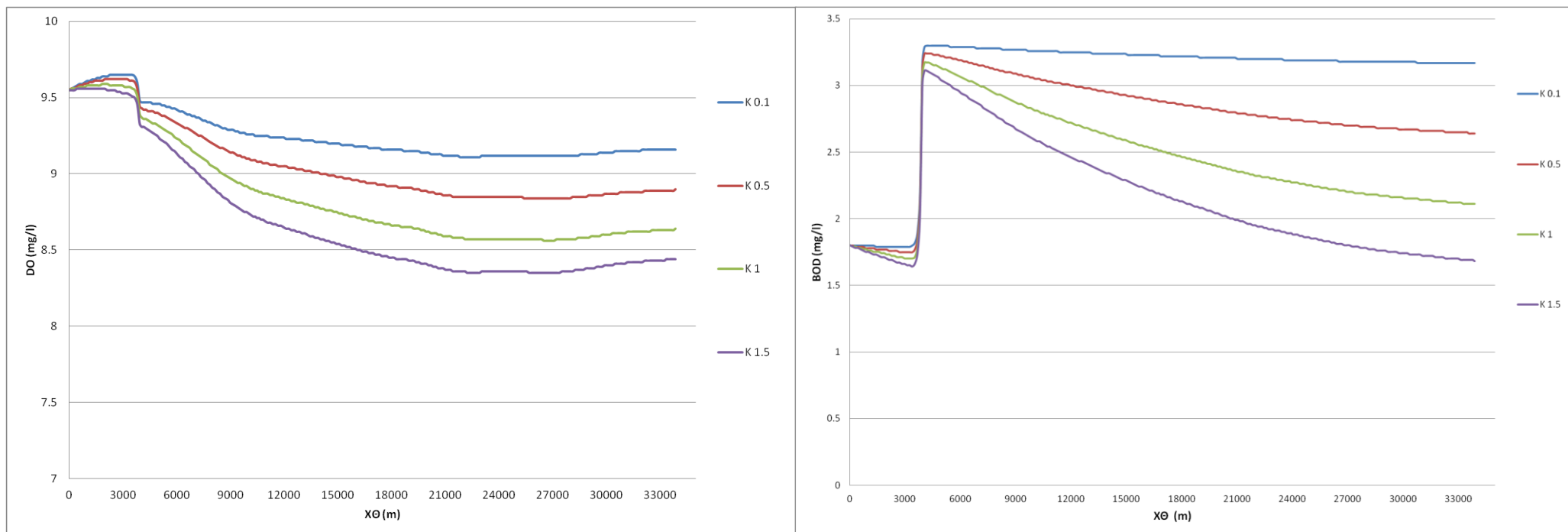
Παράμετρος	Τιμή
Μοντέλο	ECOLAB
Χρόνος προσομοίωσης (d)	5 μέρες
Χρονικό βήμα (s)	30
Max Δx (m)	300

## **Level 1**

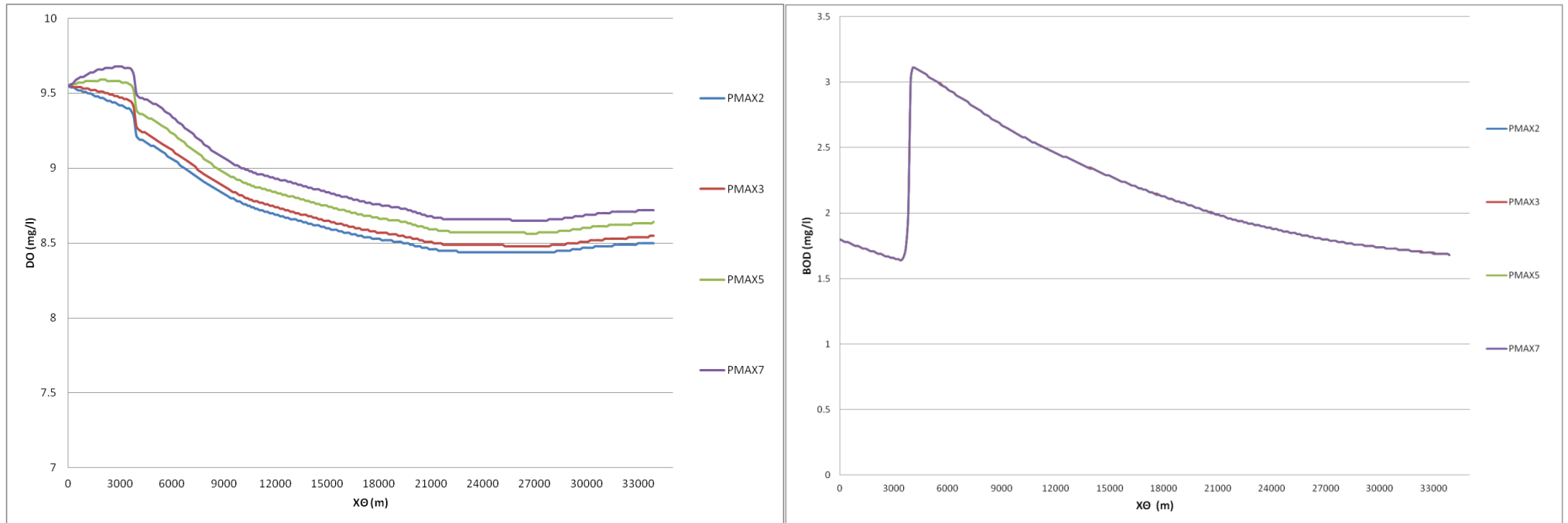
Στο Level 1 πραγματοποιήθηκαν διαδοχικές προσομοιώσεις για διάφορες τιμές των εξής παραμέτρων:

- ✓ Σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης στους 20 °C  $K_3$  (1/day) για τις τιμές:  
0,1-0,5-1-1,5
- ✓ Ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές: 2-3-5-7
- ✓ Ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές:  
1-3-5

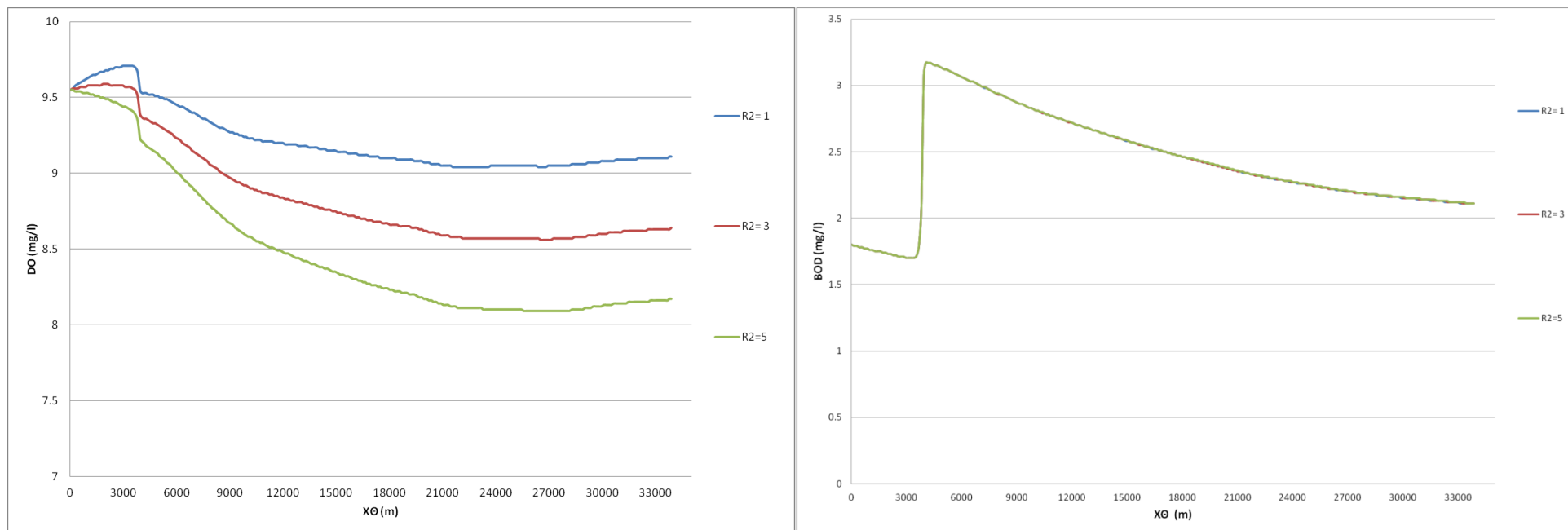
και εξετάστηκε η χωρική κατανομή του DO και του BOD μετά το πρώτο 24ωρο της προσομοίωσης όπου έχουν αποκατασταθεί μόνιμες συνθήκες. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων αυτών παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα:



**Διάγραμμα 4.1: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές της σταθεράς διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  (1/day):**



**Διάγραμμα 4.2: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές του ρυθμού παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ )**



**Διάγραμμα 4.3: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές του ρυθμού αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ):**

Από τα παραπάνω διαγράμματα προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Επίδραση  $K_3$

Η μεταβολή της σταθεράς  $K_3$  επηρεάζει αρκετά τη συγκέντρωση του DO και πολύ περισσότερο του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση της σταθεράς  $K_3$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO και του BOD. Αυτό είναι αναμενόμενο καθώς, ο ρυθμός της διεργασίας αποδόμησης του οργανικού άνθρακα είναι ανάλογος της σταθεράς  $K_3$ .

- Επίδραση  $P_{max}$

Ο ρυθμός παραγωγής επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ενώ η συγκέντρωση του BOD δεν επηρεάζεται. Συγκεκριμένα όσο αυξάνεται ο ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση ( $gO_2/m^2/day$ )  $P_{max}$  αυξάνεται και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου.

- Επίδραση  $R_2$

Όσο ο ρυθμός αναπνοής  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ) αυξάνεται η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται αφού το οξυγόνο καταναλώνεται από τα φυτά και τα βακτήρια ενώ η συγκέντρωση του BOD παραμένει σταθερή. Συμπεραίνεται λοιπόν πως η βιολογική διεργασία της αναπνοής επηρεάζει μόνο το διαλυμένο οξυγόνο και όχι το οργανικό φορτίο.

Στον παρακάτω πίνακα φαίνεται αναλυτικά τα ποσοστά επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων στο DO και στο BOD.

**Πίνακας 4.3: Επίδραση της μεταβολής των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO και BOD**

Επίπεδο 1								
	Μεταβολή $K_3$	Επίδραση		Μεταβολή $P_{ma}$	Επίδραση <sub>x</sub>		Μεταβολή $R_2$	Επίδραση
<b>DO</b>	-90%	55%	<b>DO</b>	-60%	-13%	<b>DO</b>	-66%	48%
	-50%	28%		-40%	-8%		66%	-47%
	50%	-21%		40%	9%			
<b>BOD</b>	-90%	94%	<b>BOD</b>	-60%	0%	<b>BOD</b>	-66%	0%
	-50%	48%		-40%	0%		66%	0%
	50%	-40%		40%	0%			

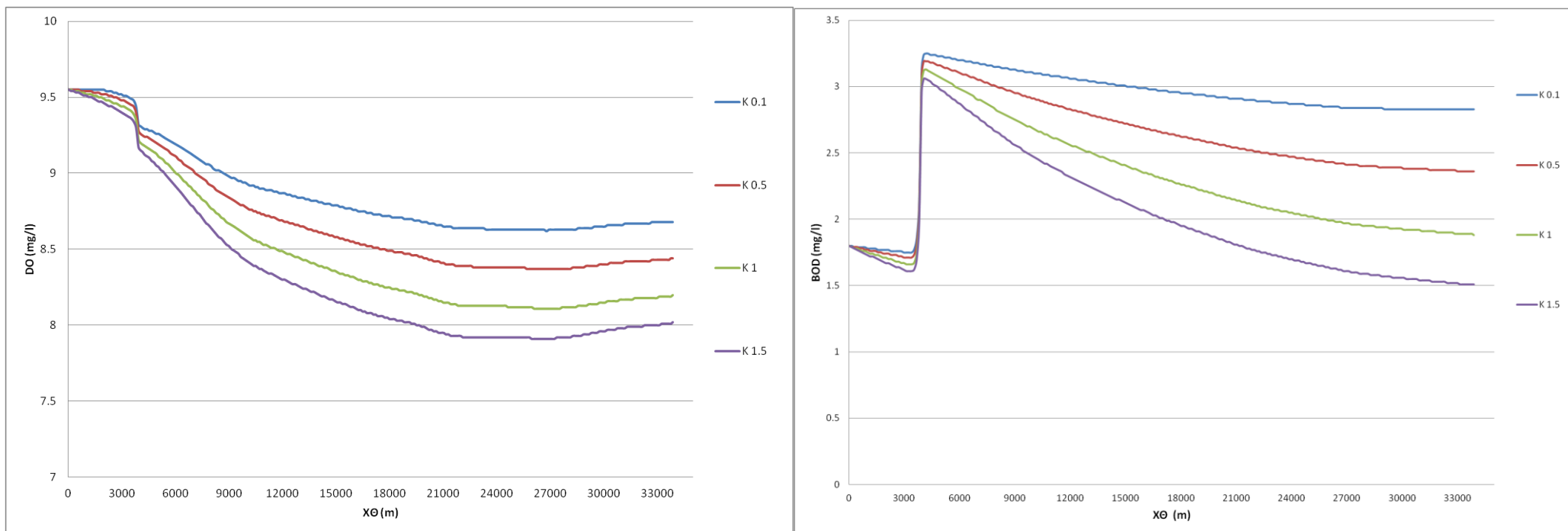


## Level 2

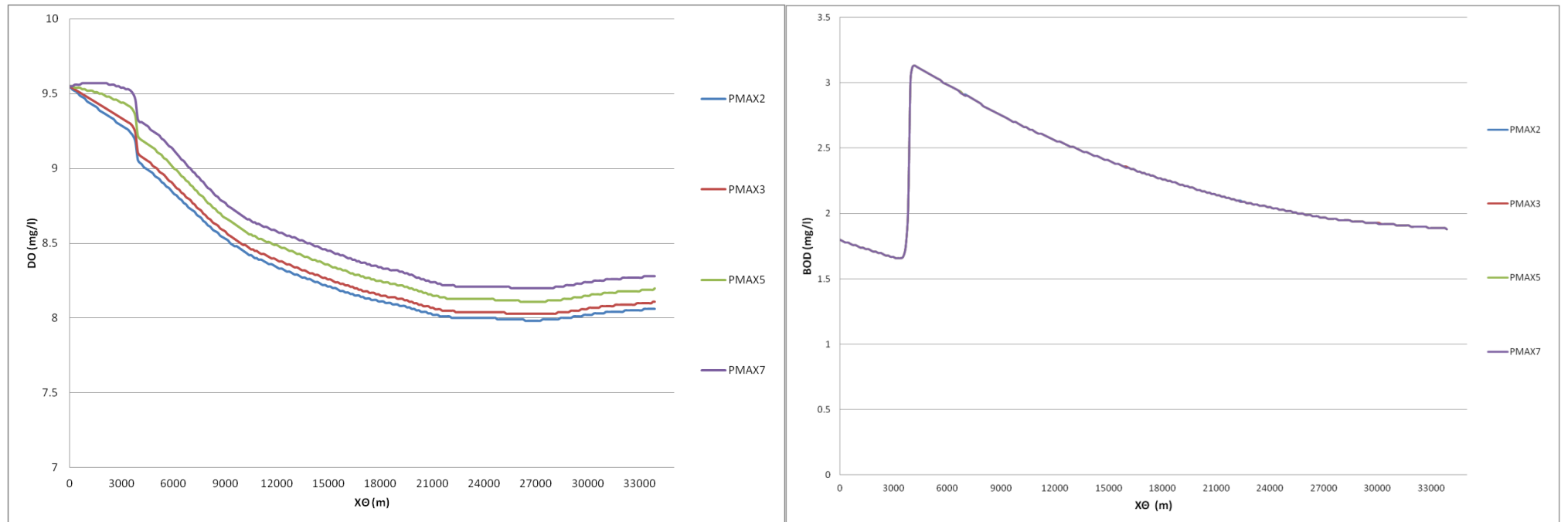
Στο Level 2 πραγματοποιήθηκαν διαδοχικές προσομοιώσεις για διάφορες τιμές των εξής παραμέτρων:

- ✓ Σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης στους 20 °C  $K_3$  (1/day) για τιμές:  
0,1-0,5-1-1,5
- ✓ Ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές: 2-3-5-7
- ✓ Ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές:  
1-3-5
- ✓ Ρυθμός καθίζησης για το BOD  $K_5$  (m/day) για τιμές:  
0,07-0,2-0,5-0,7
- ✓ Ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές:  
0,5-1,5-3

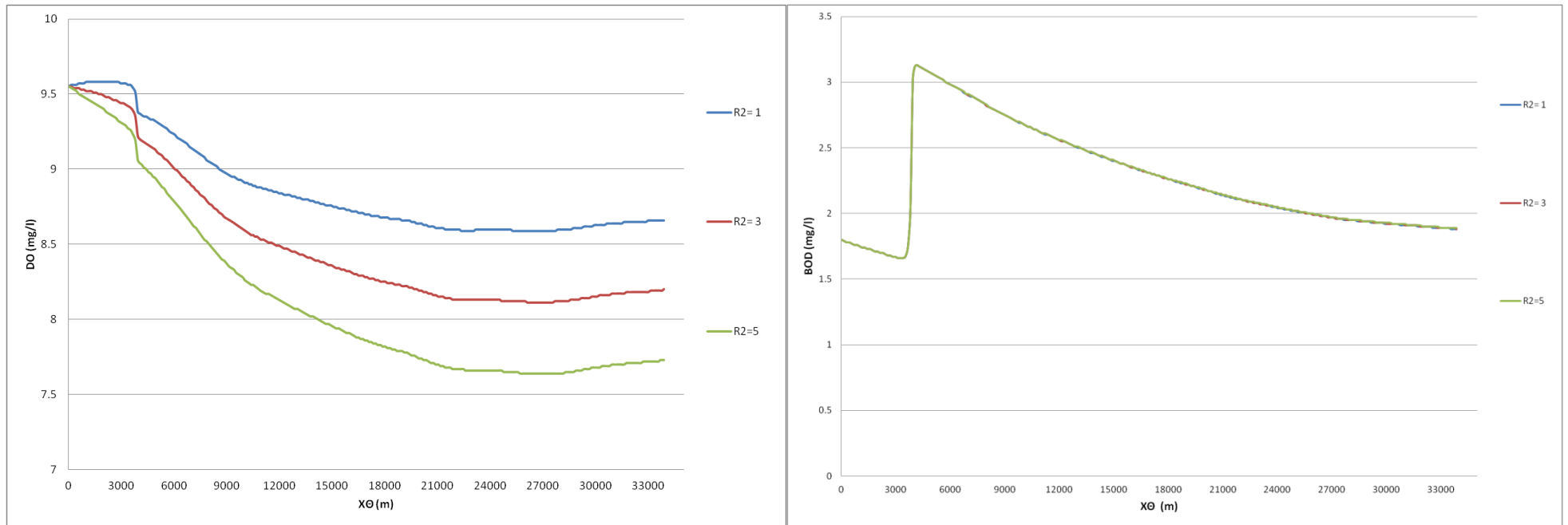
και εξετάστηκε η χωρική κατανομή του DO και του BOD μετά το πρώτο 24ωρο της προσομοίωσης όπου έχουν αποκατασταθεί μόνιμες συνθήκες. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων αυτών παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα



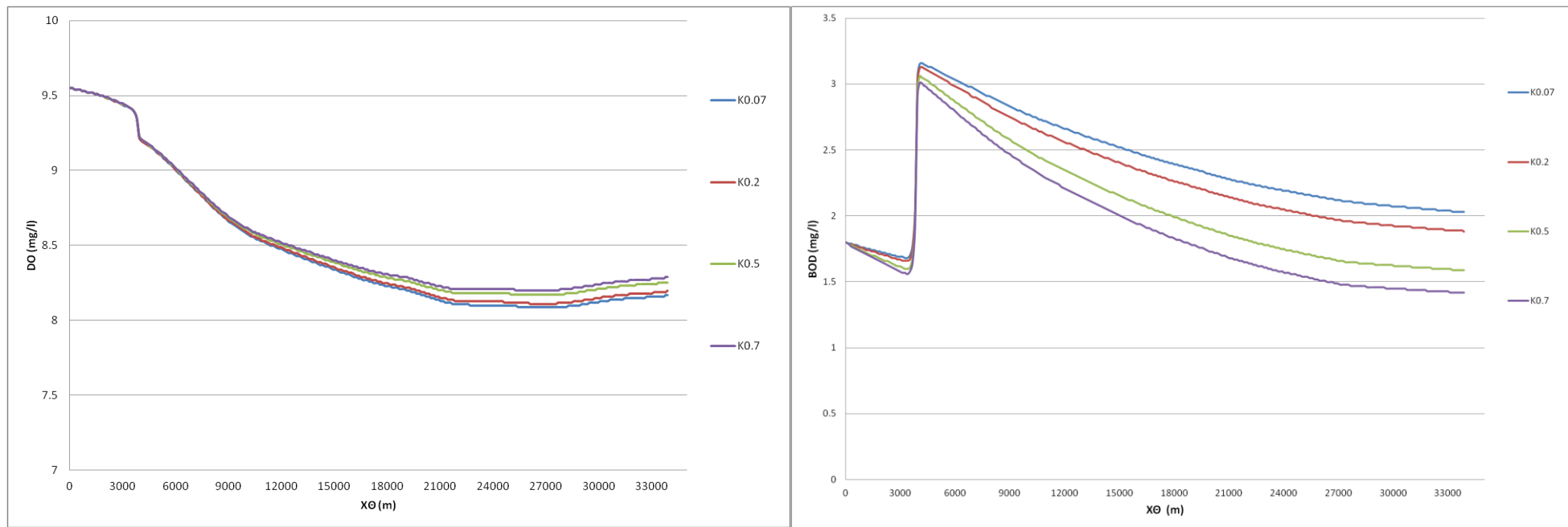
**Διάγραμμα 4.4: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές της σταθεράς διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  (1/day):**



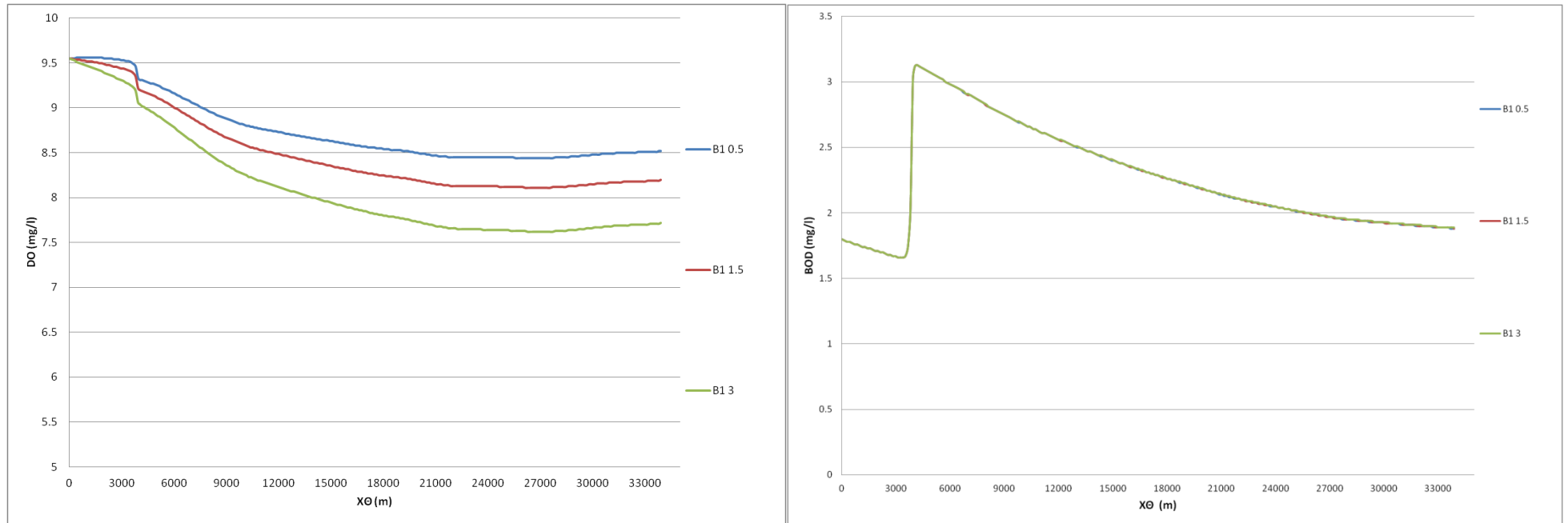
**Διάγραμμα 4.5: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές του ρυθμού παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ )**



**Διάγραμμα 4.6: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές του ρυθμού αναπνοής,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ):**



**Διάγραμμα 4.7: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές του ρυθμού καθίζησης για της οργανικής ύλης  $K_5$  (m/day)**



**Διάγραμμα 4.8: Χωρική διακύμανση DO, BOD για διάφορες τιμές της ζήτησης οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ )**

Από τα παραπάνω διαγράμματα προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Επίδραση  $K_3$

Η μεταβολή της σταθεράς  $K_3$  επηρεάζει αρκετά τη συγκέντρωση του DO και πολύ περισσότερο του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση της σταθεράς  $K_3$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO και του BOD. Αυτό είναι αναμενόμενο καθώς, ο ρυθμός της διεργασίας αποδόμησης οργανικού άνθρακα είναι ανάλογος της σταθεράς  $K_3$ .

- Επίδραση  $P_{\max}$

Ο ρυθμός παραγωγής επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τη συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ενώ η συγκέντρωση του BOD δεν επηρεάζεται. Συγκεκριμένα όσο αυξάνεται ο ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση ( $gO_2/m^2/day$ )  $P_{\max}$  αυξάνεται και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου.

- Επίδραση  $R_2$

Όσο ο ρυθμός αναπνοής,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ) αυξάνεται η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται αφού το οξυγόνο καταναλώνεται από τα φυτά ενώ η συγκέντρωση του BOD παραμένει σταθερή. Συμπεραίνεται λοιπόν πως η βιολογική διεργασία της αναπνοής επηρεάζει μόνο το διαλυμένο οξυγόνο και όχι το οργανικό φορτίο.

- Επίδραση  $K_5$

Η μεταβολή του ρυθμού καθίζησης της οργανικής ύλης  $K_5$  επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τις συγκεντρώσεις του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση της σταθεράς  $K_5$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του διαλυτού BOD αφού το οργανικό υλικό καθιζάνει. Η συγκέντρωση του DO δεν επηρεάζεται ιδιαίτερα

- Επίδραση  $B_1$

Όσο η ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα αυξάνεται η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται σημαντικά αφού το οξυγόνο καταναλώνεται επιπλέον και για την αποδόμηση του οργανικού υλικού που έχει καθιζάνει. Η συγκέντρωση του BOD δεν επηρεάζεται.

Στον παρακάτω πίνακα φαίνεται αναλυτικά τα ποσοστά επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων στο DO και στο BOD.

Πίνακας 4.4: Επίδραση της μεταβολής των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO και του BOD

Επίπεδο 2														
	Μεταβολή $K_3$	Επίδραση		Μεταβολή $P_{max}$	Επίδραση		Μεταβολή $R_2$	Επίδραση		Μεταβολή $B_1$	Επίδραση		Μεταβολή $K_5$	Επίδραση
<b>DO</b>	-90%	51%	<b>DO</b>	-60%	-13%	<b>DO</b>	-66%	48%	<b>DO</b>	-67%	33%	<b>DO</b>	-65%	-2%
	-50%	26%		-40%	-8%		66%	-47%		100%	-48%		150%	5%
	50%	-20%		40%	9%								250%	9%
<b>BOD</b>	-90%	84%	<b>BOD</b>	-60%	0%	<b>BOD</b>	-66%	0%	<b>BOD</b>	-67%	0%	<b>BOD</b>	-65%	15%
	-50%	43%		-40%	0%		66%	0%		100%	0%		150%	-30%
	50%	-35%		40%	0%								250%	-48%

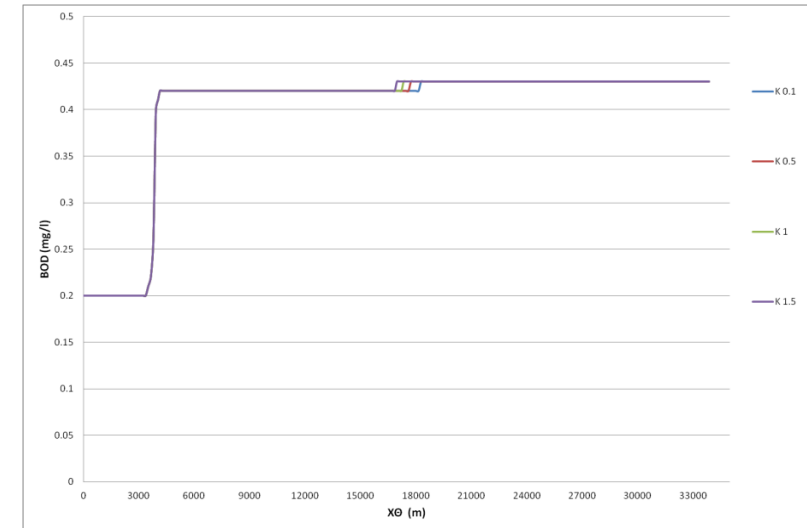
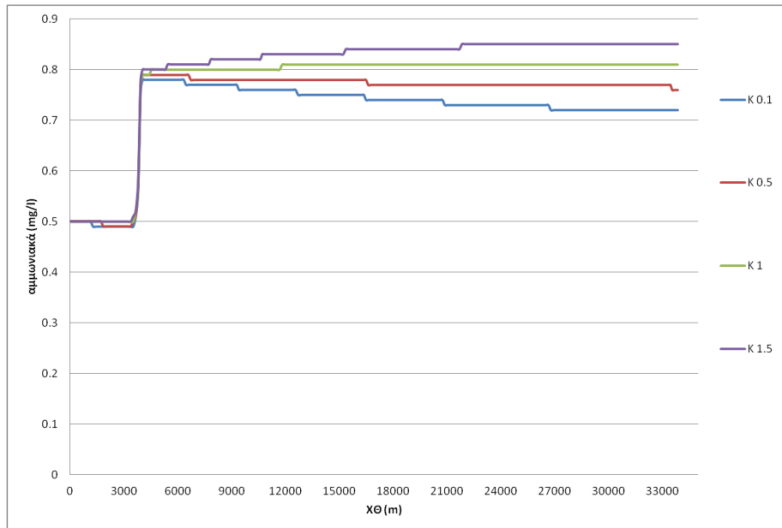
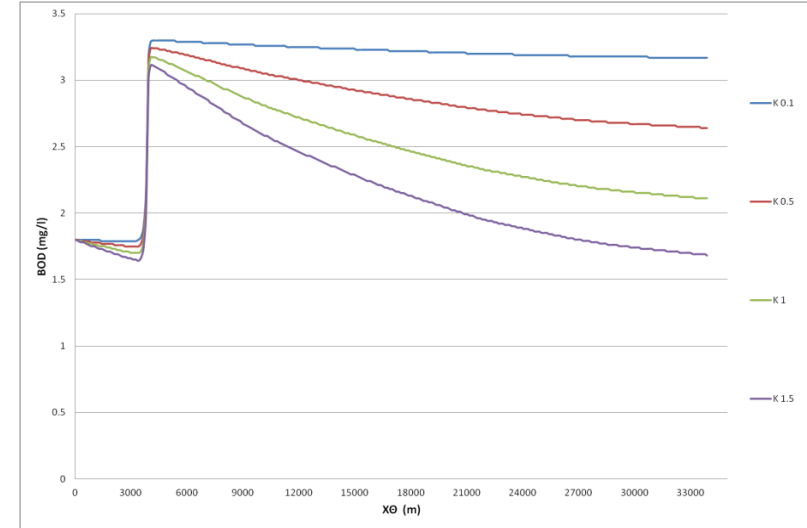
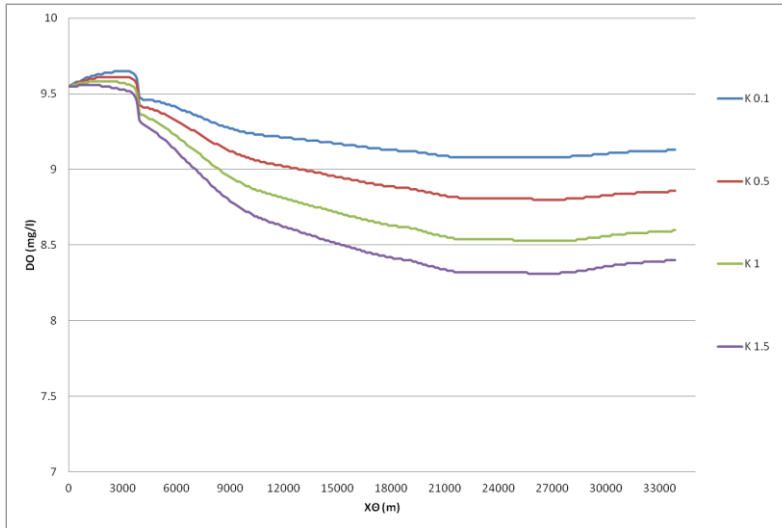


### **Level 3**

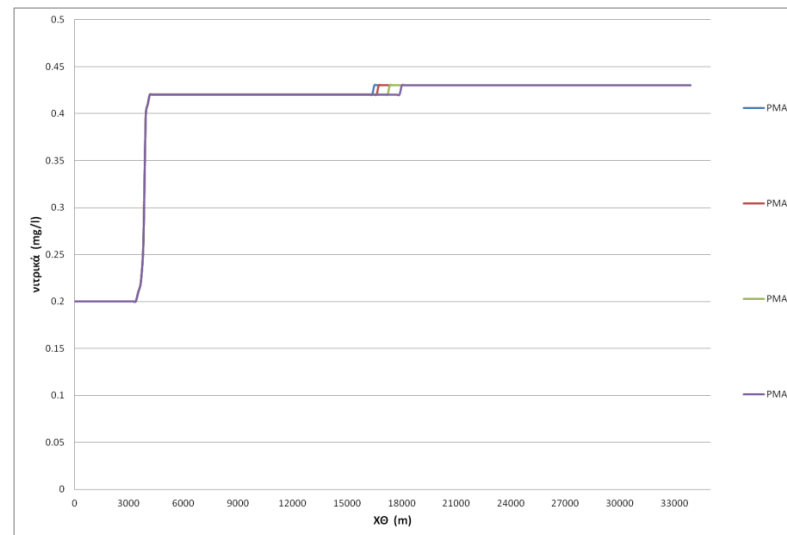
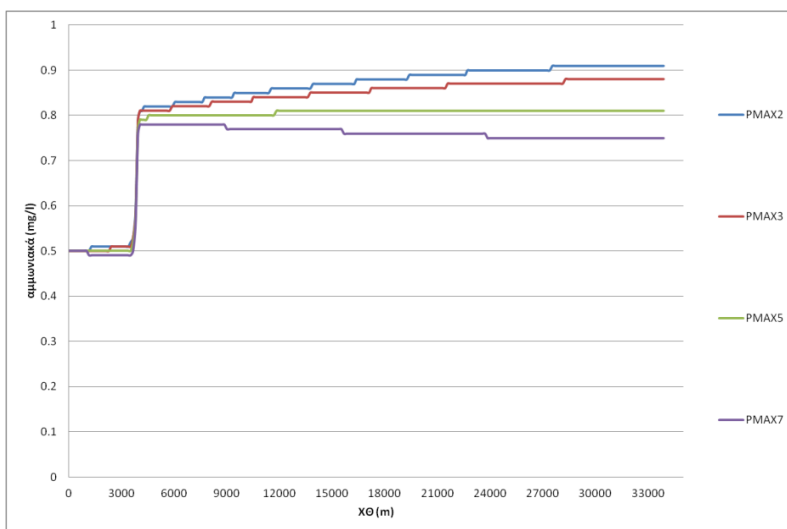
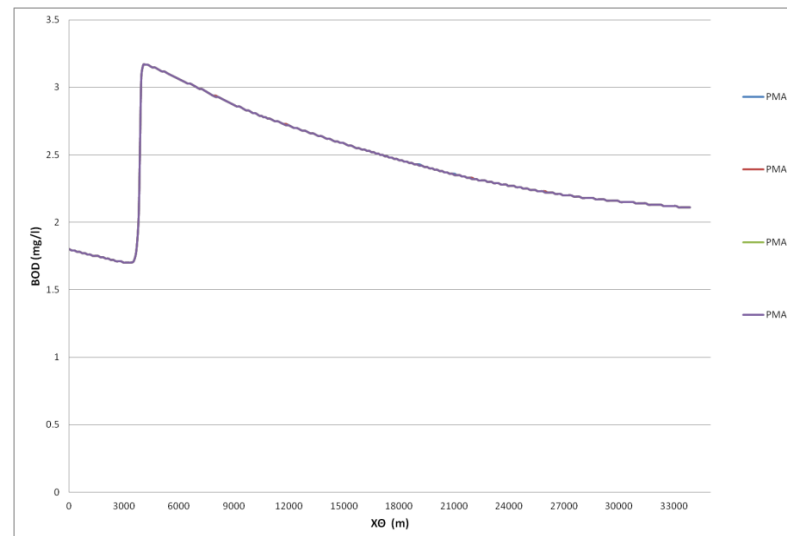
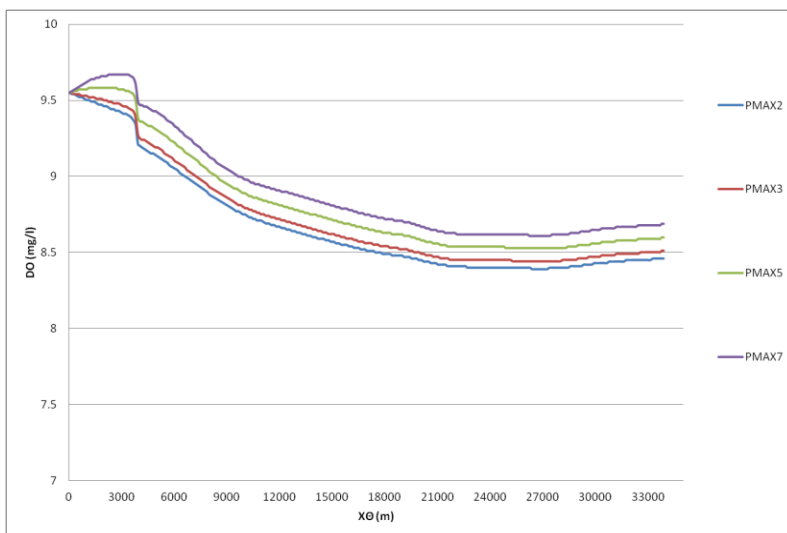
Στο Level 3 πραγματοποιήθηκαν διαδοχικές προσομοιώσεις για διάφορες τιμές των εξής παραμέτρων:

- ✓ Σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  στους 20 °C (1/day) για τιμές:  
0,1-0,5-1-1,5
- ✓ Ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  (gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day) για τιμές: 2-3-5-7
- ✓ Ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  (gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day) για τιμές:  
1-3-5
- ✓ Ρυθμός νιτροποίησης  $K_4$  στους 20 °C (1/day) για τιμές:  
0,05-0,1-0,2-0,3

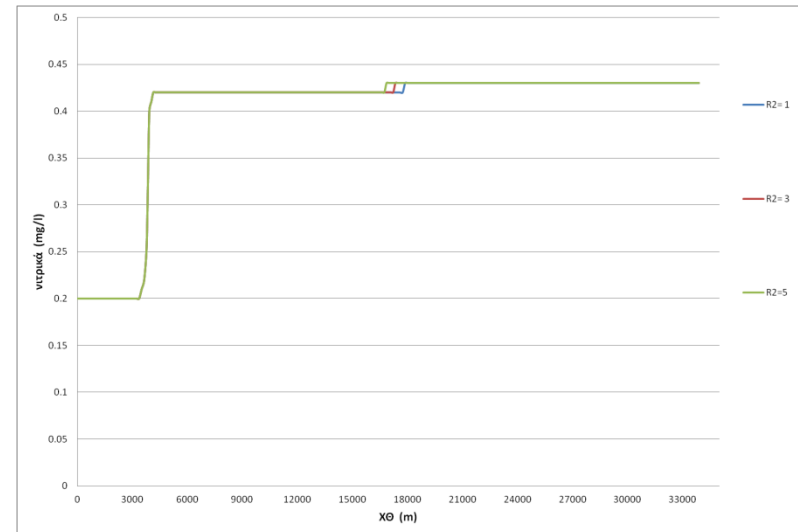
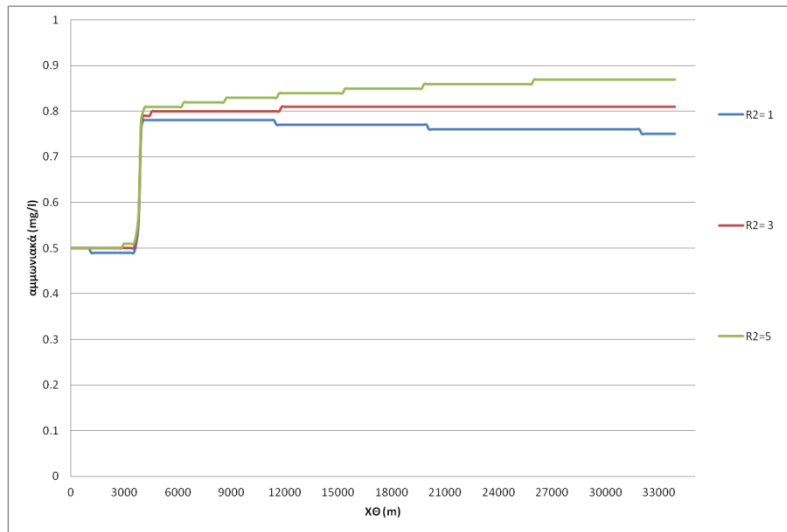
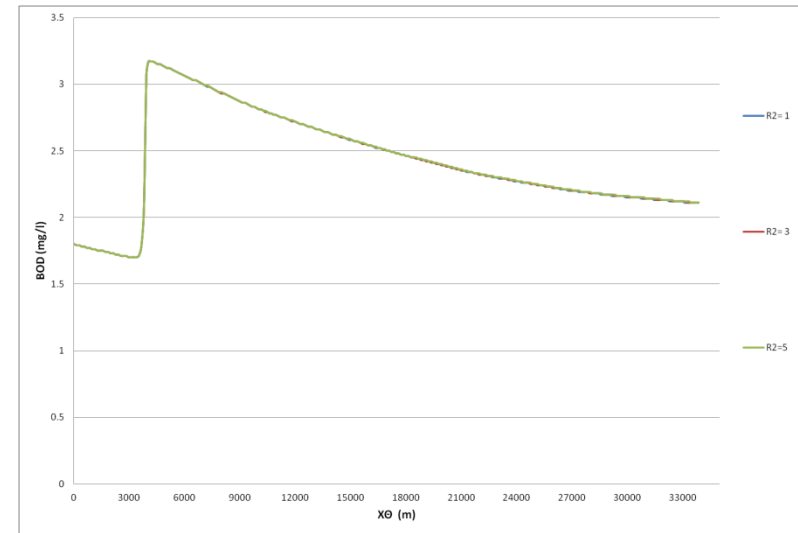
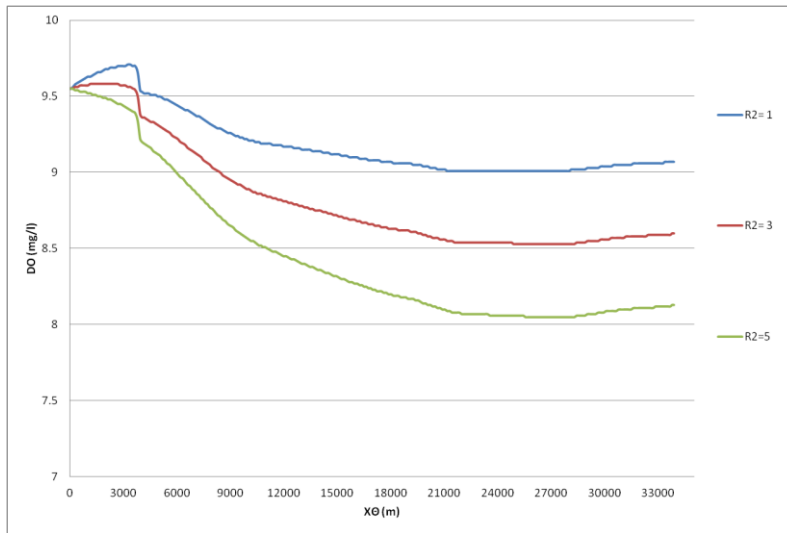
και εξετάστηκε η χωρική κατανομή του DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών μετά το πρώτο 24ωρο της προσομοίωσης όπου έχουν αποκατασταθεί μόνιμες συνθήκες. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων αυτών παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα



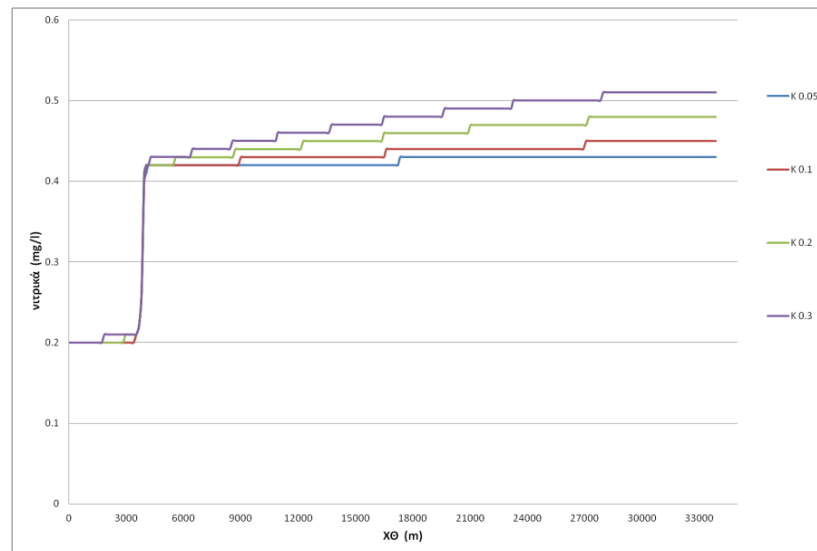
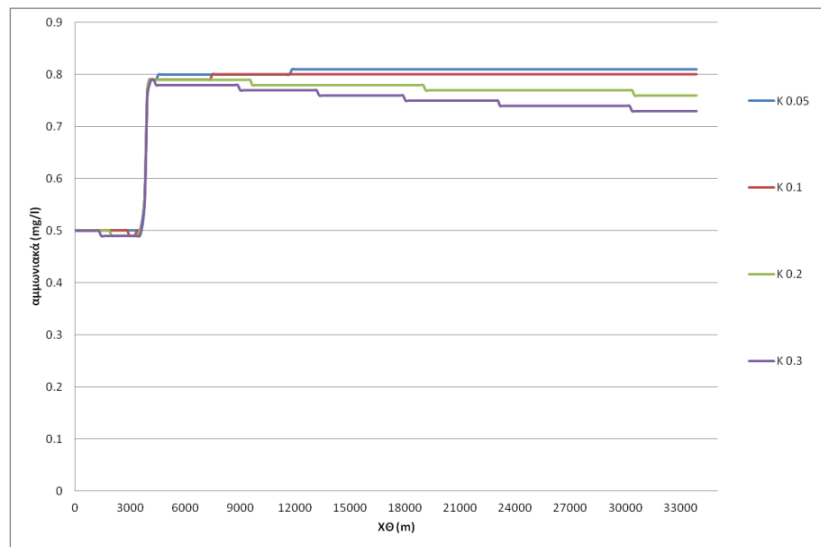
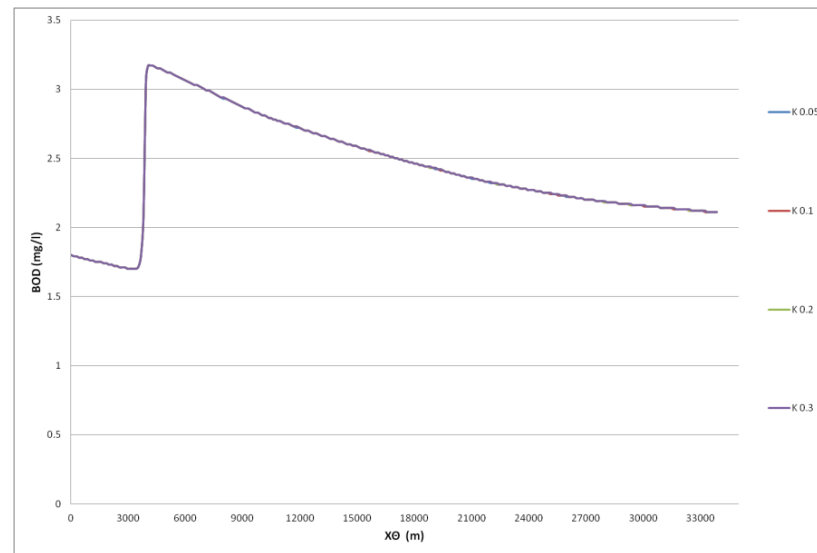
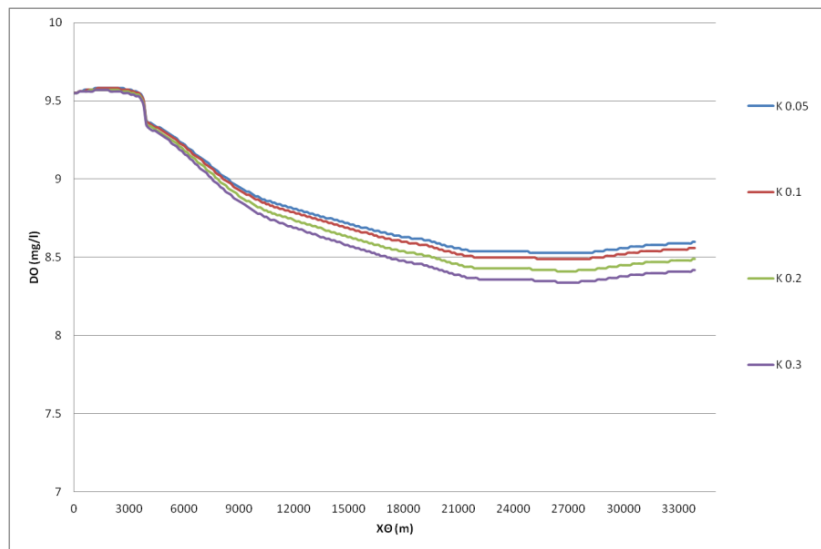
**Διάγραμμα 4.9: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές της σταθεράς διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  (1/day):**



**Διάγραμμα 4.10: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ )**



**Διάγραμμα 4.11: Χωρική διακύμανση DO, BOD αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού αναπνοής,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ):**



**Διάγραμμα 4.12: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  (1/day)**

Από τα παραπάνω διαγράμματα προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Επίδραση  $K_3$

Η μεταβολή της σταθεράς  $K_3$  επηρεάζει αρκετά τη συγκέντρωση του DO και πολύ περισσότερο του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση του  $K_3$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO και του BOD. Αυτό είναι αναμενόμενο καθώς, ο ρυθμός της διεργασίας αποδόμησης οργανικού άνθρακα είναι ανάλογος της σταθεράς  $K_3$ . Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $K_3$  οδηγεί σε μικρή αύξηση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $P_{max}$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι όσο αυξάνεται ο ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ )  $P_{max}$  αυξάνεται και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ενώ η συγκέντρωση του BOD δεν επηρεάζεται. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $P_{max}$  οδηγεί σε μικρή μείωση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $R_2$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι όσο ο ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ) αυξάνεται, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται αφού το οξυγόνο καταναλώνεται από τα φυτά ενώ η συγκέντρωση του BOD παραμένει σταθερή. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $R_2$  οδηγεί σε μικρή αύξηση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $K_4$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι μεταβολή του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τις συγκεντρώσεις του DO. Συγκεκριμένα, αύξηση του συντελεστή  $K_4$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO αφού κατά την νιτροποίηση καταναλώνεται οξυγόνο. Το BOD δεν επηρεάζεται. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  οδηγεί σε μείωση της αμμωνίας και αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών. Αυτό είναι αναμενόμενο αφού όσο αυξάνεται ο ρυθμός που γίνεται η νιτροποίηση τόσο πιο γρήγορα καταναλώνεται η αμμωνία προς παραγωγή νιτρικών.

Στον παρακάτω πίνακα φαίνεται αναλυτικά τα ποσοστά επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων στη συγκέντρωση των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών.

**Πίνακας 4.5: Επίδραση της μεταβολής των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών**

Επίπεδο 3											
	Μεταβολή K <sub>3</sub>	Επίδραση		Μεταβολή P <sub>max</sub>	Επίδραση		Μεταβολή R <sub>2</sub>	Επίδραση		Μεταβολή K <sub>4</sub>	Επίδραση
<b>DO</b>	-90%	55%	<b>DO</b>	-60%	-13%	<b>DO</b>	-66%	48%	<b>DO</b>	-50%	3%
	-50%	28%		-40%	-8%		66%	-47%		100%	-8%
	50%	-21%		40%	9%					200%	-14%
<b>BOD</b>	-90%	94%	<b>BOD</b>	-60%	0%	<b>BOD</b>	-66%	0%	<b>BOD</b>	-50%	0%
	-50%	48%		-40%	0%		66%	0%		100%	0%
	50%	-40%		40%	0%					200%	0%
<b>NH4-N</b>	-90%	-8%	<b>NH4-N</b>	-60%	9%	<b>NH4-N</b>	-66%	-5%	<b>NH4-N</b>	-50%	1%
	-50%	4%		-40%	6%		66%	5%		100%	-3%
	50%	-4%		40%	-6%					200%	-6%
<b>NO3-N</b>	-90%	0%	<b>NO3-N</b>	-60%	0%	<b>NO3-N</b>	-66%	0%	<b>NO3-N</b>	-50%	-1%
	-50%	0%		-40%	0%		66%	0%		100%	3%
	50%	0%		40%	0%					200%	6%

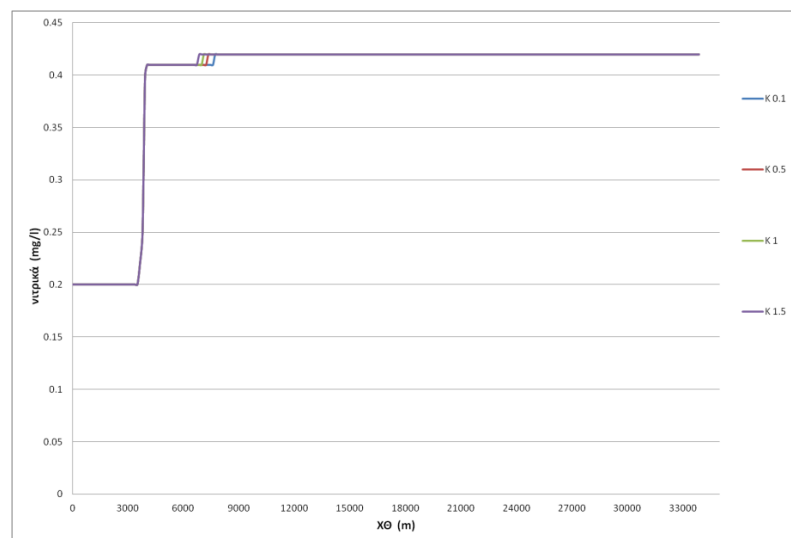
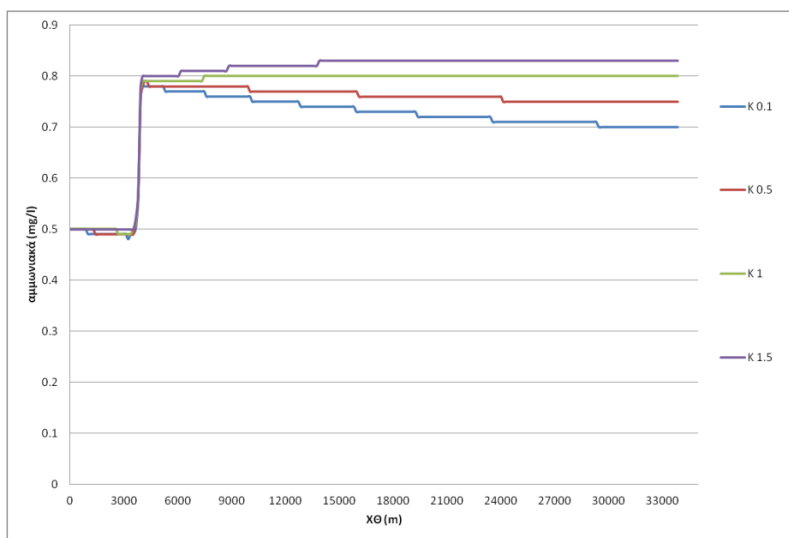
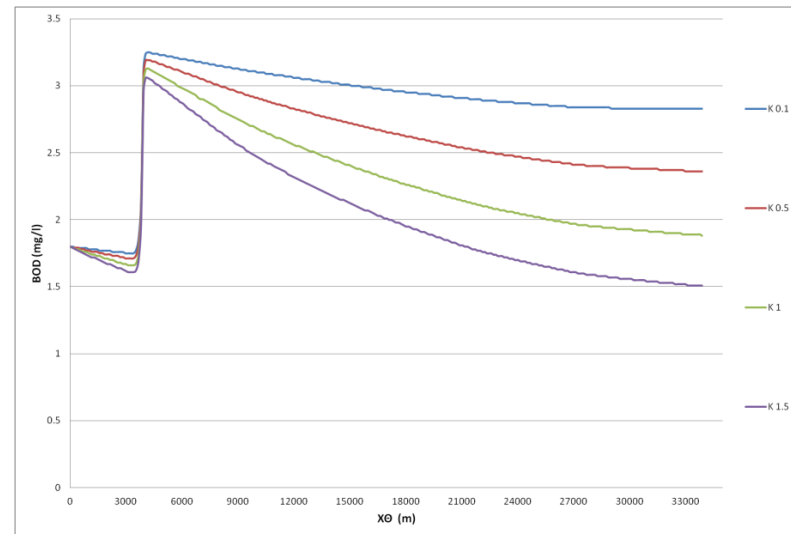
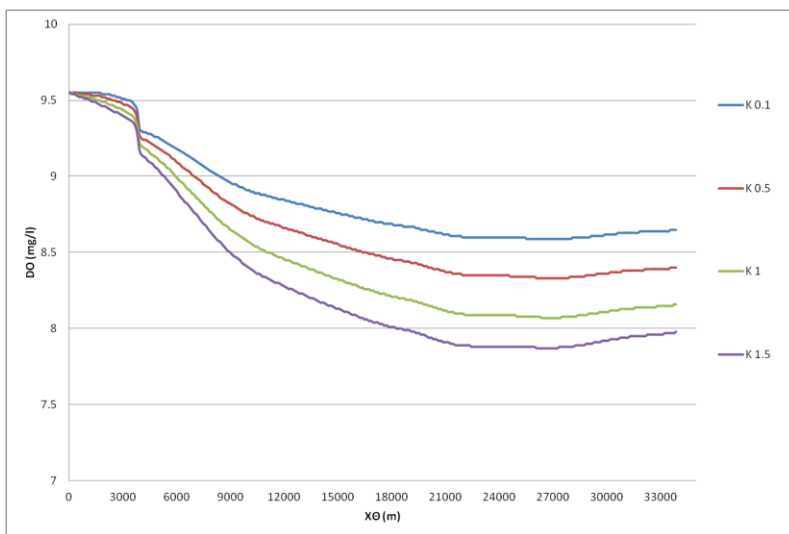
#### **Level 4**

Στο Level 4 πραγματοποιήθηκαν διαδοχικές προσομοιώσεις για διάφορες τιμές των εξής παραμέτρων:

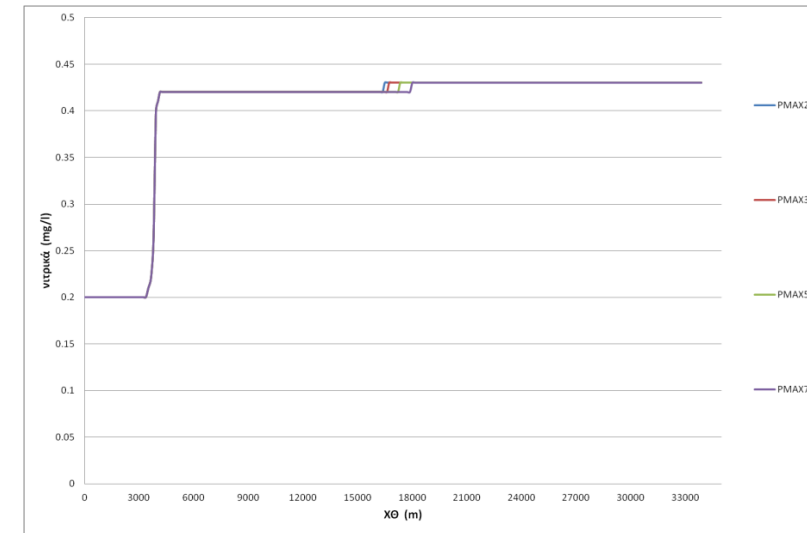
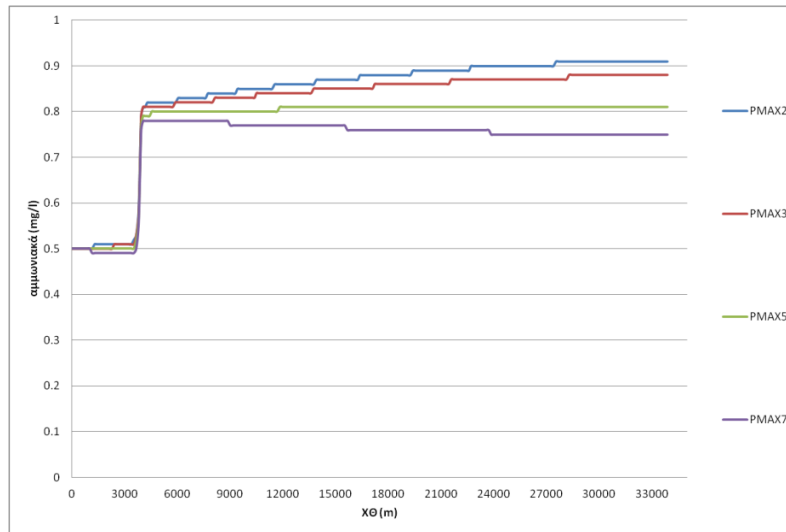
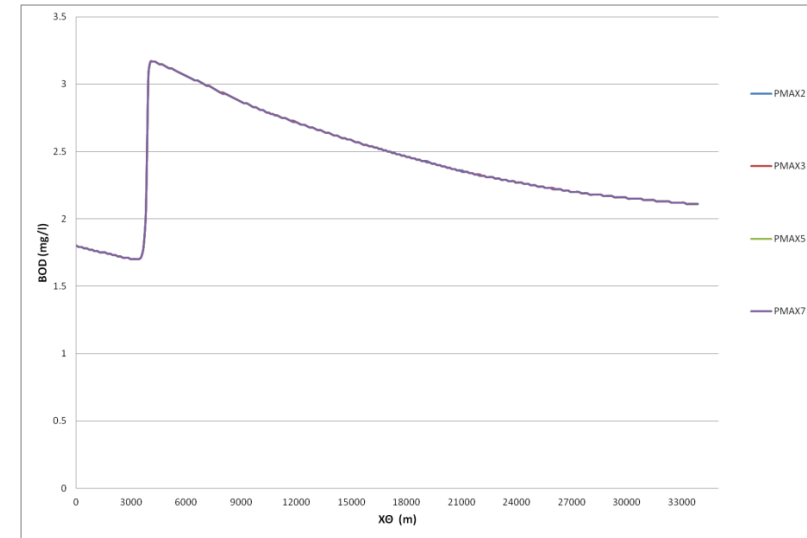
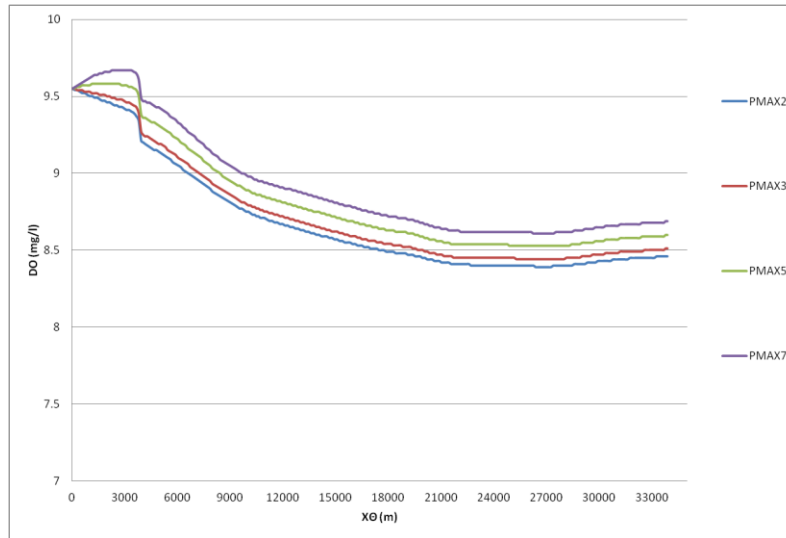
- ✓ Σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης στους 20 °C  $K_3$  (1/day) για τιμές:  
0,1-0,5-1-1,5
- ✓ Ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές: 2-3-5-7
- ✓ Ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές:  
1-3-5
- ✓ Ρυθμός νιτροποίησης στους 20 °C  $K_4$  (1/day) για τιμές:  
0,05-0,1-0,2-0,3
- ✓ Ρυθμός καθίζησης για το BOD  $K_5$  (m/day) για τιμές:  
0,07-0,2-0,5-0,7
- ✓ Ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ ) για τιμές:  
0,5-1,5-3
- ✓ Ρυθμός απονιτροποίησης  $K_6$  (1/day) για τιμές:  
0,1-0,2-0,3

και εξετάστηκε η χωρική κατανομή του DO και του BOD μετά το πρώτο 24ωρο της προσομοίωσης όπου έχουν αποκατασταθεί μόνιμες συνθήκες. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων αυτών παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα

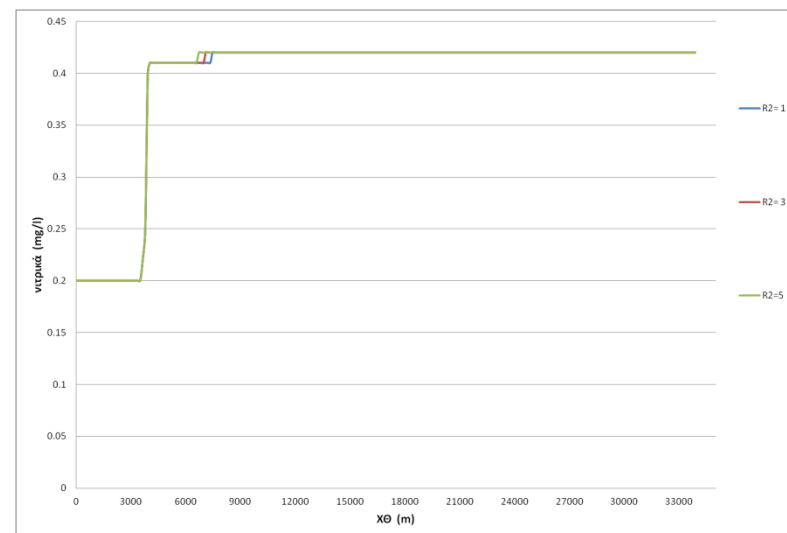
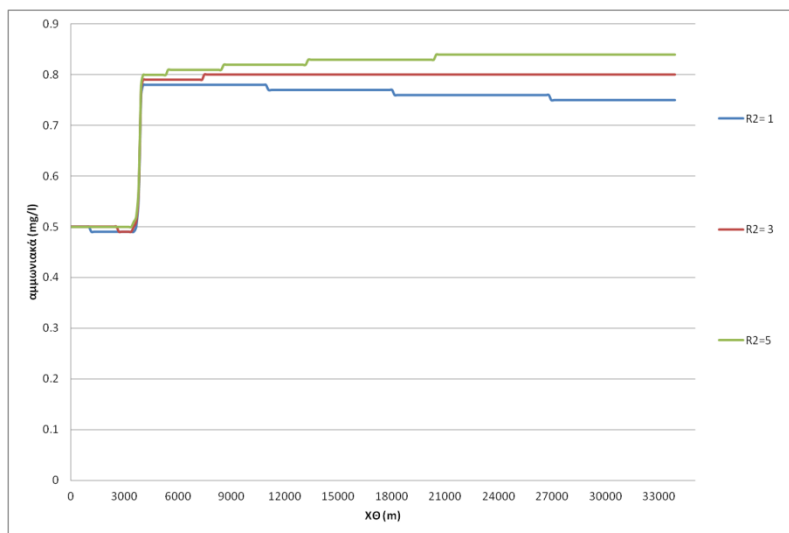
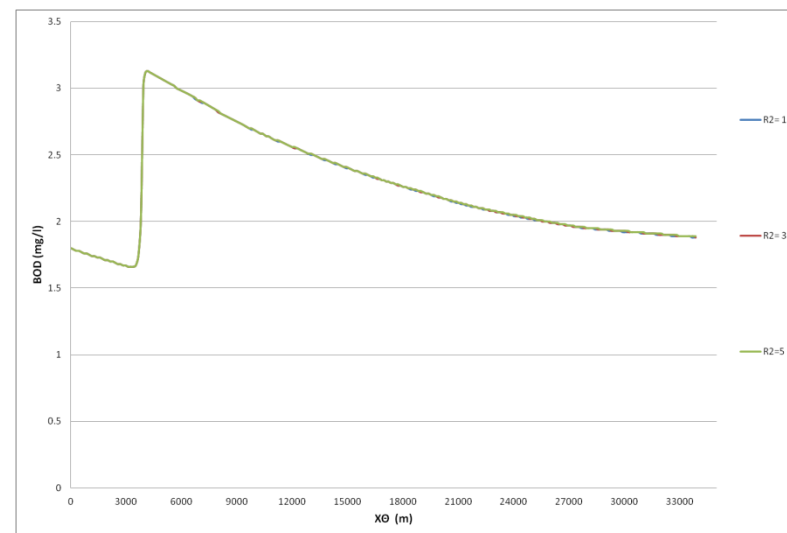
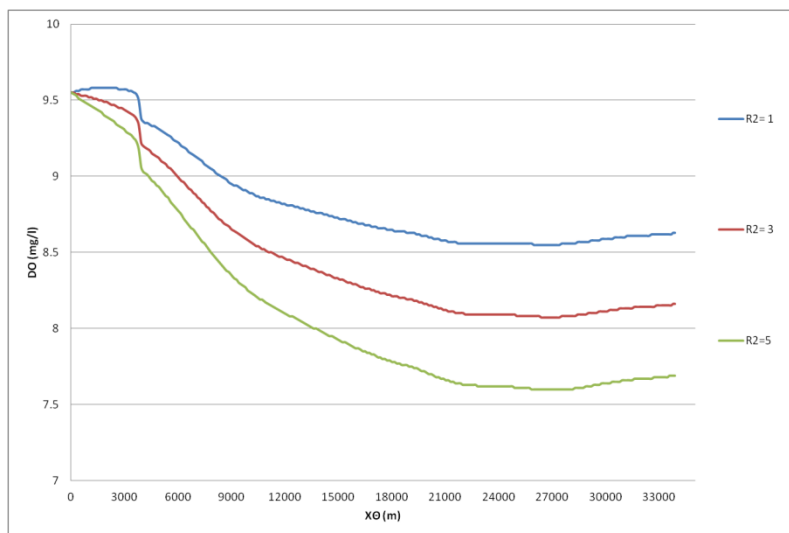




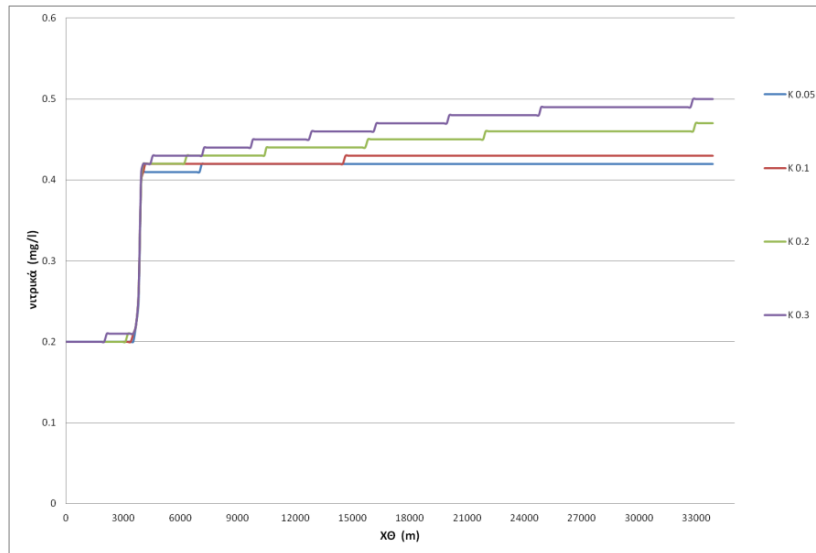
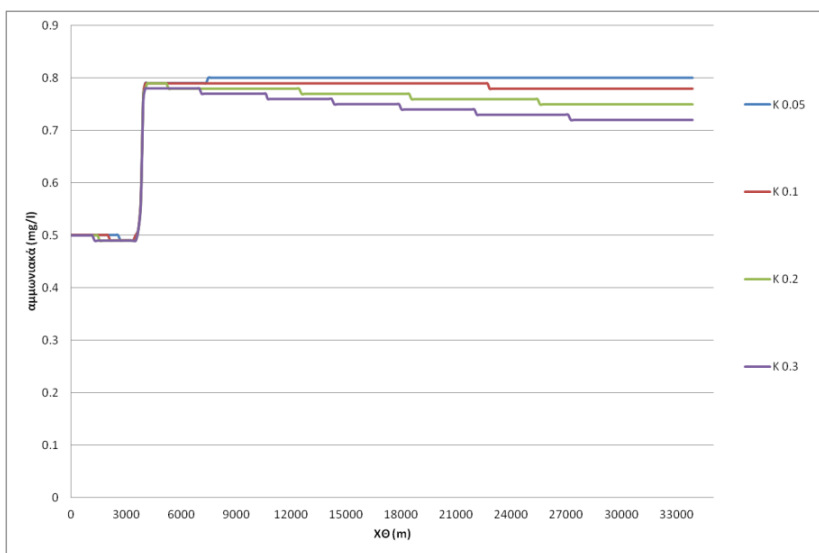
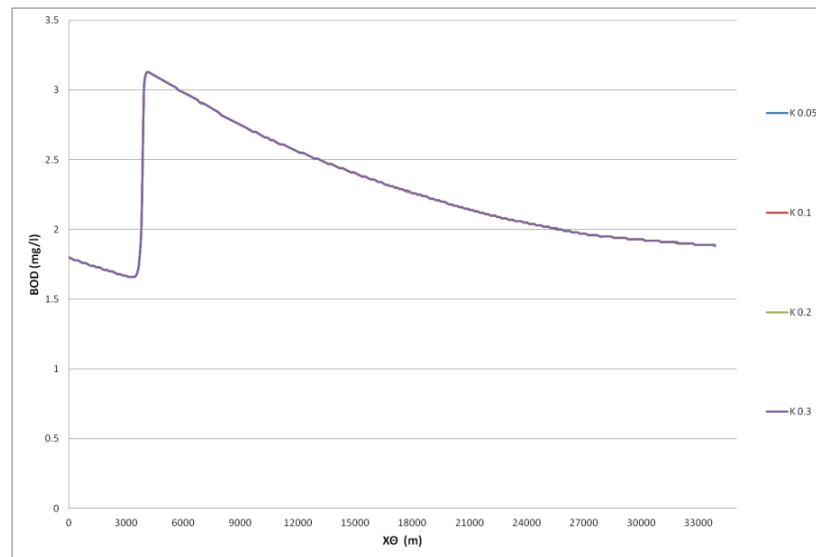
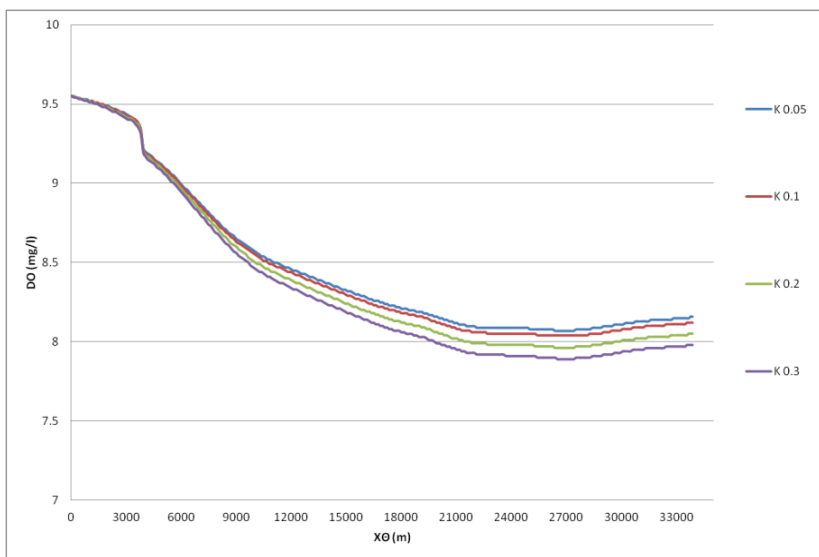
**Διάγραμμα 4.13: Χωρική διακύμανση DO, BOD αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές της σταθεράς διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  (1/day):**



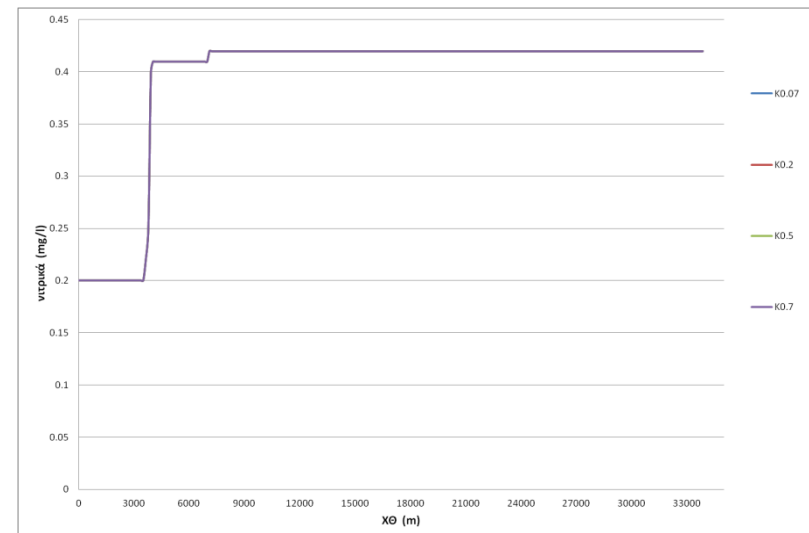
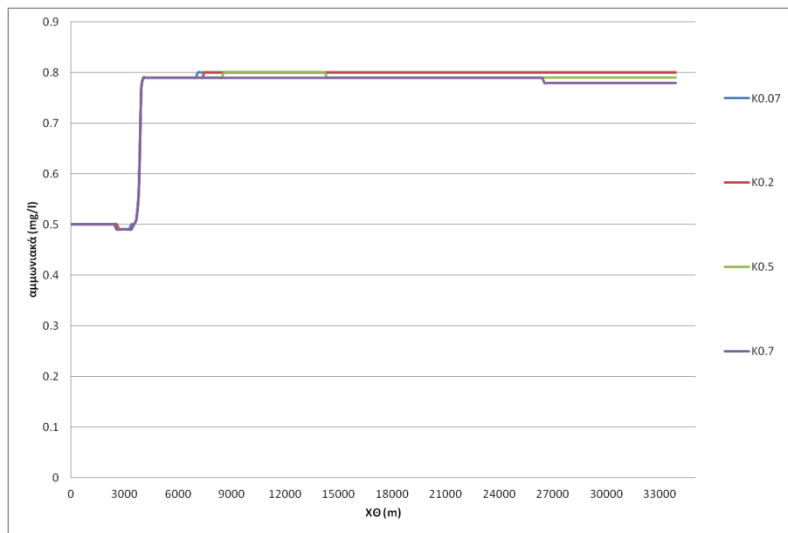
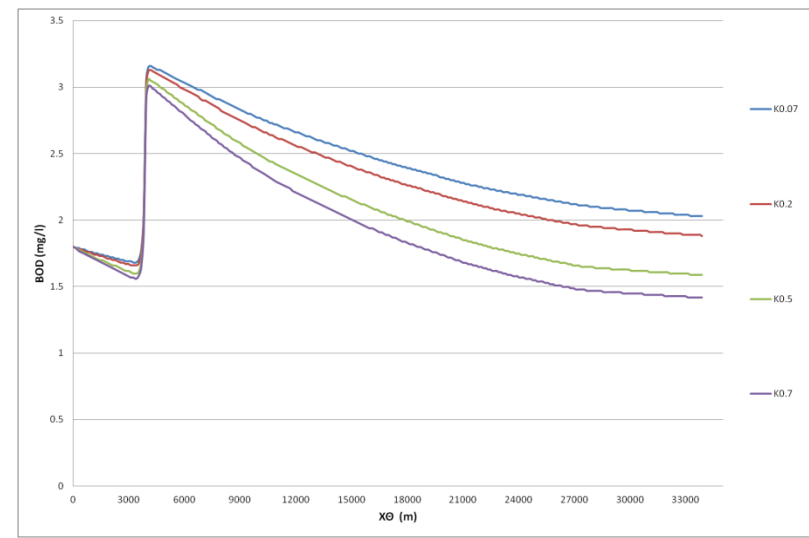
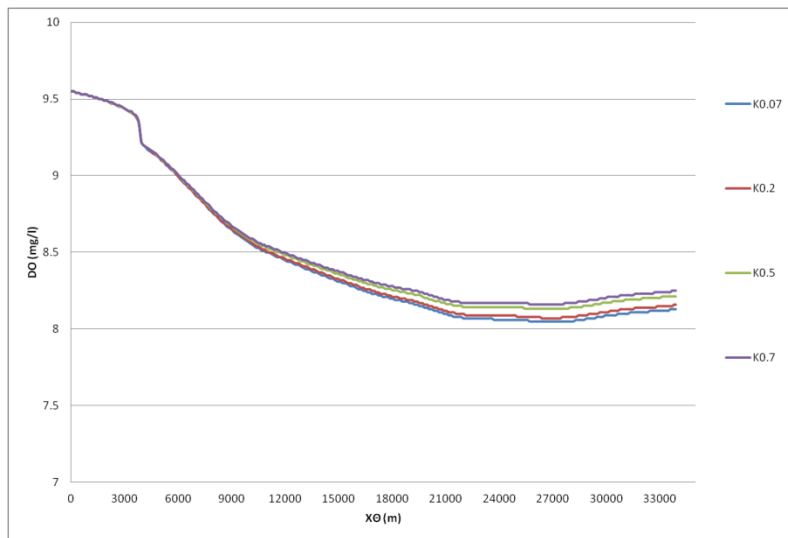
**Διάγραμμα 4.14: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση  $P_{max}$  ( $gO_2/m^2/day$ )**



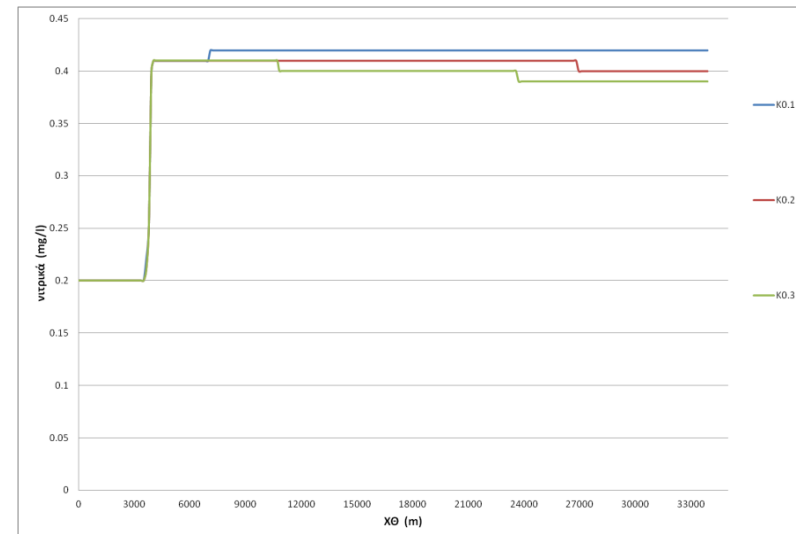
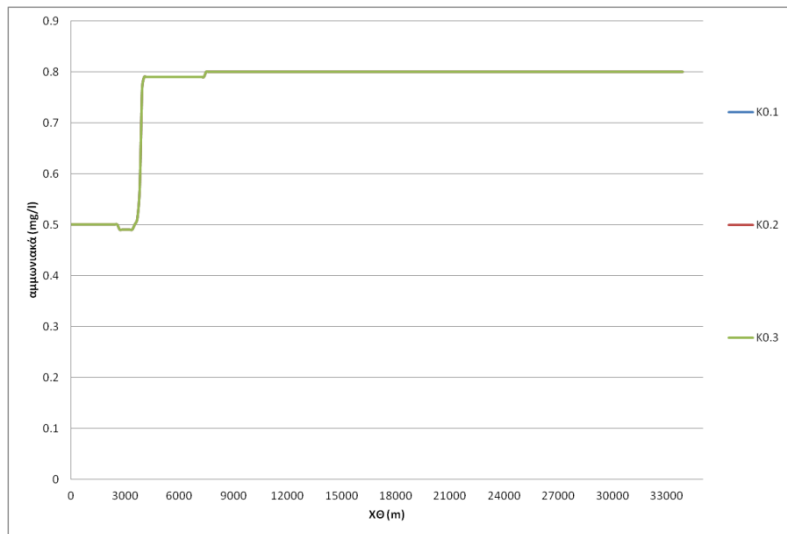
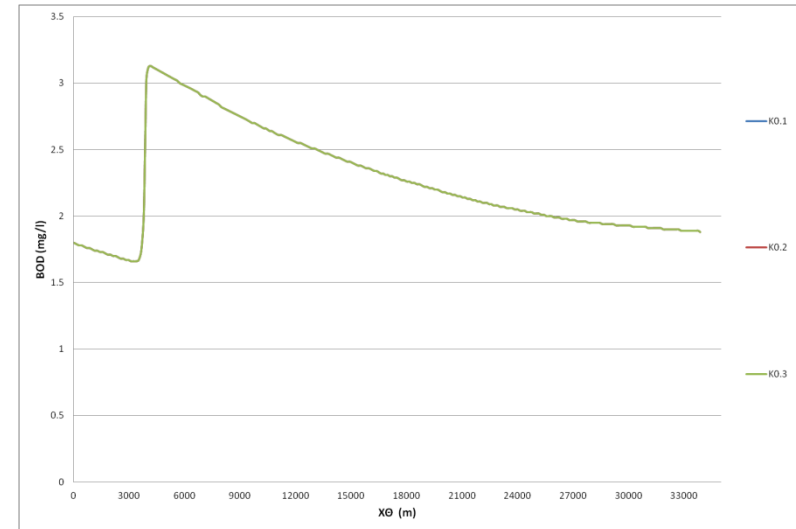
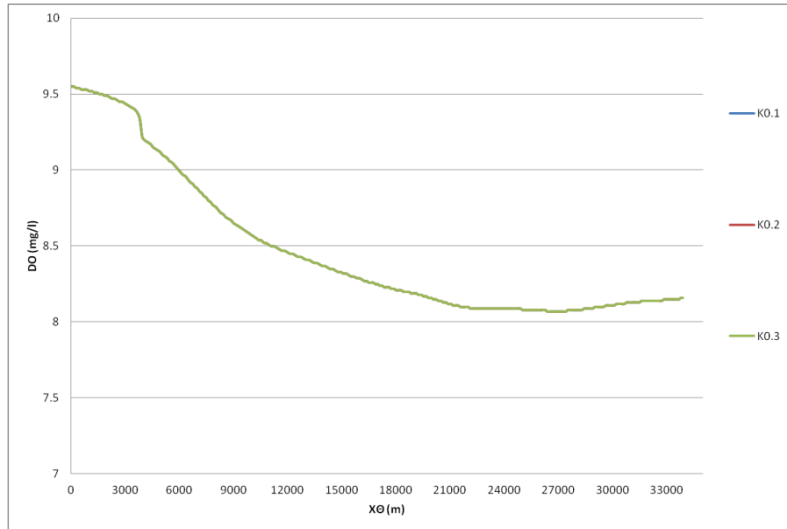
**Διάγραμμα 4.15: Χωρική διακύμανση DO, BOD αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ):**



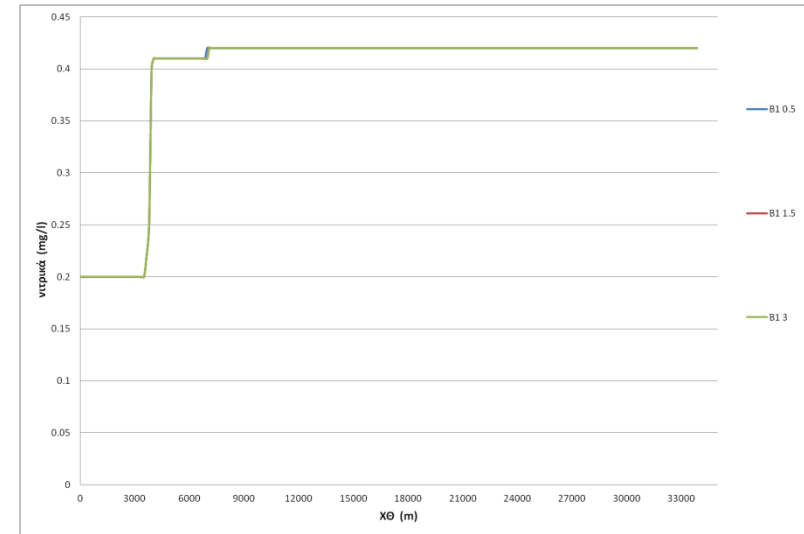
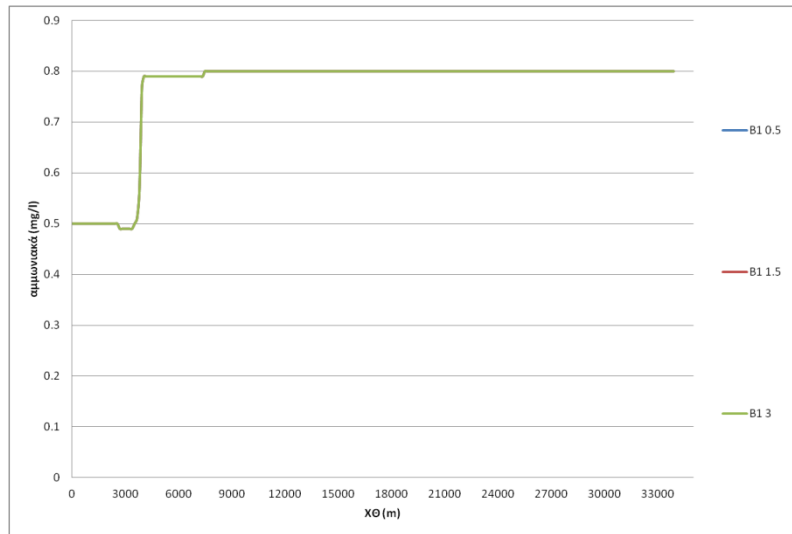
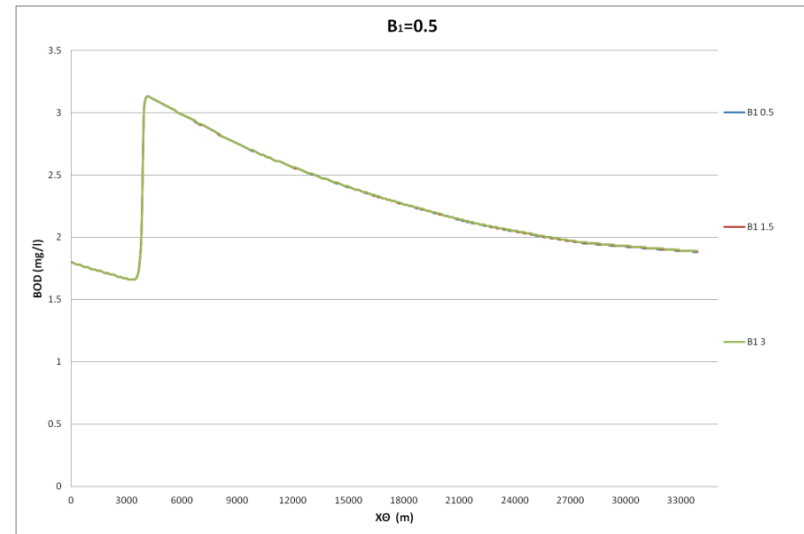
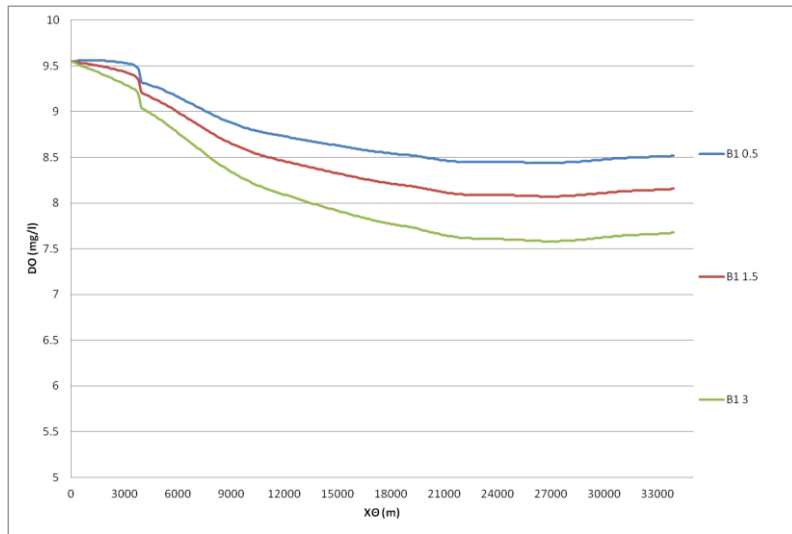
Διάγραμμα 4.16: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  (1/day)



**Διάγραμμα 4.17: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού καθίζησης της οργανικής ύλης  $K_5$  (m/day)**



**Διάγραμμα 4.18: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές του ρυθμού απονιτροποίησης  $K_6$  (1/day)**



**Διάγραμμα 4.19: Χωρική διακύμανση DO, BOD, αμμωνιακών, νιτρικών για διάφορες τιμές της ζήτησης οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ )**

Από τα παραπάνω διαγράμματα προκύπτουν τα εξής συμπεράσματα:

- Επίδραση  $K_3$

Η μεταβολή της σταθεράς  $K_3$  επηρεάζει αρκετά τη συγκέντρωση του DO και πολύ περισσότερο του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση του  $K_3$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO και του BOD. Αυτό είναι αναμενόμενο καθώς, ο ρυθμός της διεργασίας αποδόμησης οργανικού άνθρακα είναι ανάλογος της σταθεράς  $K_3$ . Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $K_3$  οδηγεί σε μικρή αύξηση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $P_{\max}$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι όσο αυξάνεται ο ρυθμός παραγωγής οξυγόνου από τη φωτοσύνθεση ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ )  $P_{\max}$  αυξάνεται και η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου ενώ η συγκέντρωση του BOD δεν επηρεάζεται. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $P_{\max}$  οδηγεί σε μικρή μείωση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $R_2$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι όσο ο ρυθμός αναπνοής,  $R_2$  ( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ ) αυξάνεται, η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται αφού το οξυγόνο καταναλώνεται από τα φυτά ενώ η συγκέντρωση του BOD παραμένει σταθερή. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του  $R_2$  οδηγεί σε μικρή αύξηση της αμμωνίας ενώ η συγκέντρωση των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $K_4$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι μεταβολή του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τις συγκεντρώσεις του DO. Συγκεκριμένα, αύξηση του συντελεστή  $K_4$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του DO αφού κατά την νιτροποίηση καταναλώνεται οξυγόνο. Το BOD δεν επηρεάζεται. Όσον αφορά την αμμωνία και τα νιτρικά, η αύξηση του ρυθμού νιτροποίησης  $K_4$  οδηγεί σε μείωση της αμμωνίας και αύξηση της συγκέντρωσης των νιτρικών. Αυτό είναι αναμενόμενο αφού όσο αυξάνεται ο ρυθμός που γίνεται η νιτροποίηση τόσο πιο γρήγορα καταναλώνεται η αμμωνία προς παραγωγή νιτρικών.



- Επίδραση  $K_5$

Η μεταβολή του ρυθμού καθίζησης της οργανικής ύλης  $K_5$  επηρεάζει αλλά σε μικρό βαθμό τις συγκεντρώσεις του BOD. Συγκεκριμένα, αύξηση του συντελεστή  $K_5$  οδηγεί σε μείωση των συγκεντρώσεων του BOD αφού το οργανικό υλικό καθιζάνει και βρίσκεται πλέον σε μορφή ιζήματος. Η συγκέντρωση του DO, των αμμωνιακών και των νιτρικών δεν επηρεάζεται ιδιαίτερα.

- Επίδραση  $B_1$

Όσο η ζήτηση οξυγόνου από τα ιζήματα αυξάνεται η συγκέντρωση του διαλυμένου οξυγόνου μειώνεται σημαντικά αφού το οξυγόνο καταναλώνεται για την αποδόμηση του οργανικού υλικού που έχει καθιζάνει. Η συγκέντρωση του BOD, των αμμωνιακών και των νιτρικών δεν επηρεάζεται.

- Επίδραση  $K_6$

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται ότι μεταβολή του ρυθμού απονιτροποίησης  $K_6$  επηρεάζει μόνο τη συγκέντρωση των νιτρικών και αυτήν σε ελάχιστο βαθμό..

Στον παρακάτω πίνακα φαίνεται αναλυτικά τα ποσοστά επίδρασης των διαφόρων παραμέτρων στη συγκέντρωση των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών

Πίνακας 4.6: Επίδραση της μεταβολής των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών

Επίπεδο 4											
	Μεταβολή $K_3$	Επίδραση		Μεταβολή $P_{max}$	Επίδραση		Μεταβολή $R_2$	Επίδραση		Μεταβολή $K_4$	Επίδραση
DO	-90%	52%	DO	-60%	-13%	DO	-66%	48%	DO	-50%	3%
	-50%	26%		-40%	-8%		66%	-47%		100%	-7%
	50%	-20%		40%	9%					200%	-14%
BOD	-90%	84%	BOD	-60%	0%	BOD	-66%	0%	BOD	-50%	0%
	-50%	43%		-40%	0%		66%	0%		100%	0%
	50%	-35%		40%	0%					200%	0%
NH4-N	-90%	-9%	NH4-N	-60%	9%	NH4-N	-66%	-4%	NH4-N	-50%	2%
	-50%	-5%		-40%	6%		66%	4%		100%	-2%
	50%	3%		40%	-6%					200%	-5%
NO3-N	-90%	0%	NO3-N	-60%	0%	NO3-N	-66%	0%	NO3-N	-50%	-1%
	-50%	0%		-40%	0%		66%	0%		100%	3%
	50%	0%		40%	0%					200%	6%
Επίπεδο 4											
	Μεταβολή $B_1$	Επίδραση		Μεταβολή $K_5$	Επίδραση		Μεταβολή $K_6$	Επίδραση		Μεταβολή $K_6$	Επίδραση
DO	-67%	37%	DO	-65%	-2%	DO	-65%	0%	DO	-65%	0%
	100%	-48%		150%	6%		150%	0%			
				250%	9%		250%	0%			
BOD	-67%	0%	BOD	-65%	15%	BOD	-65%	0%	BOD	-65%	0%
	100%	0%		150%	-30%		150%	0%			
		0%		250%	-48%		250%	0%			
NH4-N	-50%	0%	NH4-N	-50%	0%	NH4-N	-50%	0%	NH4-N	-50%	0%
	100%	0%		100%	-1%		100%	0%			
	200%	0%		200%	-1%		200%	0%			
NO3-N	-50%	0%	NO3-N	-50%	0%	NO3-N	-50%	-1%	NO3-N	-50%	-1%
	100%	0%		100%	0%		100%	-3%			
	200%	0%		200%	0%		200%	0%			

Από την αξιολόγηση των παραπάνω αποτελεσμάτων προκύπτουν ότι οι παράμετροι που εξετάστηκαν έχουν την ίδια επίδραση στις συγκεντρώσεις των υπό μελέτη μεταβλητών σε όλα τα επίπεδα του μοντέλου. Για παράδειγμα η σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  (1/day) επηρεάζει στο ίδιο ποσοστό τις συγκεντρώσεις των BOD και DO σε όλα τα επίπεδα του μοντέλου. Την ίδια συμπεριφορά παρουσιάζουν και οι υπόλοιπες παράμετροι.

Στα επίπεδα που εξετάστηκαν φαίνεται πως η παράμετρος που επηρεάζει περισσότερο την συγκέντρωση του BOD είναι η σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$ (1/day) , ενώ τη συγκέντρωση του DO ο ρυθμός αναπνοής,  $R_2$  ( $gO_2/m^2/day$ ). Επιπλέον στα επίπεδα 2 και 4 σημαντική επίδραση στο DO ασκεί και η ζήτηση του οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  ( $gO_2/m^2/day$ ).Όσον αφορά στις συγκεντρώσεις των αμμωνιακών και των νιτρικών οι υπό εξέταση παράμετροι δεν τις επηρεάζουν καθόλου ή σε κάποιες περιπτώσεις σε πολύ μικρό βαθμό.

Στον παρακάτω πίνακα παρουσιάζονται συγκεντρωτικά για τα επίπεδα 1-4 οι επιδράσεις των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών. Σημειώνεται ότι στον πίνακα θεωρήθηκε ως μικρή επίδραση από 0-20%, μέτρια από 20-40% και μεγάλη από 40% και άνω.

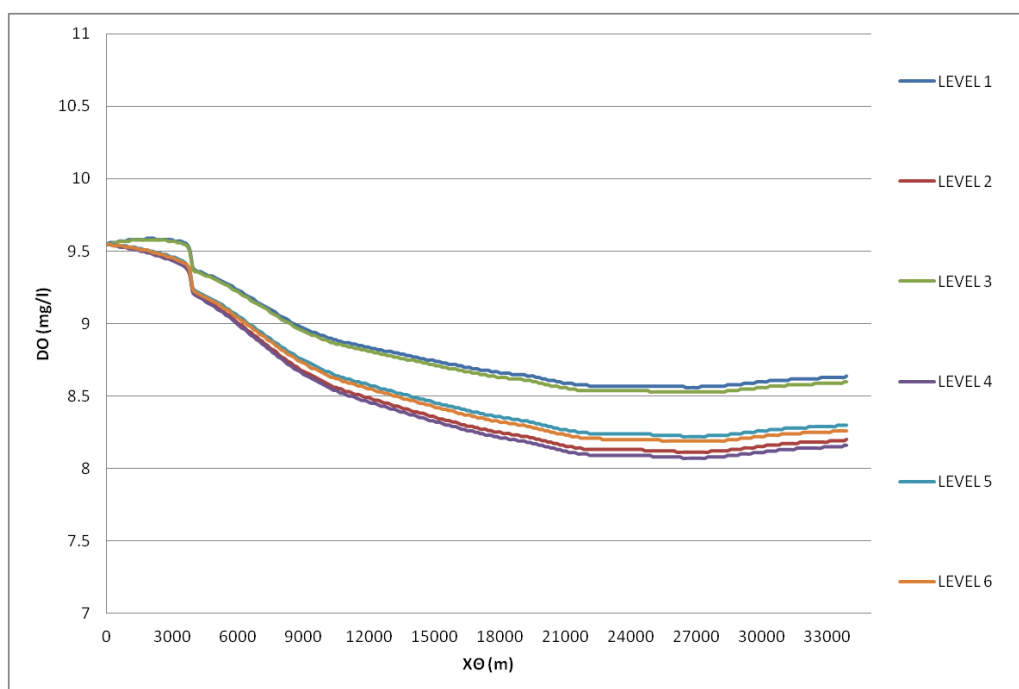
**Πίνακας 4.7: Συγκεντρωτικός Πίνακας Επίδρασης της μεταβολής των διαφόρων παραμέτρων στις συγκεντρώσεις των DO, BOD, αμμωνιακών και νιτρικών για τα 4 επίπεδα του μοντέλου**

		Επίδραση $K_3$	Επίδραση $P_{max}$	Επίδραση $R_2$	Επίδραση $B_1$	Επίδραση $K_4$	Επίδραση $K_5$	Επίδραση $K_6$
<b>Επίπεδο 1</b>	DO	Μέτρια	Μικρή	Μεγάλη	-	-	-	-
	BOD	Μεγάλη	Καμία	Καμία	-	-	-	-
<b>Επίπεδο 2</b>	DO	Μέτρια	Μικρή	Μεγάλη	Μέτρια	-	Μικρή	-
	BOD	Μεγάλη	Καμία	Καμία	Καμία	-	Μικρή	-
<b>Επίπεδο 3</b>	DO	Μέτρια	Μικρή	Μεγάλη	-	Μικρή	-	-
	BOD	Μεγάλη	Καμία	Καμία	-	Καμία	-	-
	NH4-N	Μικρή	Μικρή	Μικρή	-	Μικρή	-	-
	NO3-N	Καμία	Καμία	Καμία	-	Μικρή	-	-
<b>Επίπεδο 4</b>	DO	Μέτρια	Μικρή	Μεγάλη	Μέτρια	Μικρή	Μικρή	Καμία
	BOD	Μεγάλη	Καμία	Καμία	Καμία	Καμία	Μικρή	Καμία
	NH4-N	Μικρή	Μικρή	Μικρή	Καμία	Μικρή	Μικρή	Καμία
	NO3-N	Καμία	Καμία	Καμία	Καμία	Μικρή	Καμία	Καμία

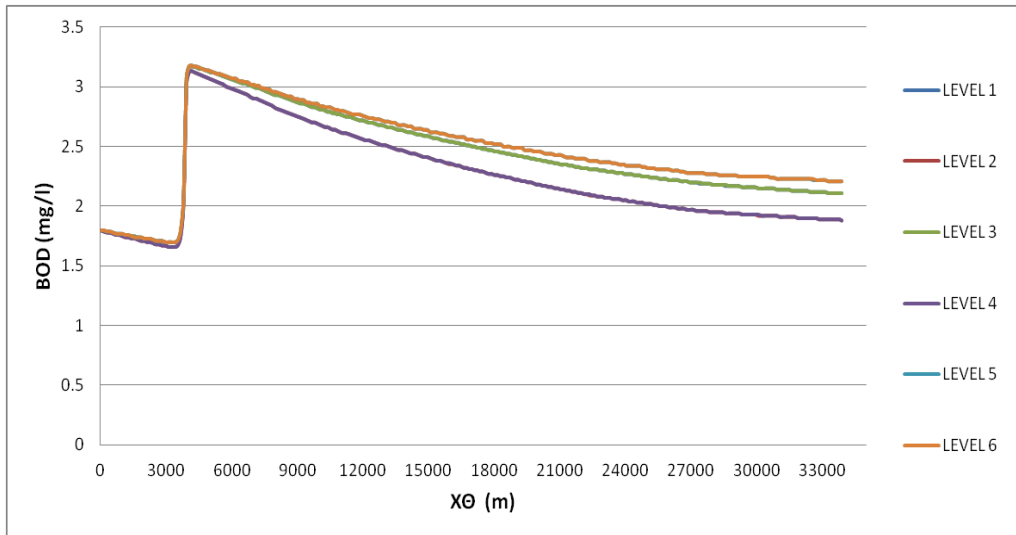
#### 4.3.2 Σύγκριση επιπέδων μοντέλου

Όπως αναφέρθηκε στο κεφάλαιο 3.8.6.5 το ποιοτικό μοντέλο Ecolab μπορεί να προσαρμοστεί ανάλογα με τις συνθήκες προσομοίωσης σε 6 επίπεδα (levels). Για την σύγκριση των επιπέδων αυτών έγιναν προσομοιώσεις με τα ίδια δεδομένα για όλα τα επίπεδα. Τα δεδομένα που χρησιμοποιήθηκαν ήταν τα ίδια με αυτά της ανάλυσης ευαισθησίας.(βλέπε πίνακα 4.1)

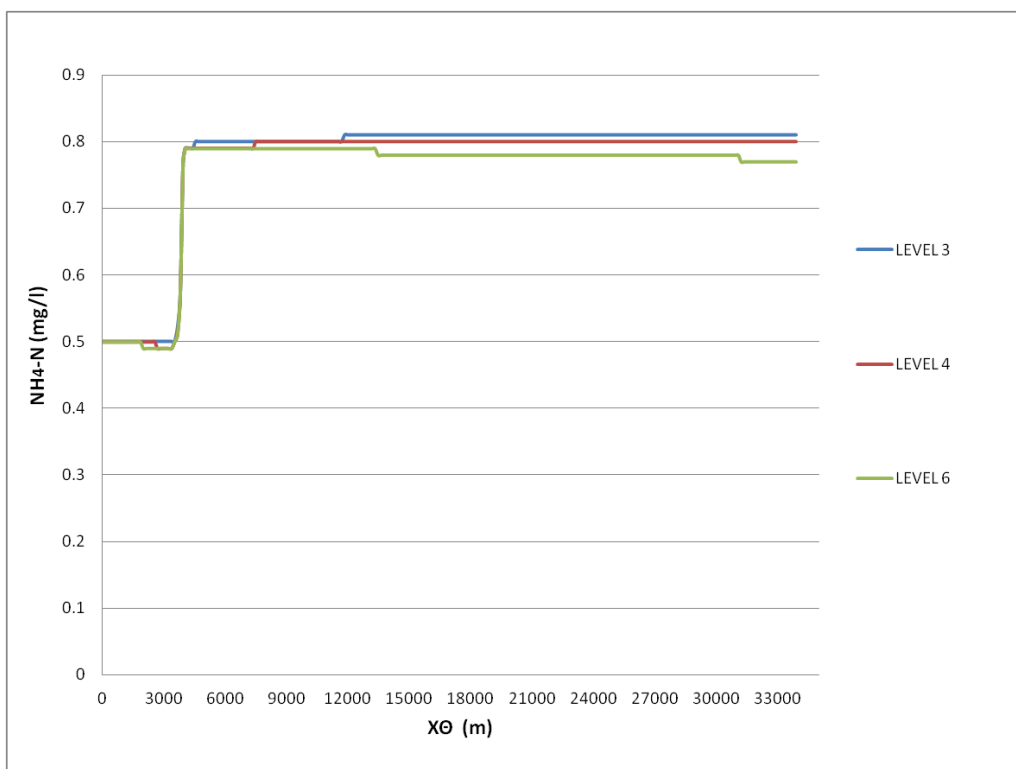
Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα:



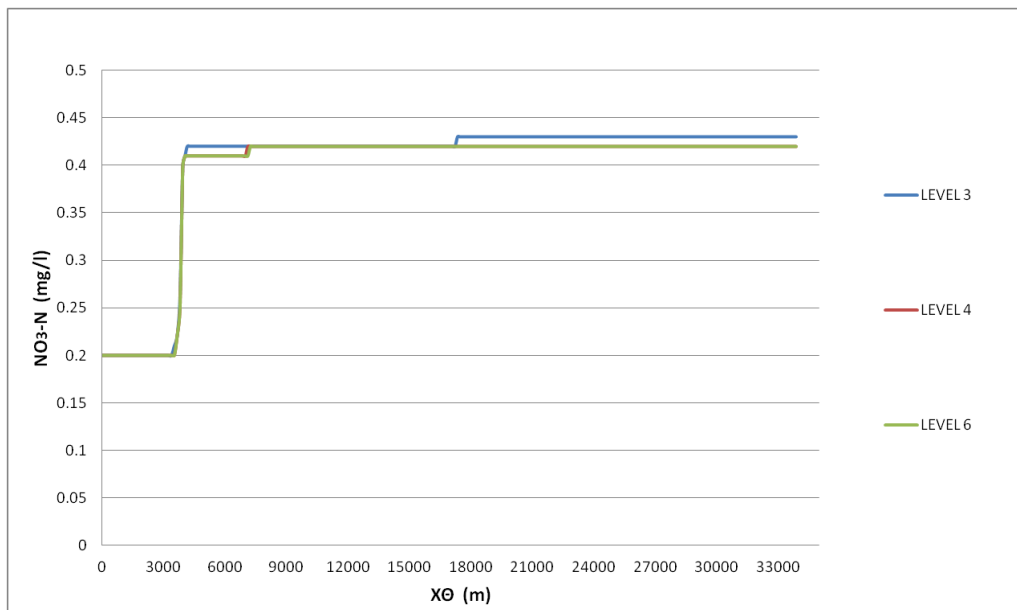
**Διάγραμμα 4.20: Χωρική Διακύμανση DO μετά το πρώτο 24ωρο για τα επίπεδα 1-6**



**Διάγραμμα 4.21: Χωρική Διακύμανση BOD μετά το πρώτο 24ωρο για τα επίπεδα 1-6**



**Διάγραμμα 4.22: Χωρική Διακύμανση αμμωνιακών μετά το πρώτο 24ωρο για τα επίπεδα 3,4,6**



**Διάγραμμα 4.23: Χωρική Διακύμανση νιτρικών μετά το πρώτο 24ωρο για τα επίπεδα 3,4,6**

Από τα παραπάνω διαγράμματα παρατηρείται ότι η συγκέντρωση του DO και του BOD είναι η ίδια για τα επίπεδα 1 και 3 του μοντέλου και το ίδιο ισχύει και για τα επίπεδα 2 και 4 στα οποία εισάγεται και η καθίζηση του οργανικού υλικού. Επίσης ίδια συγκέντρωση DO και BOD παρουσιάζουν τα επίπεδα 5-6 στα οποία το BOD είναι κατηγοριοποιημένο σε κλάσματα (αιωρούμενο, διαλυμένο και καθιζάνων).

Συμπεραίνεται λοιπόν πως η ζήτηση του οξυγόνου από τα ιζήματα και η καθίζηση του οργανικού υλικού (επίπεδα 2,4,5,6), είναι αυτή που επηρεάζει καθοριστικά την συγκέντρωση του DO και του BOD, σε αντίθεση με την νιτροποίηση (επίπεδα 3,4,6), την απονιτροποίηση (επίπεδα 4,6) και την κατηγοριοποίηση του BOD που δεν φαίνεται να επηρεάζουν σημαντικά τη συγκέντρωσή τους. Σημειώνεται πως τα επίπεδα 5-6 είναι λίγο ευνοϊκότερα για τη συγκέντρωση του DO σε σχέση με τα 3-4 γιατί λόγω κλασματοποίησης του BOD υπάρχει μια καθυστέρηση στην κατανάλωση του οξυγόνου. Αυτό οφείλεται στο γεγονός του ότι το σωματιδιακό BOD πρέπει να μετατραπεί πρώτα σε διαλυτό για να καταναλωθεί από τους μικροοργανισμούς. Επίσης ο ρυθμός αποδόμησης για το αιωρούμενο και το καθιζάνων BOD είναι μικρότερος σε σχέση με τον αντίστοιχο για το διαλυτό BOD.

Όσον αφορά στη συγκέντρωση της αμμωνίας και των νιτρικών δεν παρατηρούνται σημαντικές αλλαγές μεταξύ των επίπεδα 3, 4 και 6 γεγονός που μαρτυρά πως η

καθίζηση του οργανικού υλικού (επίπεδα 4,5,6), η απονιτροποίηση (επίπεδο 6) και η κατηγοριοποίηση του BOD (επίπεδο 6) δεν επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις των θρεπτικών.

#### 4.3.3 Εφαρμογή επίπεδου 4

##### 4.3.3.1 Πραγματικές συνθήκες

Από την σύγκριση των επιπέδων του μοντέλου προέκυψε ότι το επίπεδο 4 είναι το καταλληλότερο για την προσομοίωση του ποταμού αφού περιλαμβάνει όλες τις διεργασίες (επαναερισμός, αποικοδόμηση οργανικού υλικού, άμεση κατανάλωση οξυγόνου, αλληλεπίδραση με ιζήματα πυθμένα, νιτροποίηση, απονιτροποίηση) και απ' ότι φαίνεται είναι το δυσμενέστερο. Βέβαια δεν λαμβάνεται υπόψη η κλασματοποίηση του BOD αλλά όπως φάνηκε από την παραπάνω σύγκριση δεν επηρεάζει σημαντικά τις εξεταζόμενες μεταβλητές. Επίσης όπως αναφέρθηκε και στο κεφάλαιο 3.8.6.5 αυτό το επίπεδο έχει εφαρμογή σε γενικές μελέτες για τις επιπτώσεις των απορρίψεων αστικών και βιομηχανικών αποβλήτων και γεωργικών απορροών.

Για τους παραπάνω λόγους επιλέχθηκε το επίπεδο 4 στο οποίο προστέθηκαν και οι διεργασίες του φωσφόρου και κολοβακτηριδίων για εφαρμογή στο Βοιωτικό Κηφισό.

Οι συγκεντρώσεις του διαλυμένου οξυγόνου (DO), του οργανικού υλικού (BOD), των αμμωνιακών ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), των νιτρικών ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), των ορθοφωσφορικών ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), του σωματιδιακού φωσφόρου, των ολικών και κοπραιοειδών κολοβακτηριδίων που προέρχονται από τις μετρήσεις που πραγματοποιούνται στο πλαίσιο του εθνικού προγράμματος παρακολούθησης των υδάτων της χώρας, και οι παροχές στην αρχή του ποταμού και στη σημειακή πηγή (X.Θ = 3929.49) παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα. Οι συνθήκες προσομοίωσης του μοντέλου είναι οι ίδιες με τις προηγούμενες εφαρμογές.



#### Πίνακας 4.8: Δεδομένα εισόδου μοντέλου

##### Στη $X\Theta = 0$ (αρχή ποταμού):

$$Q = 12,3 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{BOD} = 3 \text{ mg/l}$$

$$\text{DO} = 7 \text{ mg/l}$$

$$\text{NH}_4\text{-N} = 0,02 \text{ mg/l}$$

$$\text{NO}_3\text{-N} = 0,8 \text{ mg/l}$$

$$\text{PO}_4\text{-P} = 0,02$$

$$\text{P σωματιδιακό} = 0,1 \text{ mg/l}$$

$$\text{TC} = 5000 \text{ no/100 ml}$$

$$\text{FC} = 1200 \text{ no/100 ml}$$

$$T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

Οι παραπάνω τιμές επιλέχθηκαν για όλο το μήκος του ποταμού

##### Στη $X\Theta = 3929.49$ :

$$Q = 0.4 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$\text{BOD} = 9 \text{ mg/l}$$

$$\text{DO} = 4 \text{ mg/l}$$

$$\text{NH}_4\text{-N} = 0,9 \text{ mg/l}$$

$$\text{NO}_3\text{-N} = 0,15 \text{ mg/l}$$

$$\text{PO}_4\text{-P} = 0,35$$

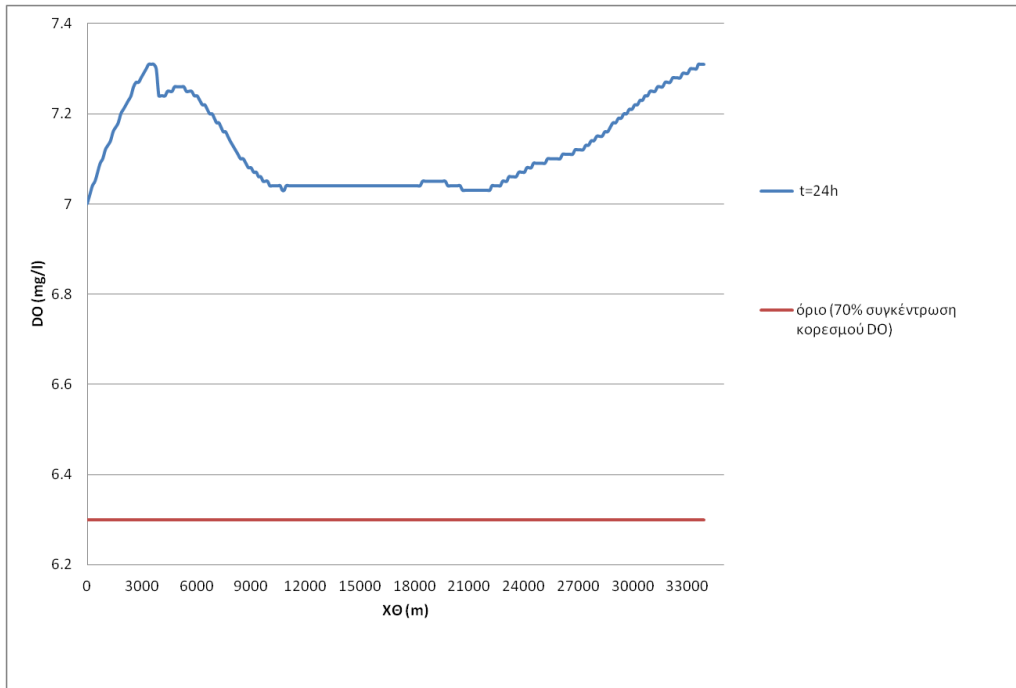
$$\text{P σωματιδιακό} = 0,3 \text{ mg/l}$$

$$\text{TC} = 12000 \text{ no/100 ml}$$

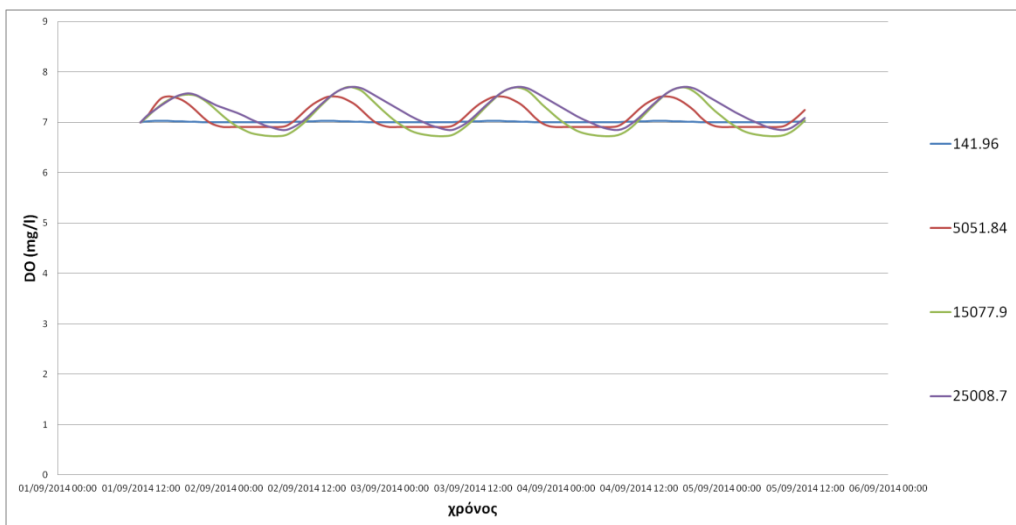
$$\text{FC} = 3000 \text{ no/100 ml}$$

$$T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

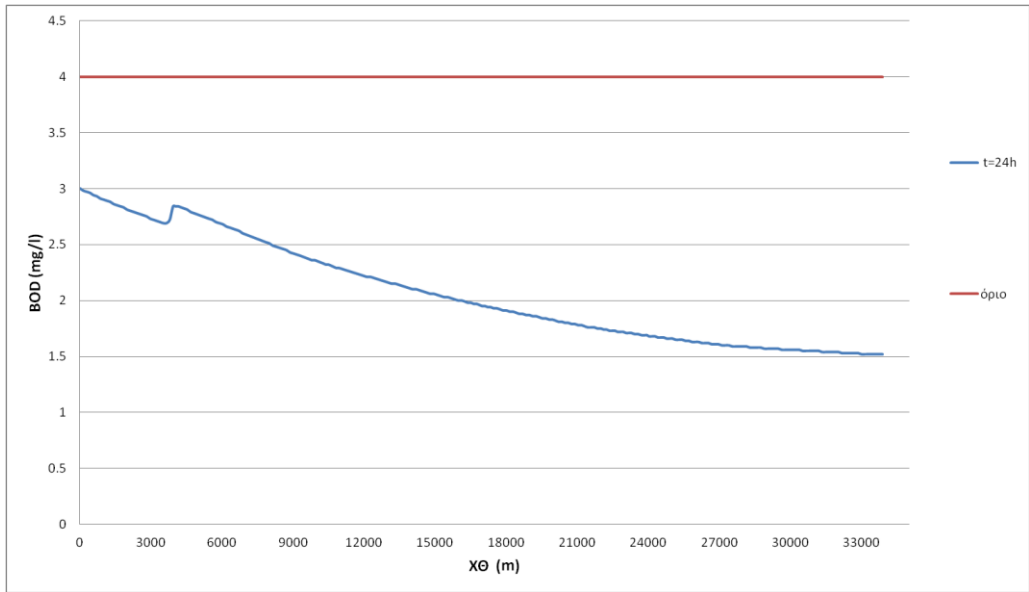
Τα αποτελέσματα της προσομοίωσης παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα χωρικής διακύμανσης για χρόνο προσομοίωσης  $t=24$  ώρες και χρονικής διακύμανσης για 4 χιλιομετρικές θέσεις:



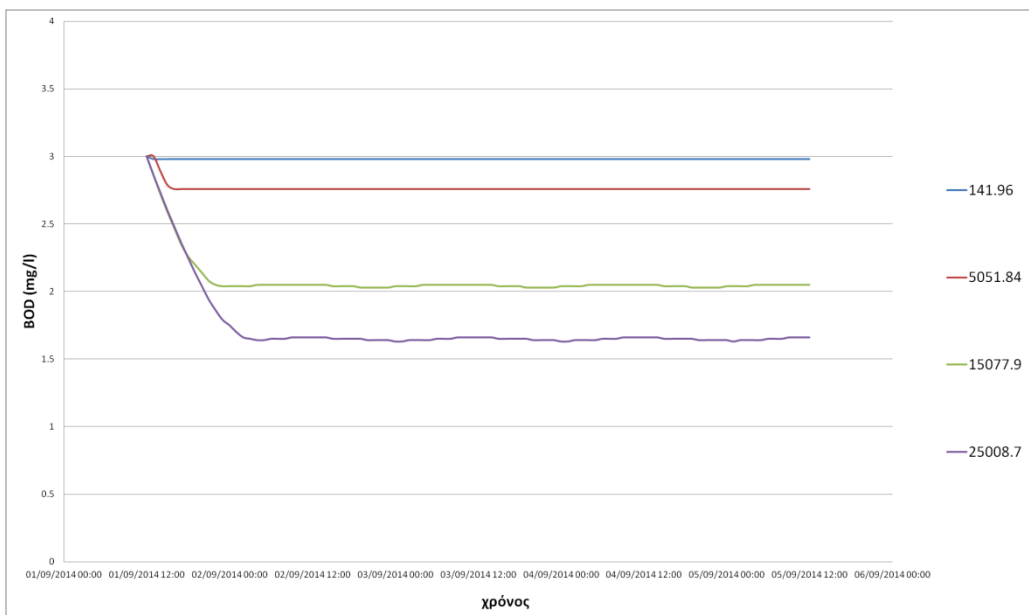
**Διάγραμμα 4.24: Χωρική διακύμανση DO για t= 24 ώρες**



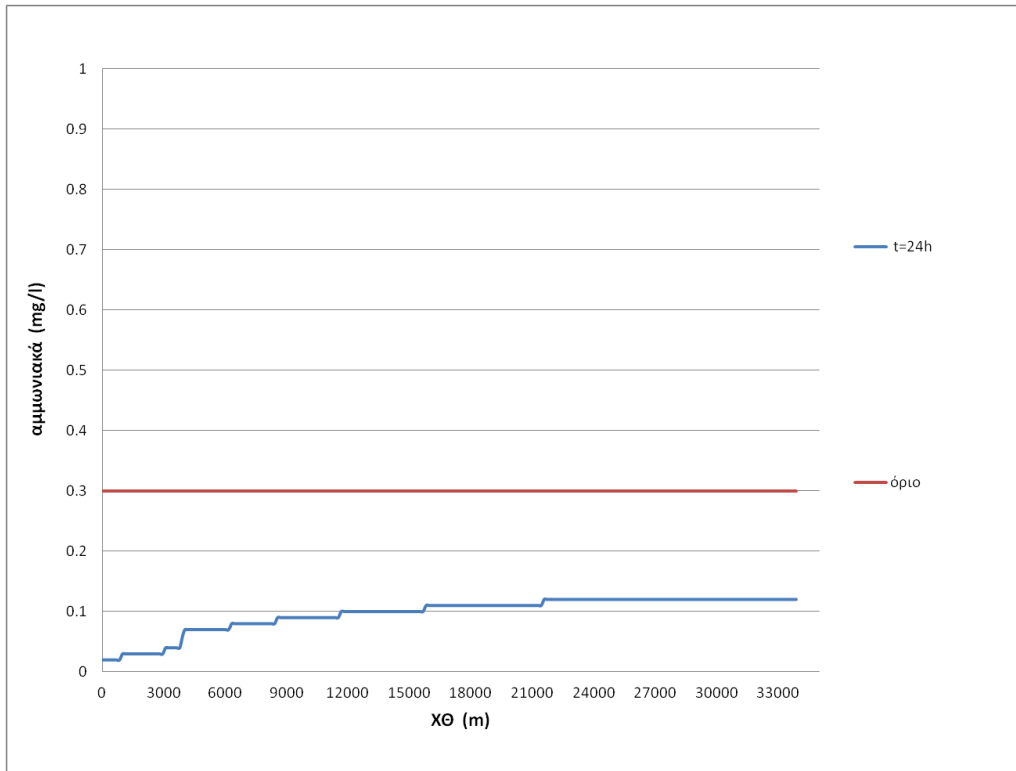
**Διάγραμμα 4.25: Χρονική διακύμανση DO σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



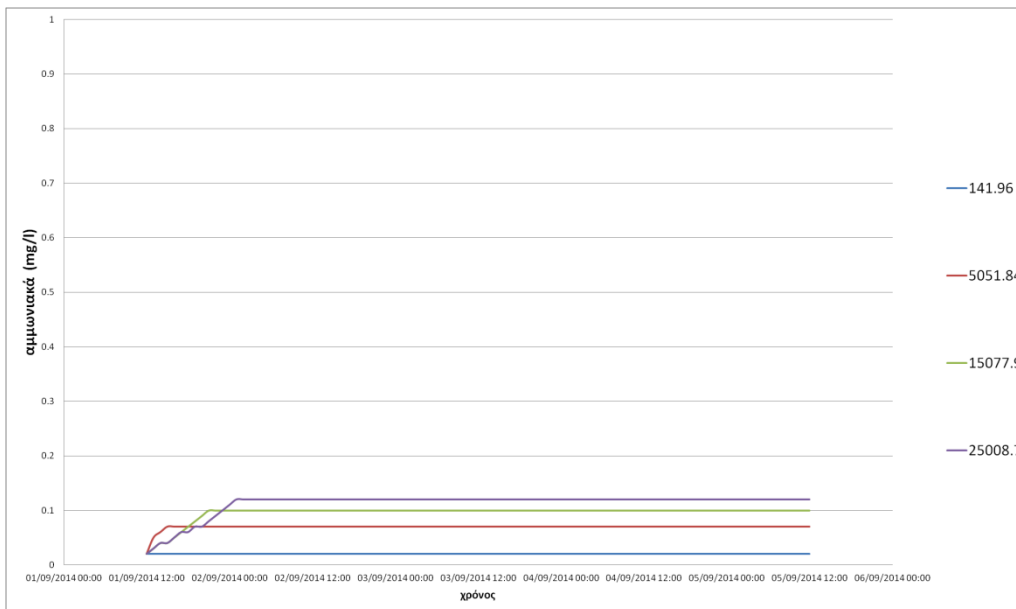
**Διάγραμμα 4.26: Χωρική διακύμανση BOD για t= 24 ώρες**



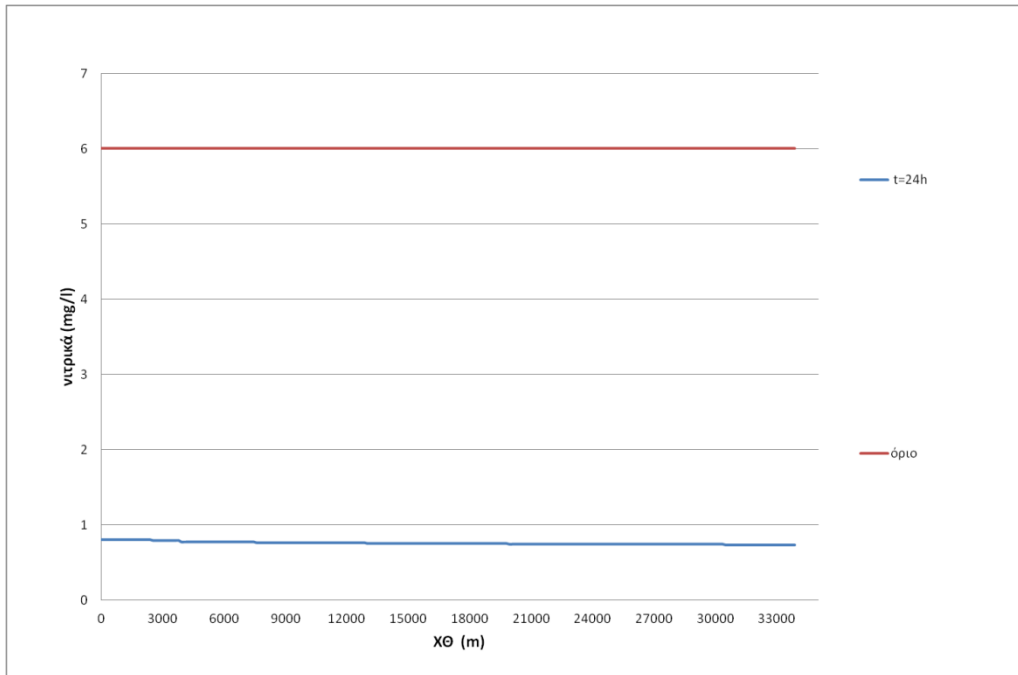
**Διάγραμμα 4.27: Χρονική διακύμανση BOD σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



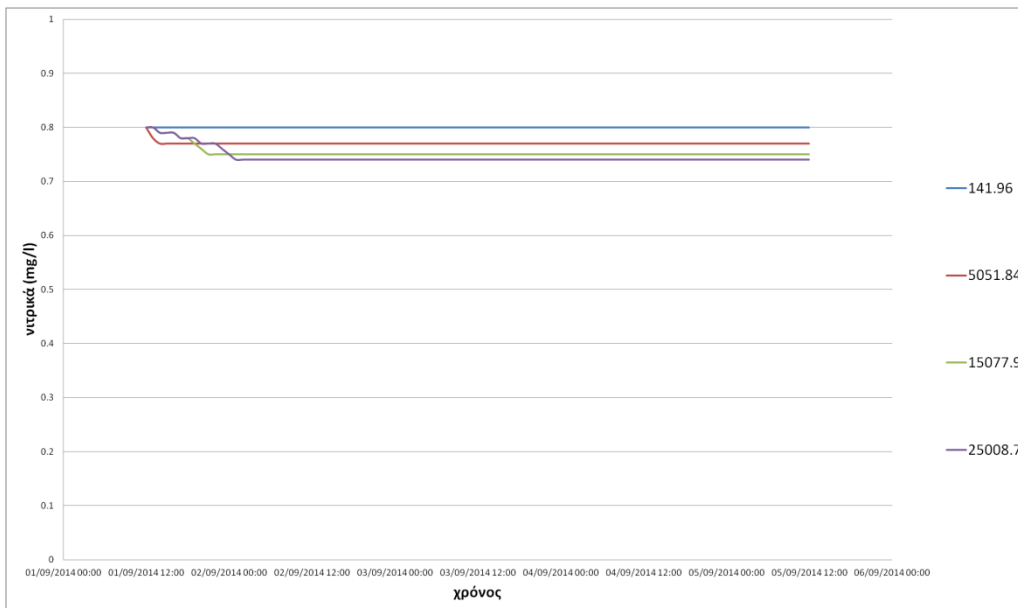
**Διάγραμμα 4.28: Χωρική διακύμανση αμμωνιακών για t= 24 ώρες**



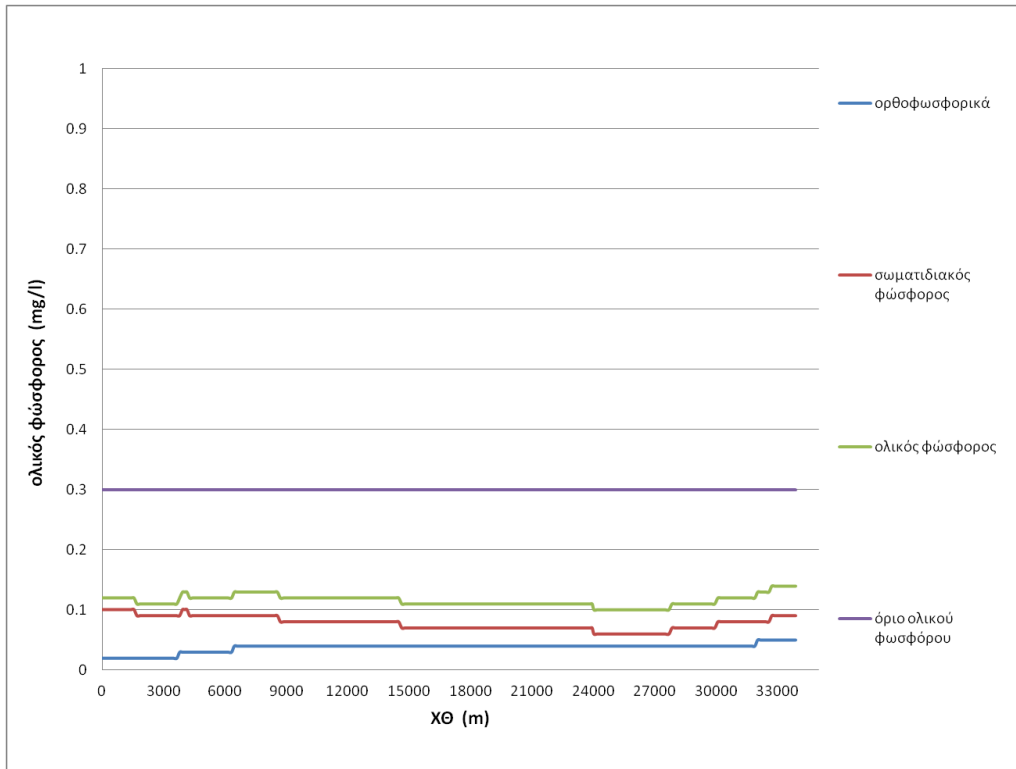
**Διάγραμμα 4.29: Χρονική διακύμανση αμμωνιακών σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



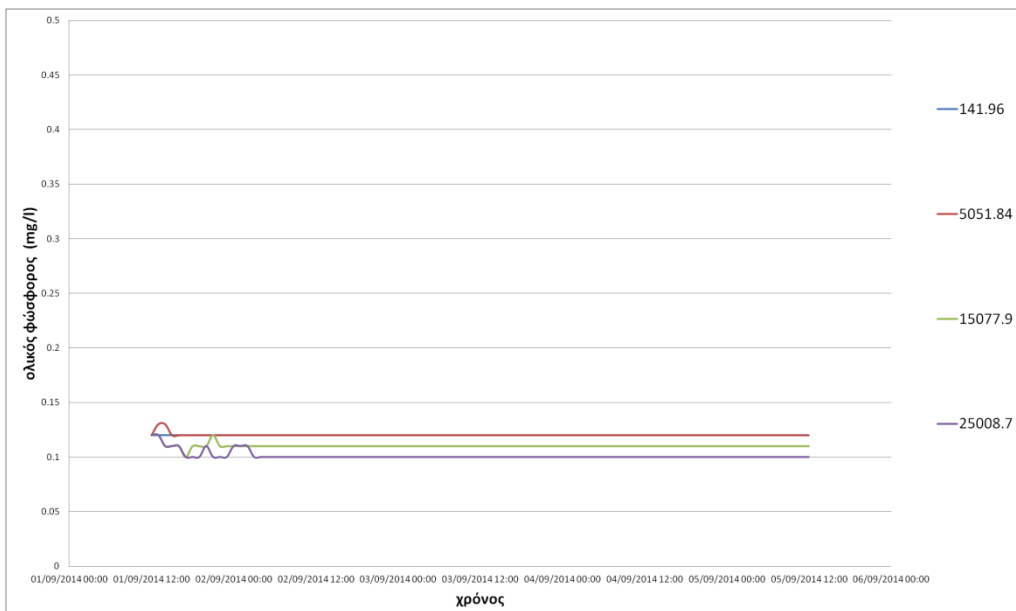
**Διάγραμμα 4.30: Χωρική διακύμανση νιτρικών για t= 24 ώρες**



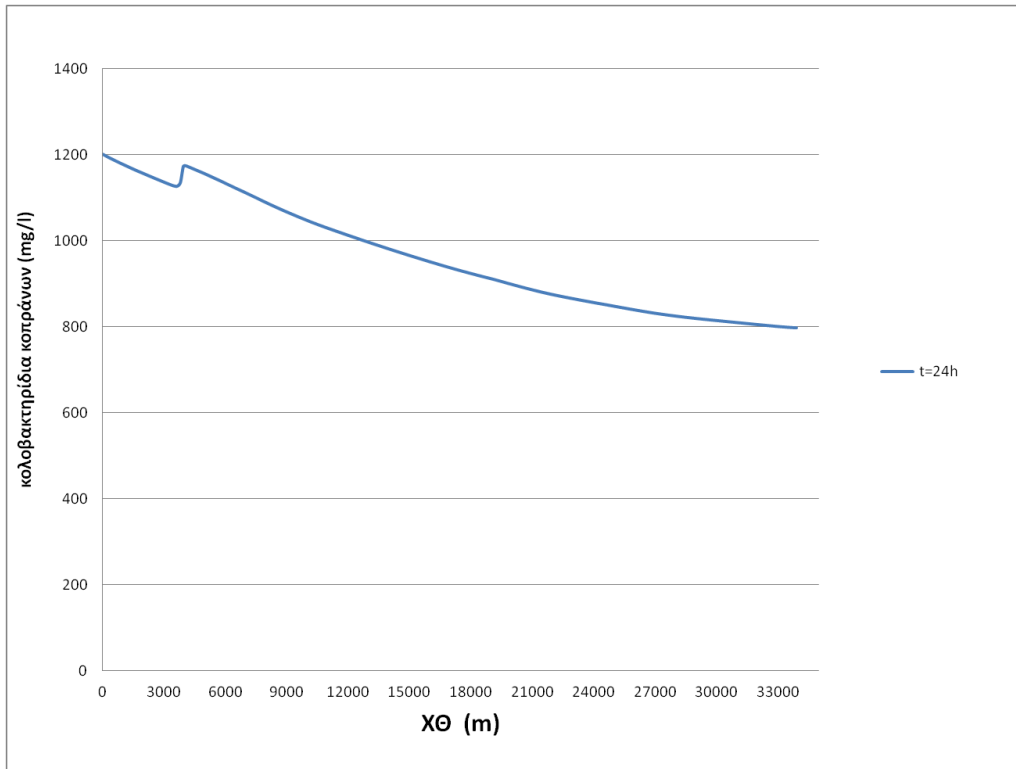
**Διάγραμμα 4.31: Χρονική διακύμανση νιτρικών σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



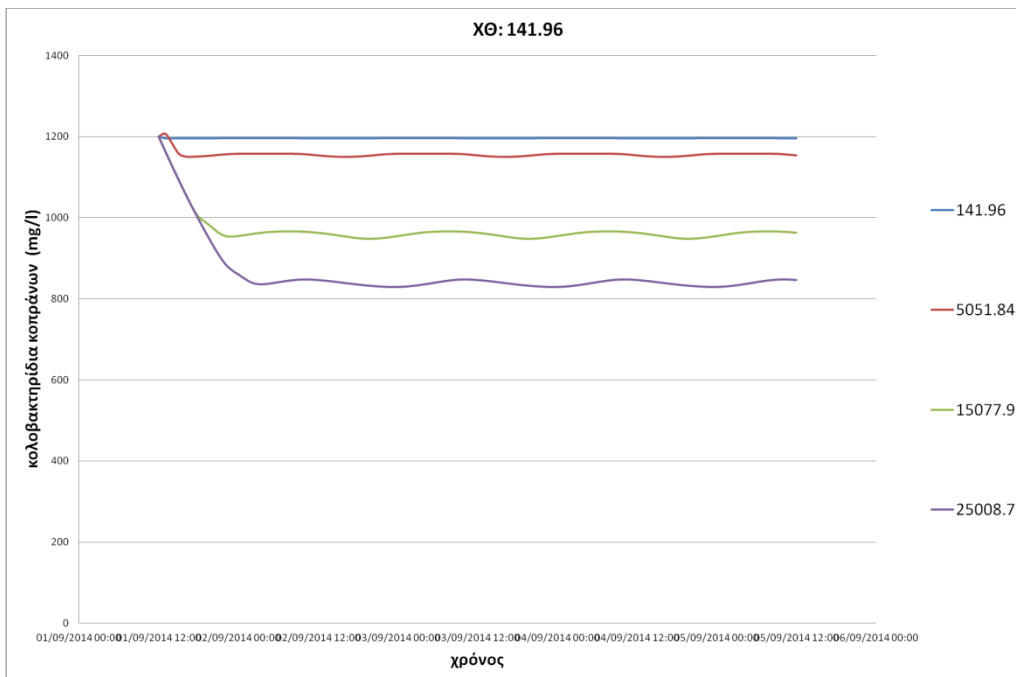
**Διάγραμμα 4.32: Χωρική διακύμανση, ορθοφωσφορικών, σωματιδιακού και ολικού φωσφόρου για t= 24 ώρες**



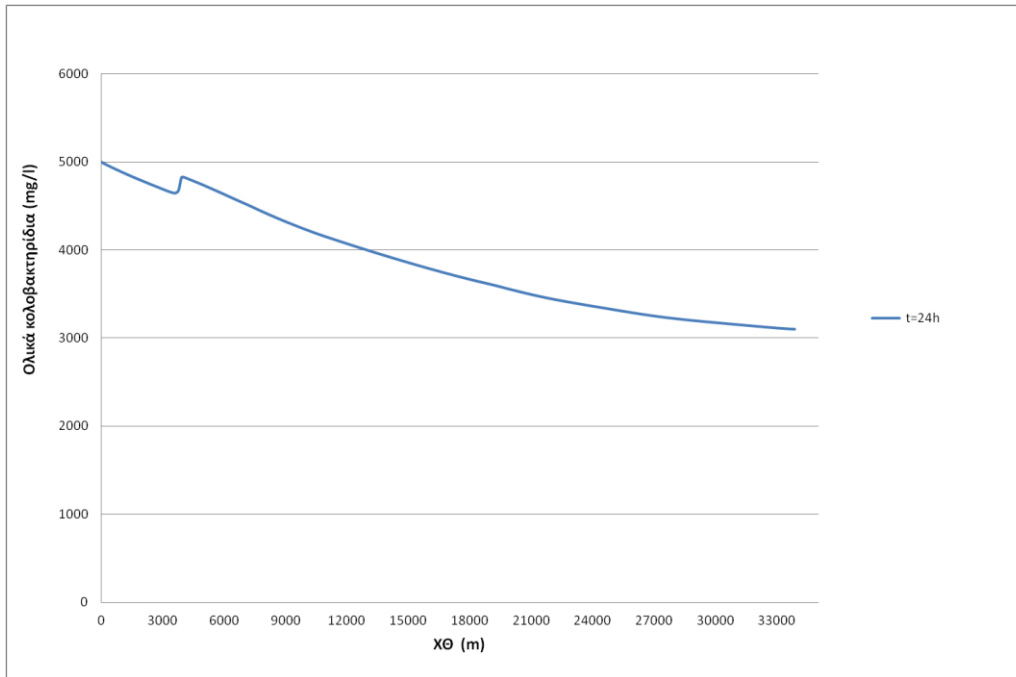
**Διάγραμμα 4.33: Χρονική διακύμανση ολικού φωσφόρου σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



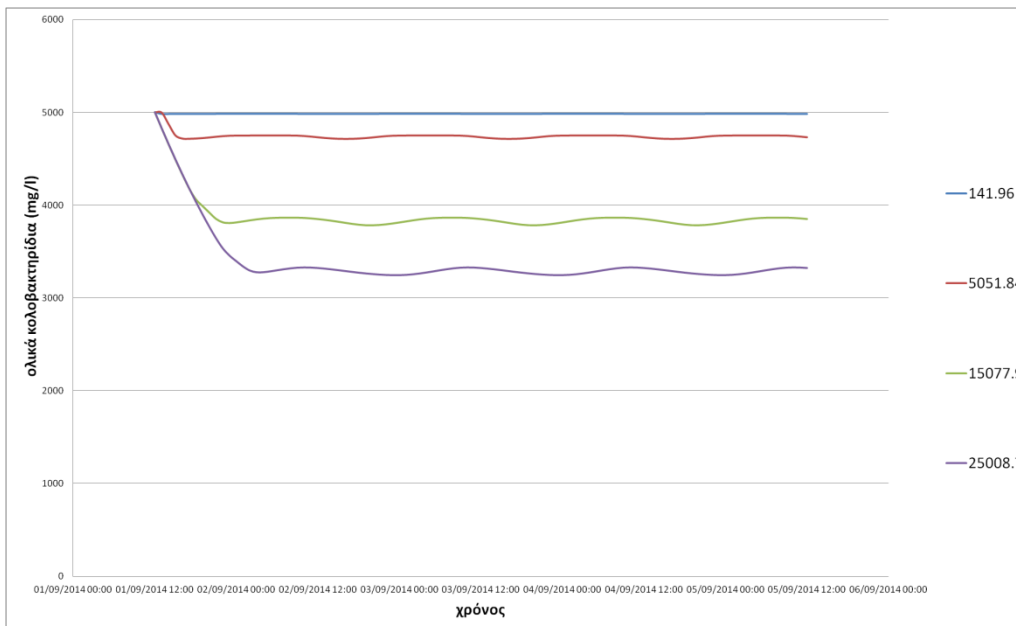
**Διάγραμμα 4.34: Χωρική διακύμανση κολοβακτηριδίων κοπράνων για t=24 ώρες**



**Διάγραμμα 4.35: Χρονική διακύμανση κολοβακτηριδίων κοπράνων σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



**Διάγραμμα 4.36: Χωρική διακύμανση ολικών κολοβακτηριδίων για t=24 ώρες**



**Διάγραμμα 4.37: Χρονική διακύμανση ολικών κολοβακτηριδίων σε 4 χιλιομετρικές θέσεις**



Εξετάζοντας το φαινόμενο χωρικά, παρατηρείται μείωση της συγκέντρωσης του διαλυμένου οξυγόνου στη θέση όπου εισέρχεται το οργανικό φορτίο από τη σημειακή πηγή (Χ.Θ. = 3.929,49 m). Κάτι τέτοιο είναι αναμενόμενο καθώς το οξυγόνο καταναλώνεται κατά την οξείδωση της οργανικής ύλης που εισέρχεται στη συγκεκριμένη θέση. Όσο απομακρυνόμαστε από τη σημειακή πηγή παρατηρείται σταδιακή αύξηση του διαλυμένου οξυγόνου κάτι το οποίο είναι αναμενόμενο αφού από κάποιο σημείο και μετά ο ρυθμός προσθήκης οξυγόνου λόγω επαναερισμού από την ατμόσφαιρα είναι μεγαλύτερος από το ρυθμό κατανάλωσης του οξυγόνου λόγω της αποδόμησης του οργανικού φορτίου

Όσον αφορά στο BOD, τα ολικά κολοβακτηρίδια και τα κολοβακτηρίδια κοπράνων παρατηρείται μια έντονη αύξηση της συγκέντρωσης τους στη θέση όπου εισέρχεται το οργανικό φορτίο από τη σημειακή πηγή. Αυτό οφείλεται στο γεγονός ότι η συγκέντρωση τους από το ρεύμα της σημειακής πηγής είναι σημαντικά μεγαλύτερη αυτής του κυρίως όγκου του ποταμού. Όσο απομακρυνόμαστε από τη σημειακή πηγή παρατηρείται σταδιακή μείωση του BOD λόγω της αποδόμησης του και των κολοβακτηριδίων λόγω της θανάτωσης τους κυρίως από την ηλιακή ακτινοβολία. Η συγκέντρωση των αμμωνιακών, των νιτρικών και του ολικού φωσφόρου δεν παρουσιάζει ιδιαίτερη μεταβολή κατά μήκος του ποταμού.

Από τα παραπάνω διαγράμματα χρονικής διακύμανσης παρατηρείται μια περιοδικότητα στη συμπεριφορά του DO ανά 24ωρο ενώ η τιμή του BOD, και των κολοβακτηριδίων μειώνεται και σταθεροποιείται μετά το πρώτο 12ωρο όπου αποκαθίστανται μόνιμες συνθήκες. Βέβαια στην συγκέντρωση των κολοβακτηριδίων υπάρχει μια μικρή διακύμανση και μετά το 12ωρο που οφείλεται στην διακύμανση της ακτινοβολίας η οποία είναι ο κύριος παράγοντας θανάτωσης των κολοβακτηριδίων. Η συγκέντρωση της αμμωνίας, των νιτρικών, των νιτροφωσφορικών και του σωματιδιακού φωσφόρου παραμένει σταθερή

Τα παραπάνω αποτελέσματα ελέγχθηκαν και συμφωνούν και με πειραματικές μετρήσεις από την περιοχή μελέτης.

Για την αξιολόγηση των ποιοτικών χαρακτηριστικών του ποταμού χρησιμοποιήθηκαν Περιβαλλοντικά Πρότυπα τα οποία έχουν θεσμοθετηθεί με την ΚΥΑ 20488/31-05-2010 για την λεκάνη απορροής του Ασωπού και παρουσιάζονται στον παρακάτω πίνακα:

**Πίνακας 4.9: Περιβαλλοντικά Πρότυπα σύμφωνα με την ΚΥΑ 20488/31-05-2010  
για την λεκάνη απορροής του Ασωπού**

	Συγκέντρωση (mg/l)
<b>BOD</b>	4
<b>DO</b>	70% συγκέντρωσης κορεσμού
<b>NH4-N</b>	0,3
<b>NO3-N</b>	6
<b>TP</b>	0,3

Από τα παραπάνω διαγράμματα φαίνεται πως οι συγκεντρώσεις των υπό εξέταση μεταβλητών είναι εντός των θεσμοθετημένων ορίων.

#### 4.3.3.1 Υποθετικό Σενάριο

Στη συνέχεια μελετήθηκε η προσομοίωση ενός υποθετικού σεναρίου πολύ δυσμενέστερου του κανονικού για να αναδειχθεί η ικανότητα του μοντέλου για εύρεση λύσης σε περίπτωση ρυπασμένου ποταμού. Σε αυτό το υποθετικό σενάριο χρησιμοποιήθηκε το ίδιο ποτάμι αλλά αυξήθηκαν τα φορτία στην σημειακή πηγή.

**Πίνακας 4.10: Δεδομένα εισόδου μοντέλου**

<b>Στη XΘ = 0 (αρχή ποταμού):</b>
Q = 12,3 m <sup>3</sup> /s
BOD = 4 mg/l
DO = 6,5 mg/l
NH <sub>4</sub> -N = 0,02 mg/l
NO <sub>3</sub> -N = 0,8 mg/l
PO <sub>4</sub> -P = 0,02
P σωματιδιακό = 0,1 mg/l
TC = 5000 no/100 ml
FC = 1200 no/100 ml
T = 20 °C
Οι παραπάνω τιμές επιλέχθηκαν για όλο το μήκος του ποταμού
<b>Στη XΘ = 3929.49:</b>
Q = 1,5 m <sup>3</sup> /s
BOD = 14 mg/l
DO = 2 mg/l

$\text{NH}_4\text{-N} = 0,9 \text{ mg/l}$

$\text{NO}_3\text{-N} = 0,15 \text{ mg/l}$

$\text{PO}_4\text{-P} = 0,35$

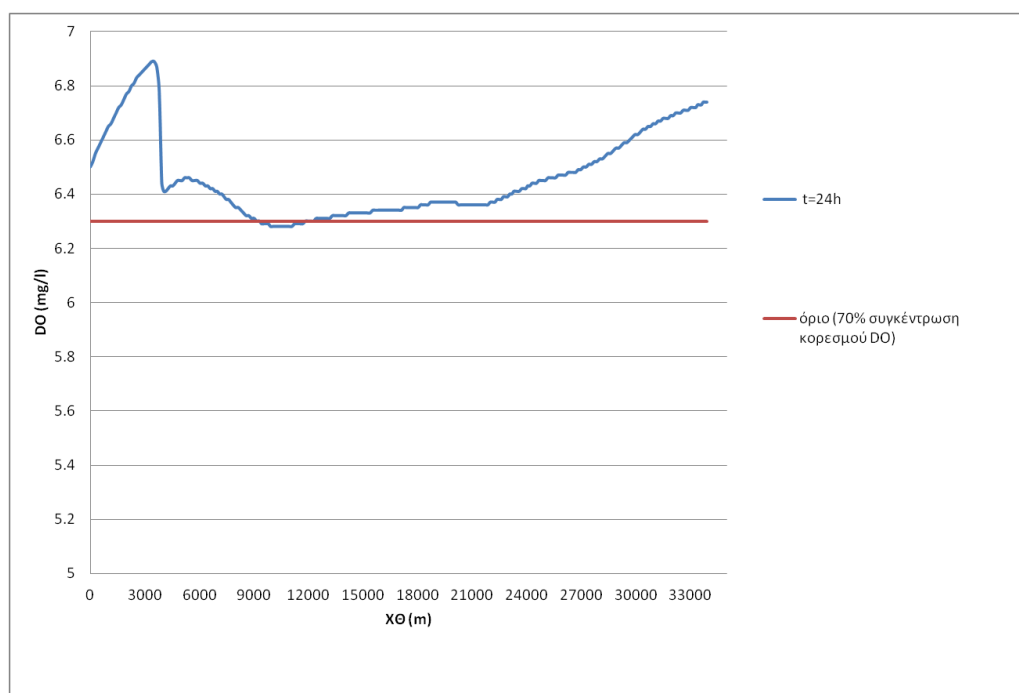
$\text{P σωματιδιακό} = 0,3 \text{ mg/l}$

$\text{TC} = 12000 \text{ no/100 ml}$

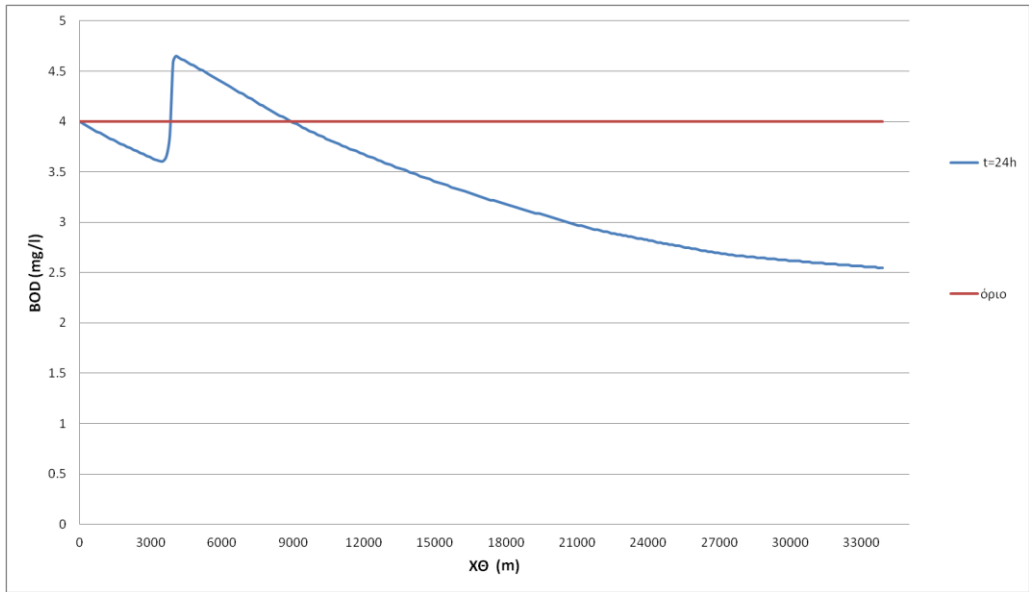
$\text{FC} = 3000 \text{ no/100 ml}$

$T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$

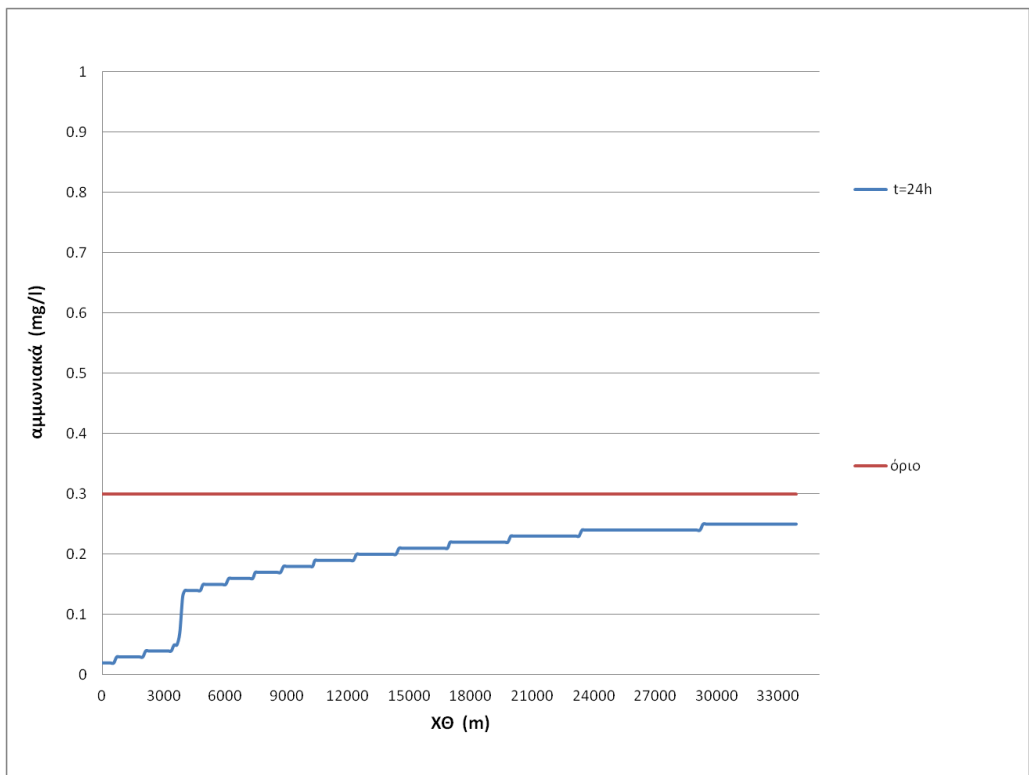
Τα αποτελέσματα της προσομοίωσης παρουσιάζονται στα παρακάτω διαγράμματα:



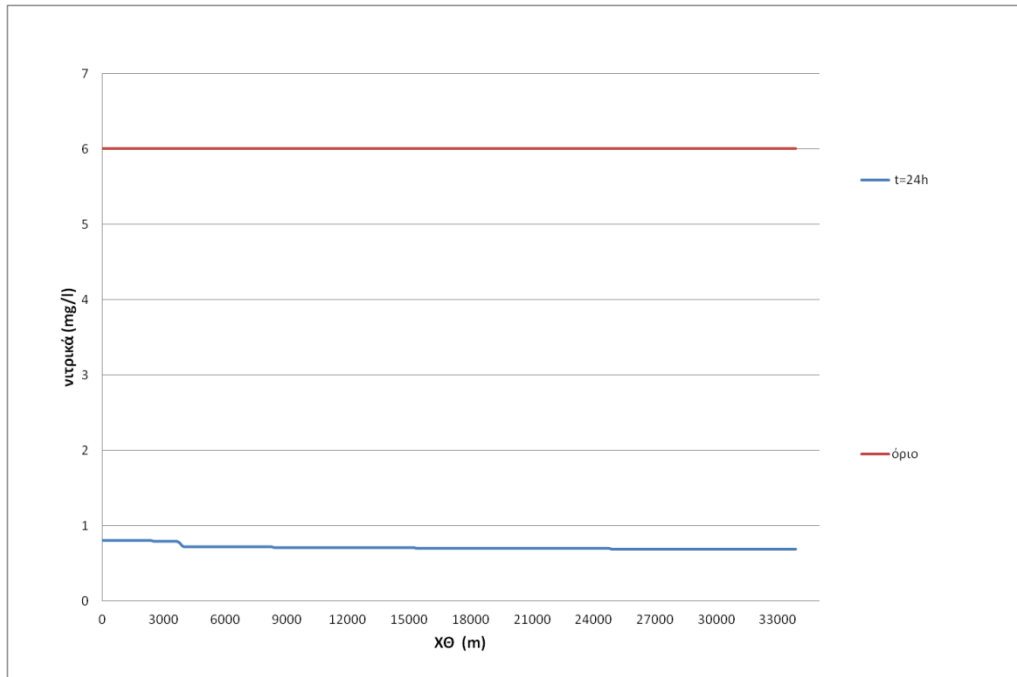
**Διάγραμμα 4.38: Χωρική διακύμανση DO για t= 24 ώρες**



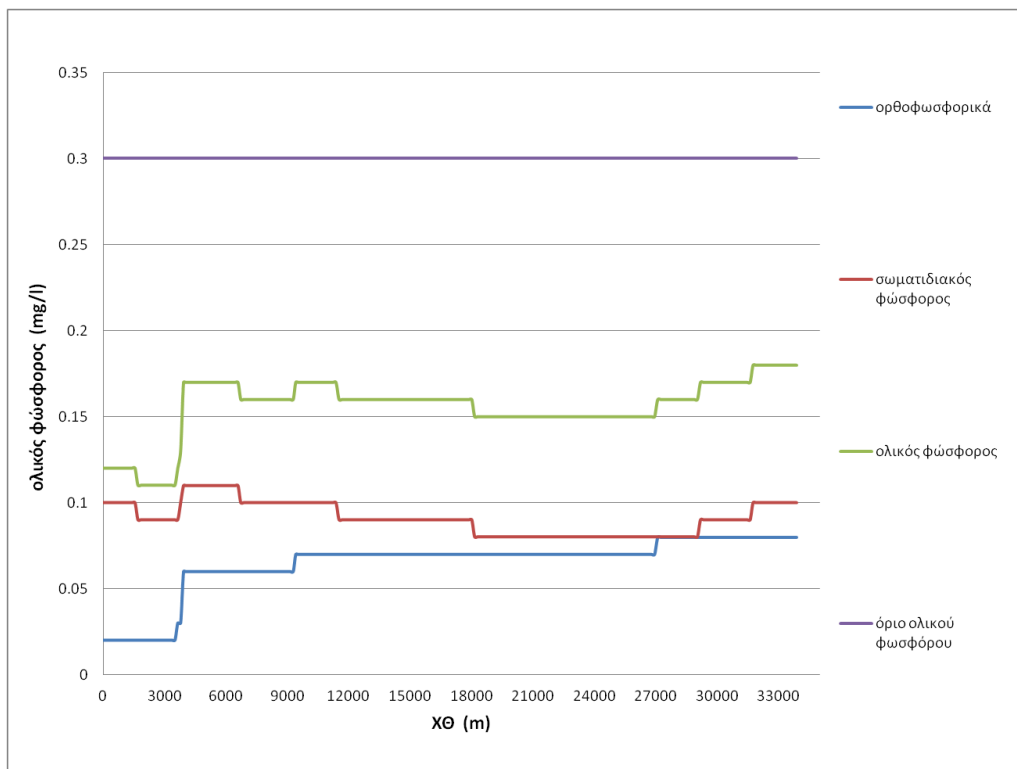
**Διάγραμμα 4.39: Χωρική διακύμανση BOD για t= 24 ώρες**



**Διάγραμμα 4.40: Χωρική διακύμανση αμμωνιακών για t= 24 ώρες**

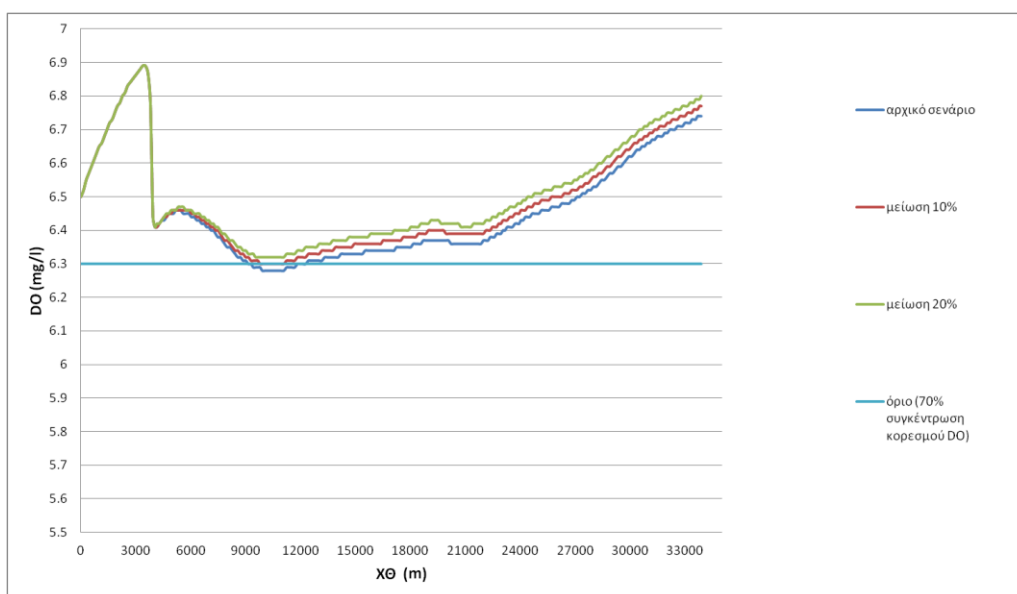


**Διάγραμμα 4.41: Χωρική διακύμανση νιτρικών για t= 24 ώρες**

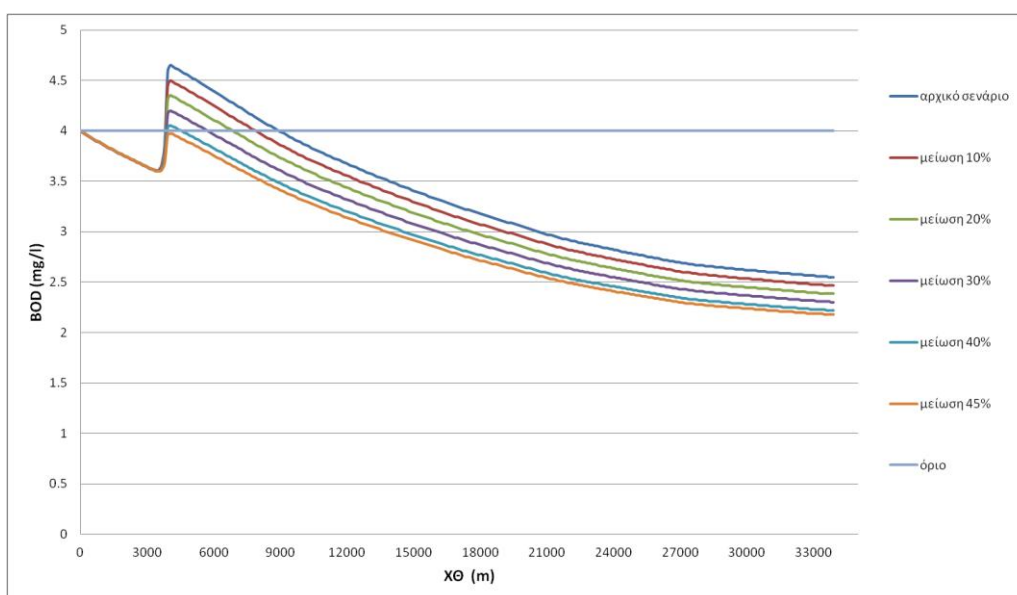


**Διάγραμμα 4.42: Χωρική διακύμανση, ορθοφωσφορικών, σωματιδιακού και ολικού φωσφόρου για t= 24 ώρες**

Όπως φαίνεται από τα διαγράμματα παρατηρείται υπέρβαση του θεσμοθετημένου ορίου για το DO και το BOD κατάντη της σημειακής πηγής. Για το λόγο αυτό έγιναν διαδοχικές προσομοιώσεις μειώνοντας σταδιακά τη συγκέντρωση του BOD στην σημειακή πηγή, μέχρι η συγκέντρωση του BOD και DO σε όλες τις θέσεις του ποταμού κατάντη της σημειακής πηγής να μην υπερβαίνει τα όρια της νομοθεσίας. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων φαίνονται στα παρακάτω διαγράμματα:



**Διάγραμμα 4.43: Μεταβολή της συγκέντρωσης του DO κατά μήκος του ποταμού για διαδοχικές μειώσεις του BOD στην σημειακή πηγή**



**Διάγραμμα 4.44: Μεταβολή της συγκέντρωσης του BOD κατά μήκος του ποταμού για διαδοχικές μειώσεις του BOD στην σημειακή πηγή**

Από τα παραπάνω διαγράμματα συμπεραίνεται ότι με μείωση 45% του BOD στην σημειακή πηγή επιτυγχάνεται η συγκέντρωση του BOD και DO σε όλες τις θέσεις του ποταμού κατάντη της σημειακής πηγής να είναι εντός των θεσμοθετημένων ορίων.

## 5. ΣΥΜΠΕΡΑΣΜΑΤΑ

Στόχος της παρούσας διπλωματικής εργασίας ήταν ο έλεγχος και η εφαρμογή του λογισμικού MIKE 11/ ECOLab σε ποτάμια συστήματα και ιδιαίτερα του υπομοντέλου ποιότητας νερού (Water Quality, WQ).. Τα κυριότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από την μελέτη και εφαρμογή του λογισμικού είναι τα εξής:

- Το MIKE 11/ ECO Lab είναι ένα πολύπλοκο λογισμικό το οποίο μπορεί να προσαρμοστεί και να ανταποκριθεί ικανοποιητικά σε εφαρμογές προσομοίωση της μονοδιάστατης ροής και της ποιοτικής κατάστασης ενός ποταμού.
- Ο πυρήνας της προσομοίωσης είναι το υδροδυναμικό μοντέλο το οποίο αποτελεί το συνδυαστικό κρίκο με το μοντέλο μεταφοράς-διασποράς (προσομοίωση φυσικών διεργασιών μεταφοράς-διασποράς) και το ποιοτικό μοντέλο (ποιοτική ανάλυση).
- Τα δεδομένα εισαγωγής που απαιτούνται για να τρέξει ικανοποιητικά το ποιοτικό μοντέλο MIKE 11/ECO Lab είναι τα ελάχιστα δυνατά. Οι υπόλοιπες παράμετροι είναι δυνατό να προσδιοριστούν έμμεσα ή από σχετική βιβλιογραφία. Εναλλακτικά μπορούν να εισαχθούν απευθείας οι προτεινόμενες, από την DHI, τιμές.
- Ανάλογα με τη φύση του προβλήματος της ποιότητας του νερού που εξετάζεται κάθε φορά, το ποιοτικό μοντέλο μπορεί να προσαρμοστεί σε διαφορετικά επίπεδα. Η πολυπλοκότητα του μοντέλου κυμαίνεται από την πιο απλή μορφή (επίπεδο 1), η οποία περιλαμβάνει BOD και DO μόνο, μέχρι το πιο σύνθετο επίπεδο, όπου το BOD χωρίζεται σε τρία κλάσματα: διαλυμένο, αιωρούμενο και καθιζάνων και επιπλέον εξετάζονται και οι επιδράσεις των θρεπτικών συστατικών (επίπεδο 6). Η μοντελοποίηση του φωσφόρου και των κολοβακτηριδίων μπορεί να συμπεριληφθεί σε όλα τα επίπεδα.

Όσον αφορά τις προσομοιώσεις που πραγματοποιήθηκαν τα κυριότερα συμπεράσματα που προέκυψαν από την εφαρμογή του λογισμικού MIKE 11/ ECO Lab είναι τα εξής:

- Από την ανάλυση ευαισθησίας που έγινε για τα 4 επίπεδα του ποιοτικού μοντέλου Ecolab, για τις διάφορες σταθερές των διεργασιών του μοντέλου



προέκυψε ότι οι παράμετροι που εξετάστηκαν έχουν την ίδια επίδραση στις συγκεντρώσεις των υπό μελέτη μεταβλητών σε όλα τα επίπεδα του μοντέλου. Στα επίπεδα που εξετάστηκαν φαίνεται πως η παράμετρος που επηρεάζει περισσότερο την συγκέντρωση του BOD είναι η σταθερά διάσπασης της οργανικής ύλης  $K_3$  στους 20 °C (1/day), ενώ τη συγκέντρωση του DO ο ρυθμός αναπνοής στους 20 °C,  $R_2$  (gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day). Επιπλέον στα επίπεδα 2 και 4 σημαντική επίδραση στο DO ασκεί και η ζήτηση του οξυγόνου από τα ιζήματα  $B_1$  (gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day). Όσον αφορά στις συγκεντρώσεις των αμμωνιακών και των νιτρικών οι υπό εξέταση παράμετροι δεν τις επηρεάζουν καθόλου ή σε κάποιες περιπτώσεις σε πολύ μικρό βαθμό.

- Για την σύγκριση των επιπέδων του μοντέλου έγιναν προσομοιώσεις με τα ίδια δεδομένα για όλα τα επίπεδα. Από την σύγκριση αυτή συμπεραίνεται πως η ζήτηση του οξυγόνου από τα ιζήματα και η καθίζηση του οργανικού υλικού (επίπεδα 2,4,5,6), είναι αυτή που επηρεάζει καθοριστικά την συγκέντρωση του DO και του BOD, σε αντίθεση με την νιτροποίηση (επίπεδα 3,4,6), την απονιτροποίηση (επίπεδα 4,6) και την κατηγοριοποίηση του BOD που δεν φαίνεται να επηρεάζουν σημαντικά τη συγκέντρωσή τους. Όσον αφορά στη συγκέντρωση της αμμωνίας και των νιτρικών δεν παρατηρούνται σημαντικές αλλαγές μεταξύ των επιπέδων 3, 4 και 6 γεγονός που μαρτυρά πως η καθίζηση του οργανικού υλικού, η απονιτροποίηση και η κατηγοριοποίηση του BOD δεν επηρεάζουν τις συγκεντρώσεις των θρεπτικών.
- Από την σύγκριση των επιπέδων προέκυψε ότι το επίπεδο (level )4 είναι το καταλληλότερο για την προσομοίωση του ποταμού αφού περιλαμβάνει όλες τις διεργασίες (επαναερισμός, αποικοδόμηση οργανικού υλικού, άμεση κατανάλωση οξυγόνου, αλληλεπίδραση με ιζήματα πυθμένα, νιτροποίηση, απονιτροποίηση) και απ' ότι φαίνεται είναι το δυσμενέστερο, οπότε δίνει και ασφαλέστερα αποτελέσματα. Βέβαια δεν λαμβάνει υπόψη την κλασματοποίηση του BOD αλλά αυτή δεν επηρεάζει σημαντικά τις εξεταζόμενες μεταβλητές. Επομένως, συμπεραίνεται ότι το επίπεδο 4 αποτελεί ένα ολοκληρωμένο μοντέλο προσομοίωσης σε επίπεδο διεργασιών στο υδάτινο περιβάλλον αξιοποιώντας παράλληλα έναν λογικό φόρτο δεδομένων.
- Από την εφαρμογή που έγινε στον Βοιωτικό Κηφισό, με δεδομένα εισόδου που προέρχονται από τις μετρήσεις που πραγματοποιούνται στο πλαίσιο του

εθνικού προγράμματος παρακολούθησης των υδάτων της χώρας, προέκυψε ότι οι συγκεντρώσεις των υπό εξέταση μεταβλητών συμφωνούν με τις πειραματικές και είναι εντός των θεσμοθετημένων ορίων (Περιβαλλοντικά Πρότυπα ΚΥΑ 20488/31-05-2010 για την λεκάνη απορροής του Ασωπού).

- Όσον αφορά στο υποθετικό σενάριο που μελετήθηκε, παρατηρήθηκε υπέρβαση του θεσμοθετημένου ορίου για το DO και το BOD κατάντη της σημειακής πηγής. Για το λόγο αυτό έγιναν διαδοχικές προσομοιώσεις μειώνοντας σταδιακά τη συγκέντρωση του BOD στην σημειακή πηγή, μέχρι η συγκέντρωση του BOD και DO σε όλες τις θέσεις του ποταμού κατάντη της σημειακής πηγής να μην υπερβαίνει τα θεσμοθετημένα όρια. Αυτό επιτεύχθηκε με μείωση 45% του BOD στην σημειακή πηγή.

## ΒΙΒΛΙΟΓΡΑΦΙΑ

1. Ευστρατιάδης Α., Ρόζος Ε., Κουκουβίνος Α., 2009, “ΥΔΡΟΓΕΙΟΣ – Μοντέλο υδρολογικής και υδρογεωλογικής προσομοίωσης Θεωρητική τεκμηρίωση”, Τομέας Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος ΕΜΠ, Αθήνα
2. Κουτούπα-Ρεγκάκου, 2008, «Δίκαιο του Περιβάλλοντος», Αθήνα
3. Λοιζίδου Μαρία, 2006, «Εισαγωγή στην Περιβαλλοντική Επιστήμη-Περιβαλλοντική Πολιτική», Σχολή Χημικών Μηχανικών ΕΜΠ, Αθήνα
4. Μάγδαλη Μαρία, 2012, «Μοντελοποίηση της υδρολογίας της λεκάνης απορροής του ποταμού Γεροπόταμου», Πολυτεχνείο Κρήτης, Τμήμα Μηχανικών Περιβάλλοντος, Χανιά,
5. Τσιγαρίδα Αναστασία, 2013, «Προσομοίωση ποιοτικών χαρακτηριστικών ποταμού μέσω του λογισμικού MIKE 11/ ECO Lab», Τομέας Υδατικών Πόρων και Περιβάλλοντος ΕΜΠ, Αθήνα
6. Χαραλάμπους Αικατερίνη, 2007, «Υδατικό Περιβάλλον» Τομέας Χημικών Επιστημών ΕΜΠ, Αθήνα
7. Anon, 2001, IPCC,
8. Anon., 1996. MIKE 3: Eutrophication Module, User Guide and Reference Manual, Release 2.7, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
9. Anon., 1996. MIKE21: User Guide and Reference Manual, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
10. Anon., 2003. MIKE 11 – A modeling system for Rivers and Channels: Short Introduction, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
11. Anon., 2012. AQUATOX: Modelling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Volume 1: User’s manual, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of science and technology, Washington DC 20460.
12. Anon., 2012. Heavy metal template, ECO Lab Scientific Description, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
13. Anon., 2012. Water quality WQ Templates – ECO Lab: Scientific Description, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark.
14. Anon., 2012. WQ Templates: Scientific Description, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark

15. Bobba A.G et al., 2000, “Application of environmental models to different hydrological systems”
16. Cao X. J and Zhang H., 2006, “Commentary on study of surface water quality model,” *Journal of Water Resources and Architectural Engineering*, vol. 4, no. 4, pp. 18–21, (Russian).
17. Cox, B.A., 2003. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers, *The Science of the Total Environment* 314 –316, 335–377
18. Esterby S. R , “Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications,” *Hydrological Processes*, vol. 10, no. 2, pp. 127–149, 1996.
19. Golomb D., Ryan D., Underhill J., Wade T., and Zemba S., 1997, “Atmospheric deposition of toxics onto Massachusetts Bay - II. Polycyclic aromatic hydrocarbons,” *Atmospheric Environment*, vol. 31, no. 9, pp. 1361–1368,
20. Grinsven Van, Driscoll J.J.M, C.T., and Tiktak, A., 1995, “Workshop on comparison of forest-soil-atmosphere models”
21. Morselli L., Olivieri P. , Brusori B. , and Passarini F., 2003, “Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy,” *Environmental Pollution*, vol. 124, no. 3, pp. 457–469
22. Mujumdar P. P. and Vemula V. R. S. , 2004, “Fuzzy waste load allocation model: simulation-optimization approach,” *Journal of Computing in Civil Engineering*, vol. 18, no. 2, pp. 120–131,.
23. Poor N., Pribble R., and Greening H., 2001, “Direct wet and dry deposition of ammonia, nitric acid, ammonium and nitrate to the Tampa Bay Estuary, FL, USA,” *Atmospheric Environment*, vol. 35, no. 23, pp. 3947–3955,
24. Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyody, L., Vanrolleghem, P., 1998. River water quality modeling: I. State of the art, I.A.W.Q. Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada.
25. Riffat R., 2012, “Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering”, CRC Press, Boca Raton, Fla, USA,

26. Rinaldi S. and Soncini-Sessa R., 1978 “Sensitivity analysis of generalized Streeter-Phelps models,” *Advances in Water Resources*, vol. 1, no. 3, pp. 141–146,.
27. Starfield, A. M., and Cundall P. A., 1988, “Towards a Methodology for Rock Mechanics Modelling,”.
28. Streeter H. W and. Phelps E. B, 1925, “A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River”, United States Public Health Service, U.S. Department of Health, Education and Welfare,
29. Wang J. Q., Zhong Z., and Wu J., 2004, “Stream water quality models and its development trend,” *Journal of Anhui Normal University (Natural Science)*, vol. 27, no. 3, pp. 243–247,.
30. Wang Q. G , Zhao X. H , Yang M. S , Zhao Y. , Liu K., and Ma Q., 2011, “Water quality model establishment for middle and lower reaches of Hanshui river, China,” *Chinese Geographical Sciences*, vol. 21, no. 6, pp. 647–655,.
31. Wang Qinggai , Shibe Li, Peng Jia, Changjun Qi, and Feng Ding, 2013, “A Review of Surface Water Quality Models”, *The Scientific World Journal*,
32. Xu Z.-X. and Lu S.-Q, 2003, “Research on hydrodynamic and water quality model for tidal river networks” *Journal of Hydrodynamics*, vol. 15, no. 2, pp. 64–70,
33. Zieminska-Stolarska, A., Skrzypski, J., 2012. “Review of mathematical models of water quality”, *Ecological Chemistry and Engineering*, 19(2):197-211.