

# 1. ΕΚΤΙΜΗΣΗ ΔΙΑΚΙΝΔΥΝΕΥΣΗΣ ΕΠΙΚΙΝΔΥΝΩΝ ΑΠΟΒΛΗΤΩΝ

## 1.1 Ποσοτική εκτίμηση της διακινδύνευσης

Ως *διακινδύνευση (risk)* γενικώς ορίζεται η πιθανότητα βλάβης ή απώλειας. Η διακινδύνευση είναι εγγενής σε όλες τις μορφές ζωής, δηλαδή στους ανθρώπους, στα ζώα και στα φυτά. Οι φυσικές καταστροφές, όπως κατολισθήσεις, σεισμοί, πλημμύρες και τυφώνες, δύνανται να προκαλέσουν θάνατο ή τραυματισμό. Βλάβες προκαλούμενες από ανθρώπινες δραστηριότητες, όπως τροχαία ατυχήματα, πτώσεις αεροσκαφών, διαρροές διασταλαγμάτων από χώρους εδαφικής διάθεσης αποβλήτων εκδηλώνονται σε ποικίλους βαθμούς σοβαρότητας.

Εάν η βλάβη δύναται να μετρηθεί, η διακινδύνευση ορίζεται ως το γινόμενο της πιθανότητας επί την σοβαρότητα των προκαλουμένων συνεπειών (Watts, 1997, LaGrega et al., 2001). Για παράδειγμα, εάν η σοβαρότητα ενός ατυχήματος εκφράζεται με απώλεια 10 εργατοημερών και η πιθανότητα να συμβεί το ατύχημα είναι 20%, τότε η διακινδύνευση ορίζεται ως  $10 \times 0,2 = 2$  εργατοημέρες.

Εάν η βλάβη δεν είναι μετρήσιμη, τότε ως διακινδύνευση ορίζεται η πιθανότητα προκλήσεως της βλάβης. Για παράδειγμα, εάν το 20% ενός πληθυσμού πρόκειται να εμφανίσει στεφανιαία νόσο, η διακινδύνευση εμφανίσεως της νόσου είναι 0,2 καθ' όλη την διάρκεια της ζωής του πληθυσμού (LaGrega et al., 2001).

Στο πεδίο διαχειρίσεως επικινδύνων αποβλήτων ευρίσκουν εφαρμογή κάποιοι ειδικοί ορισμοί διακινδύνευσης. Για παράδειγμα, ο όρος *διακινδύνευση υποβάθρου (background risk)* αναφέρεται στην διακινδύνευση που εκτίθεται κάποιος πληθυσμός, χωρίς να λαμβάνεται υπ' όψιν η παρουσία των επικινδύνων αποβλήτων. Ενδεικτικά στον Πίνακα 6-1 παρουσιάζονται διάφορες τιμές διακινδύνευσης υποβάθρου για κάποιες κοινές ανθρώπινες δραστηριότητες. *Προσαυξημένη διακινδύνευση (incremental risk)* είναι αυτή η οποία προκαλείται από την παρουσία των επικινδύνων αποβλήτων. *Ολική διακινδύνευση (total risk)* είναι το άθροισμα της διακινδύνευσης υποβάθρου και της προσαυξημένης διακινδύνευσης. Ο όρος *κίνδυνος (hazard)* διαφέρει από την διακινδύνευση και χαρακτηρίζει την πραγματική ικανότητα ενός αποβλήτου να προκαλέσει βλάβη. Ο κίνδυνος δύναται να θεωρηθεί ως η πηγή της διακινδύνευσης και εξαρτάται από την επιμονή, την κινητικότητα και την τοξικότητα των ρύπων που τον προκαλούν.

**Πίνακας 6-1. Τιμές διακινδύνευσης υποβάθρου για κάποιες ενδεικτικές ανθρώπινες δραστηριότητες (Πηγή: LaGrega et al., 2001)**

| Ενέργεια                                       | Διακινδύνευση σε ετήσια βάση | Αβεβαιότητα |
|--|------------------------------|-------------|
| Ατύχημα με αυτοκίνητο, συνολικά                | $2,4 \times 10^{-4}$         | 10%         |
| Ατύχημα στο σπίτι                              | $1,1 \times 10^{-4}$         | 5%          |
| Κάπνισμα 1 πακέτο την ημέρα                    | $3,6 \times 10^{-3}$         | 3×          |
| Φυστικοβούτυρο (4 κουταλιές τσαγιού την ημέρα) | $8 \times 10^{-6}$           | 3×          |
| Πόσιμο νερό με TCE στο όριο της EPA            | $2 \times 10^{-9}$           | 10×         |

Σύμφωνα με την Εθνική Ακαδημία Επιστημών (National Academy of Sciences) και την Υπηρεσία Προστασίας Περιβάλλοντος (Environmental Protection Agency) των ΗΠΑ, υπάρχουν τα εξής 4 βήματα για την εκτίμηση της διακινδύνευσης (*risk assessment*):

1. *Ταυτοποίηση κινδύνου (hazard identification)*: Αναφέρεται στην ανάλυση της πηγής, δηλαδή των χημικών ουσιών και των χαρακτηριστικών τους, που προκαλούν την διακινδύνευση.
2. *Εκτίμηση εκθέσεως των δεκτών (exposure assessment)*: Αναφέρεται στην ανάλυση της διαδρομής (pathway analysis), δηλαδή στην εν δυνάμει κίνηση των ρύπων από την πηγή στους δέκτες και στον βαθμό προσλήψεως ρύπων από αυτούς.
3. *Εκτίμηση τοξικότητας (toxicity assessment)*: Αναφέρεται στον προσδιορισμό αριθμητικών δεικτών τοξικότητας.
4. *Χαρακτηρισμός διακινδύνευσης (risk characterization)*: Στοχεύει στον υπολογισμό ενός αριθμού, ο οποίος εκφράζει την διακινδύνευση.

Η εκτίμηση διακινδύνευσης χρησιμοποιεί διαφορετικά κριτήρια εφαρμογής, τα οποία εξαρτώνται από την φύση των δεκτών και το είδος και την τοξικότητα των ρύπων. Για παράδειγμα, χρησιμοποιούνται διαφορετικές προσεγγίσεις για την εκτίμηση της διακινδύνευσης από καρκινογόνους ρύπους, σε σύγκριση με μη καρκινογόνους αλλά τοξικούς ρύπους. Στην οικολογική εκτίμηση της διακινδύνευσης αξιολογείται και ποσοτικοποιείται η πιθανότητα βλάβης σε φυτά και σε ζώα, που συχνά είναι αδύνατη, λόγω σοβαρής ελλείψεως δεδομένων.

Η εκτίμηση της διακινδύνευσης χρησιμοποιείται στην λήψη αποφάσεων για την διαχείριση αυτής. Για παράδειγμα, χρησιμοποιείται στην επιλογή

μεθόδων επεξεργασίας ή διαθέσεως επικινδύνων αποβλήτων, στην χωροθέτηση εγκαταστάσεων και στην επιλογή των οδών μεταφοράς. Μία άλλη σημαντική εφαρμογή είναι η θέσπιση ανωτάτων επιτρεπτών ορίων σε ρυπανθέντα εδάφη και υπόγεια ύδατα. Στην περίπτωση αυτή, πρέπει να απαντηθεί το κρίσιμο ερώτημα “*how clean is clean*”. Έτσι, αφού αποφασισθεί η ανώτατη αποδεκτή διακινδύνευση, διεξάγεται μία σειρά αντίστροφων υπολογισμών για τον ορισμό της ανωτάτης επιτρεπτής συγκεντρώσεως, η οποία οδηγεί στην δεδομένη διακινδύνευση. Για παράδειγμα, για μία δεδομένη περιοχή αποφασίζεται ότι όλα τα εδάφη με συγκέντρωση βενζολίου μεγαλύτερη των 700 mg/kg πρέπει να εξυγιανθούν.

## **1.2 Ταυτοποίηση κινδύνου**

Το πρώτο βήμα στην εκτίμηση της διακινδύνευσης από επικίνδυνα απόβλητα είναι μία λεπτομερής αξιολόγηση της πηγής του κινδύνου. Αυτή περιλαμβάνει τον προσδιορισμό της ταυτότητας, συγκεντρώσεως και ιδιοτήτων των ρυπαντικών ουσιών σε μία εγκατάσταση παραγωγής ή διαχείρισης επικινδύνων αποβλήτων ή σε ρυπανθέντα εδάφη και ύδατα. Για τον σκοπό αυτό, ενδέχεται να απαιτείται δειγματοληψία του αποβλήτου, τοποθέτηση δειγματοληπτικών γεωτρήσεων στο πεδίο, χημική ανάλυση και επεξεργασία δεδομένων. Η ταυτοποίηση κινδύνου εστιάζει περισσότερο στους ρύπους με μεγαλύτερη διακινδύνευση. Για παράδειγμα, η συλλογή πληροφοριών και δεδομένων θα είναι πολύ λεπτομερέστερη για τυχόν χλωριωμένες διοξίνες και όχι για αλκάνια.

Οι περισσότεροι παραγωγοί επικινδύνων αποβλήτων ή οι περιοχές που έχουν ρυπανθεί από αυτά περιέχουν δεκάδες ή εκατοντάδες χημικών ουσιών. Έτσι, η συλλογή στοιχείων για την ταυτοποίηση κινδύνου δύναται να καταστεί μη ρεαλιστική και ενίοτε απαγορευτική. Μία αποδεκτή προσέγγιση είναι να εστιασθεί η προσπάθεια μόνον στις ουσίες υψηλής διακινδύνευσης, οι οποίες θεωρούνται ως αντιπρόσωποι (*surrogates*) όλων των ουσιών, οι οποίες υπάρχουν στο μείγμα. Η χρήση αντιπροσώπων ελαττώνει σημαντικά τα απαιτούμενα δεδομένα για την ταυτοποίηση κινδύνου.

Τα δύο σημαντικότερα χαρακτηριστικά, που χρησιμοποιούνται για την επιλογή αντιπροσώπων, είναι η συγκέντρωση και η τοξικότητα των ουσιών. Με βάση αυτά, υπολογίζεται ένας δείκτης διακινδύνευσης, ο οποίος καλείται *χημικός βαθμός (chemical score)* για κάθε ρυπαντική ουσία και για κάθε φυσικό μέσον (έδαφος, ατμόσφαιρα, ύδατα, απόβλητα). Για συντηρητική επιλογή αντιπροσώπων χρησιμοποιούνται ουσίες, οι οποίες κατέχουν συνολικά περισσότερο από το 99% της τοξικότητας του

μείγματος. Η μεθοδολογία επιλογής αντιπροσώπων ακολουθεί τα εξής βήματα (Watts, 1997):

1. Διαχωρίζεται κάθε ρυπαντική ουσία με βάση το φυσικό μέσον που περιέχεται, ήτοι έδαφος, επιφανειακά ύδατα, υπόγεια ύδατα, ατμόσφαιρα, διάφορα στερεά (π.χ., ιλύες, επικίνδυνα απόβλητα).
2. Κατασκευάζεται πίνακας με τις ουσίες κάθε φυσικού μέσου, την μέση συγκέντρωση και την διακύμανση της συγκεντρώσεως κάθε ουσίας.
3. Προστίθενται στον πίνακα οι τιμές των δόσεων αναφοράς (reference dose) για μη καρκινογόνες ουσίες και των παραγόντων κλίσεως (slope factors) για τις καρκινογόνες ουσίες.
4. Υπολογίζεται ο χημικός βαθμός για κάθε ρυπαντική ουσία, χρησιμοποιώντας την γενική εξίσωση:

$$R_{i,j} = C_{i,j} T_{i,j}$$

όπου:  $R_{i,j}$  = χημικός βαθμός για την ρυπαντική ουσία  $i$  στο φυσικό μέσον  $j$

$C_{i,j}$  = συγκέντρωση ρυπαντικής ουσίας  $i$  στο φυσικό μέσον  $j$

$T_{i,j}$  = τιμή τοξικότητας για την ουσία  $i$  στο φυσικό μέσον  $j$

Για μη καρκινογόνες ουσίες, η ανωτέρω εξίσωση εξειδικεύεται ως εξής:

$$R_{i,j} = \frac{C_{\max,i,j}}{RfD_{i,j}}$$

όπου:  $C_{\max,i,j}$  = μέγιστη συγκέντρωση της ρυπαντικής ουσίας  $i$  στο φυσικό μέσον  $j$

$RfD_{i,j}$  = δόση αναφοράς της ρυπαντικής ουσίας  $i,j$ , mg/kg.d

Για καρκινογόνες ουσίες, η αντίστοιχη εξίσωση είναι:

$$R_{i,j} = (C_{\max,i,j})(SF_{i,j})$$

όπου:  $SF_{i,j}$  = συντελεστής κλίσεως της ρυπαντικής ουσίας  $i,j$ , kg.d/mg

Ο ολικός χημικός βαθμός για το μέσον  $j$  είναι:

$$R_j = \sum_{i=1}^i R_{i,j}$$

5. Τοποθετούνται οι ρυπαντικές ουσίες του μείγματος με σειρά φθίνουσας τιμής χημικού βαθμού.
6. Επιλέγονται οι ουσίες κατέχουν το 99% του χημικού βαθμού (αντιπρόσωποι).

### Παράδειγμα

Οι κατωτέρω ουσίες και οι αντίστοιχες συγκεντρώσεις τους έχουν προσδιορισθεί στο έδαφος μίας περιοχής ρυπασμένης με επικίνδυνα απόβλητα. Να υπολογισθεί ο ελάχιστος αριθμός αντιπροσώπων, οι οποίοι κατέχουν το 99% της διακινδύνευσης.

| Ρύπος              | Συγκέντρωση στο έδαφος, mg/kg |
|--------------------|-------------------------------|
| Aldrin             | 42                            |
| Ακετόνη            | 240                           |
| 2,4-Διχλωροφαινόλη | 56                            |
| Πενταχλωροφαινόλη  | 110                           |
| Τετραχλωροαιθέριο  | 450                           |
| Πυρένιο            | 106                           |

### Λύση

Από τον Πίνακα 5-3 ή την σχετική βιβλιογραφία της Τοξικολογίας επιλέγονται οι τιμές *RfD* και *SF* για τις ανωτέρω ουσίες και υπολογίζονται οι τιμές *R* για το έδαφος, όπως φαίνεται στον κατωτέρω πίνακα. Επειδή κάποιες ουσίες έχουν καρκινογόνο και μη καρκινογόνο δράση, η κατάταξη πρέπει να γίνει ξεχωριστά.

Για μη καρκινογόνο δράση, επιλέγονται ως αντιπρόσωποι οι ουσίες aldrin, τετραχλωροαιθέριο και 2,4-διχλωροφαινόλη, οι οποίες κατέχουν το 99,3% της διακινδύνευσης:

$$\% = \frac{(1400000 + 45000 + 18667)(100)}{1473267} \cong 99,3\%$$

Για καρκινογόνο δράση, επιλέγονται οι δύο ουσίες aldrin και πενταχλωροφαινόλη με γνωστό συντελεστή κλίσεως, οι οποίες κατέχουν το 100% της διακινδύνευσης. Το aldrin από μόνον του κατέχει το 98,2% της διακινδύνευσης.

Πίνακας κατάταξης για μη καρκινογόνο και καρκινογόνο δράση

| Ρύπος              | $C_{ij}$ , mg/kg | Μη καρκινογόνος δράση |                |          | Καρκινογόνος δράση   |              |          |
|--------------------|------------------|-----------------------|----------------|----------|----------------------|--------------|----------|
|                    |                  | $RfD_{i,j}$ , mg/kg.d | $R_j$ , d      | Κατάταξη | $SF_{i,j}$ , kg.d/mg | $R_j$ , d    | Κατάταξη |
| Aldrin             | 42               | $3 \times 10^{-5}$    | 1400000        | 1        | 17                   | 714          | 1        |
| Ακετόνη            | 240              | 0,1                   | 2400           | 6        | -                    | -            | -        |
| 2,4-Διχλωροφαινόλη | 56               | 0,003                 | 18667          | 3        | -                    | -            | -        |
| Πενταχλωροφαινόλη  | 110              | 0,03                  | 3667           | 4        | 0,12                 | 13,2         | 2        |
| Τετραχλωροαιθέριο  | 450              | 0,01                  | 45000          | 2        | -                    | -            | -        |
| Πυρένιο            | 106              | 0,03                  | 3533           | 5        | -                    | -            | -        |
| <b>Σύνολον</b>     |                  |                       | <b>1473267</b> |          |                      | <b>727,2</b> |          |

### 1.3 Εκτίμηση εκθέσεως

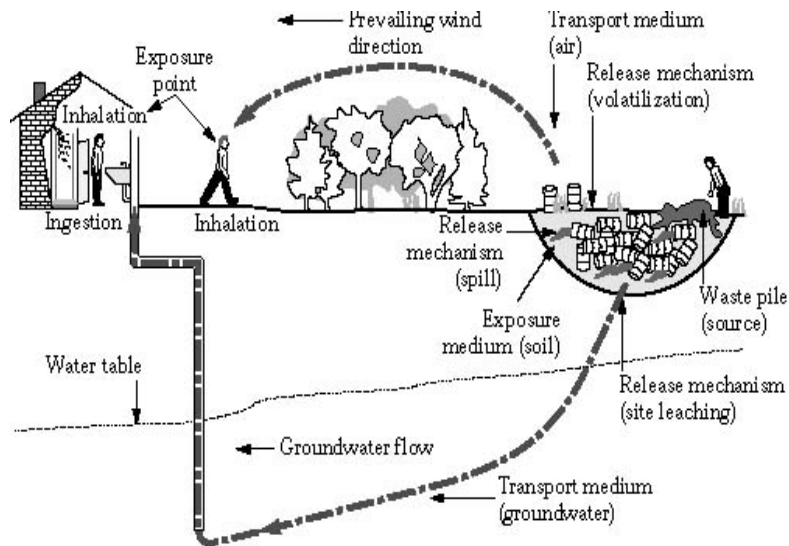
Ως έκθεση ορίζεται η επαφή ενός οργανισμού με μία ή περισσότερες ρυπαντικές ουσίες (Watts, 1997). Εκτίμηση της εκθέσεως είναι ο υπολογισμός του μεγέθους, της συχνότητας, της διάρκειας και της διαδρομής αυτής. Σκοπός της εκτίμησης είναι ο υπολογισμός της συγκεντρώσεως του ρύπου και της δόσεως αυτού στον πληθυσμό, ο οποίος επηρεάζεται από το απόβλητο. Η εκτίμηση εκθέσεως περιλαμβάνει τα εξής βήματα (Watts, 1997):

1. Ταυτοποίηση των εν δυνάμει εκτιθέμενων πληθυσμών.
2. Ταυτοποίηση των εν δυνάμει διαδρομών εκθέσεως (exposure pathways).
3. Υπολογισμός των συγκεντρώσεων εκθέσεως.
4. Υπολογισμός της προσλήψεως των χημικών ουσιών (intake) από τον μελετώμενο πληθυσμό.

Για την εκτίμηση της εκθέσεως, θα πρέπει να ορισθεί ο πληθυσμός που εκτίθεται. Τίθεται το ερώτημα εάν θα είναι ο γενικός πληθυσμός της περιοχής ή ευαίσθητα μέρη του πληθυσμού, όπως παιδιά, ηλικιωμένοι, ασθενείς ή εργαζόμενοι σε μία συγκεκριμένη εργασία. Για την αναγνώριση ενός πληθυσμού – δέκτη, ενδέχεται να απαιτείται χρήση ενός γεωγραφικού συστήματος πληροφοριών ή η άποψη κάποιου ειδικού.

Χρήσιμες πληροφορίες για τον πληθυσμό – δέκτη είναι η διάρκεια της εκθέσεως, το μέσο βάρος των ατόμων του πληθυσμού, η συχνότητα των εκθέσεων και μελλοντικά δημογραφικά στοιχεία, όπως αύξηση/ελάττωση του πληθυσμού.

Η ταυτοποίηση των διαδρομών και ο υπολογισμός των συγκεντρώσεων εκθέσεως στηρίζεται σε διεργασίες όπως έκπλυση και αεριοποίηση, σε μετασχηματισμούς όπως υδρόλυση και βιοαπαοδόμηση και σε υπολογισμό της υπόγειας και ατμοσφαιρικής κίνησης. Οι συγκεντρώσεις εκθέσεως δύνανται να προσδιορισθούν με δειγματοληψία και χημική ανάλυση ή να υπολογισθούν με μαθηματική προσομοίωση, η οποία στηρίζεται σε κάποιες τουλάχιστον μετρήσεις. Βεβαίως, οι πραγματικές μετρήσεις πρέπει να προτιμώνται, αλλά δεν είναι πάντοτε διαθέσιμες. Πρέπει, όμως, να διενεργούνται, όταν υπάρχει άμεση επαφή του δέκτη με ρυπασμένα μέσα (π.χ., εδάφη), ή όταν η έκθεση γίνεται απ' ευθείας στην πηγή. Σε γενικές γραμμές, ο συνδυασμός μετρήσεων και μαθηματικών προσομοιώσεων είναι η πρακτικότερη προσέγγιση. Το Σχήμα 6-1 παρουσιάζει δύο απλές και συγχρόνως κοινές διαδρομές έκθεσης, αυτές του ρυπασμένου αέρα και του ρυπασμένου υπόγειου νερού.



**Σχήμα 6-1. Παραδείγματα διαδρομών έκθεσης (Πηγή: EPA, 1989)**

Για τον υπολογισμό της προσλήψεως (intake) ενός ρύπου από ένα δέκτη απαιτούνται οι εξής πληροφορίες:

1. Αυτές που σχετίζονται με τον ρύπο, π.χ., συγκέντρωση.
2. Αυτές που σχετίζονται με τον πληθυσμό – δέκτη, π.χ., συχνότητα και διάρκεια εκθέσεως, βάρος σώματος και ρυθμός επαφής.
3. Ο χρόνος στον οποίον υπολογίζεται η μέση τιμή εκθέσεως (averaging time).

Για τον υπολογισμό της λήψεως μίας χημικής ουσίας από ένα δέκτη, χρησιμοποιείται η **γενική εξίσωση** (Watts, 1997 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$I = \frac{(C)(CR)(EFD)}{(BW)(AT)}$$

- όπου:  $I$  = εσωτερική λήψη (intake), mg/kg.d  
 $C$  = μέση συγκέντρωση εκθέσεως (exposure concentration) κατά την χρονική περίοδο της εκθέσεως, mg/L για υδατικά μέσα και mg/m<sup>3</sup> για αέρα.  
 $CR$  = ρυθμός επαφής (contact rate) του ρυπασμένου μέσου (π.χ., αέρας) με τον δέκτη, L/d ή m<sup>3</sup>/d  
 $EFD$  = συχνότητα και διάρκεια εκθέσεως (exposure frequency and duration). Η συχνότητα ( $EF$ ) εκφράζεται σε d/y, ενώ η διάρκεια ( $ED$ ) σε y. Ισχύει  $EFD=(EF)(ED)$ .  
 $BW$  = μέσο βάρος του σώματος του δέκτη κατά την περίοδο εκθέσεως, kg  
 $AT$  = χρόνος στον οποίον υπολογίζεται η μέση τιμή εκθέσεως (averaging time), d. Οι συχνότερα χρησιμοποιούμενοι χρόνοι



είναι (70 y)(365 d/y) για καρκινογόνες ουσίες και (ED y)(365 d/y) για μη καρκινογόνες ουσίες.

Η λήψη ενός ρύπου είναι συχνά δύσκολο να υπολογισθεί με ακρίβεια, διότι η συχνότητα και διάρκεια εκθέσεως συνήθως ποικίλλει μεταξύ ατόμων του ίδιου πληθυσμού – δέκτη και συχνά πρέπει να εκτιμηθεί. Έχουν αναπτυχθεί εξισώσεις για τον υπολογισμό των ημερήσιων ρυθμών λήψεως χημικών ουσιών μέσω πόσιμου νερού, αναπνεομένου αέρα, πρόσληψης τροφής και δερμικής εκθέσεως κατά την κολύμβηση (EPA, 1989).

Η λήψη μέσω **πόσιμου νερού** υπολογίζεται με την εξίσωση (Watts, 1997 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$I = \frac{(CW)(IR)(EF)(ED)}{(BW)(AT)}$$

όπου:  $I$  = λήψη (intake) μέσω πόσιμου νερού, mg/kg.d

$CW$  = συγκέντρωση χημικής ουσίας στο πόσιμο νερό mg/L

Όλες οι άλλες παράμετροι έχουν ορισθεί προηγουμένως. Μερικές τυπικές τιμές παραμέτρων της ανωτέρω εξίσωσης είναι οι εξής (EPA, 1989):

- $CW$ : μετρηθείσα συγκέντρωση ή προκύπτουσα από προσομοίωση (αντί για  $C$  προηγουμένως)
- $IR$ : 2 L/d για ενήλικες (90° εκατοστημόριο) ή 1,4 L/d για ενήλικες (μέσος όρος) (Intake rate αντί για  $CR$  προηγουμένως)
- $EF$ : Εξαρτάται από την διαδρομή, d/y
- $ED$ : 70 y (συμβατικός χρόνος ζωής), 30 y (χρόνος ζωής σε μία κατοικία στις ΗΠΑ, 90° εκατοστημόριο), 9 y (διάμεσος χρόνος ζωής σε μία κατοικία στις ΗΠΑ, 50° εκατοστημόριο)
- $BW$ : 70 kg, μέσο βάρος ενήλικα
- $AT$ : (ED y)(365 d/y) για μη καρκινογόνες επιπτώσεις  
(70 y)(365 d/y) για καρκινογόνες επιπτώσεις

Η λήψη μέσω **αναπνοής** υπολογίζεται με την εξίσωση (Watts, 1997 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$I = \frac{(CA)(IR)(ET)(EF)(ED)}{(BW)(AT)}$$

όπου:  $I$  = λήψη (intake) μέσω αναπνοής, mg/kg.d

$CA$  = συγκέντρωση χημικής ουσίας στον αέρα, mg/m<sup>3</sup>

$ET$  = χρόνος εκθέσεως, h/d

Όλες οι άλλες παράμετροι έχουν ορισθεί προηγουμένως. Μερικές τυπικές τιμές των παραμέτρων της ανωτέρω εξίσωσης είναι οι εξής (EPA, 1989):

- *CA*: μετρηθείσα συγκέντρωση ή προκύπτουσα από προσομοίωση
- *IR*: 30 m<sup>3</sup>/d για ενήλικες (ανώτερο όριο) ή 20 m<sup>3</sup>/d για ενήλικες (μέσος όρος)
- *ET*: Εξαρτάται από την διάρκεια των δραστηριοτήτων κατά την έκθεση

Τυπικές τιμές των υπολοίπων παραμέτρων έχουν αναφερθεί προηγουμένως.

Η λήψη μέσω **αναπνοής σκόνης**, η οποία περιέχει προσροφημένους ρύπους, υπολογίζεται από την εξίσωση (LaGrega et al., 2001 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$I = \frac{(CA)(IR)(EF)(ED)(RR)(Abs)}{(BW)(AT)}$$

όπου: *RR* = ποσοστό κατακρατήσεως, ως κλάσμα

*Abs* = απορρόφηση στην κυκλοφορία του αίματος, ως κλάσμα

Όλες οι άλλες παράμετροι έχουν ορισθεί προηγουμένως. Η συγκέντρωση στον αέρα υπολογίζεται από την σχέση:

$$CA = C_s P_c$$

όπου: *C<sub>s</sub>* = συγκέντρωση ρύπου στην σκόνη, mg/mg

*P<sub>c</sub>* = συγκέντρωση σκόνης στον αέρα, mg/m<sup>3</sup>

### Παράδειγμα

Η μέση συγκέντρωση βενζολίου (γνωστό καρκινογόνο) σε μία υδροληψία είναι 2 μg/L. Να υπολογισθεί η λήψη βενζολίου από έναν ενήλικα μέσου βάρους 70 kg, με την υπόθεση ότι καταναλώνει 2 L πόσιμου νερού την ημέρα.

### Λύση

Θα χρησιμοποιηθούν τα εξής δεδομένα του προβλήματος:

- *CW* = 2 μg/L = 2×10<sup>-3</sup> mg/L

- $IR = 2 \text{ L/d}$
- $EF = 365 \text{ d/y}$
- $ED = 70 \text{ y}$  για ενήλικα και καρκινογόνες ουσίες
- $BW = 70 \text{ kg}$
- $AT = (70 \text{ y})(365 \text{ d/y})$

$$I = \frac{(CW)(IR)(EF)(ED)}{(BW)(AT)} = \frac{(2 \times 10^{-3} \text{ mg/L})(2 \text{ L/d})(365 \text{ d/y})(70 \text{ y})}{(70 \text{ kg})(70 \text{ y})(365 \text{ d/y})} \cong 5,71 \times 10^{-5} \text{ mg/kg.d}$$

### Παράδειγμα

Να υπολογισθεί η μέση ημερήσια λήψη χλωροβενζολίου από εργάτες, μέσω δερματικής επαφής με ρυπανθέντα εδάφη, χρησιμοποιώντας τα κάτωθι στοιχεία: Συγκέντρωση χλωροβενζολίου στο έδαφος = 1,39 mg/kg,  $A$  = ποσοστό δέρματος που εκτέθηκε στο έδαφος = 20%,  $DA$  = προσκόληση σκόνης στο δέρμα = 0,51 mg/cm<sup>2</sup>,  $Abs$  = ποσοστό προσροφήσεως σκόνης = 6%,  $SM$  = ποσοστό ρύπανσης πράγματι διαθέσιμο για επαφή = 15%,  $EF$  = δύο περιστατικά ρύπανσης την ημέρα, 156 ημέρες το έτος,  $ED = 1$  έτος,  $BW = 70 \text{ kg}$ ,  $AT = 365 \text{ d/y}$ ,  $A = (0,2)(18150 \text{ cm}^2) = 3630 \text{ cm}^2$ .

### Λύση

$$I = \frac{(CA, \text{mg/kg})(A, \text{cm}^2) \left( \frac{DA, \text{mg/cm}^2}{\text{περιστατικό}} \right) (Abs)(SM) \left( \frac{2 \text{ περιστατικά}}{d} \right) (156 \text{ d/y})(ED)(1 \text{ kg}/10^6 \text{ mg})}{(BW)(AT)}$$

ή

$$I = \frac{(1,39)(3630)(0,51)(0,06)(0,15)(2)(156)(1)(10^{-6})}{(70)(365)} \cong 2,83 \times 10^{-7} \text{ mg/kg.d}$$

## **1.4 Εκτίμηση τοξικότητας**

Η εκτίμηση τοξικότητας αναφέρεται στη συλλογή και αξιολόγηση στοιχείων τοξικότητας για κάθε ρυπαντική ουσία, καρκινογόνο ή μη. Οι τιμές των συντελεστών κλίσεως (slope factor – SF) χρησιμοποιούνται για καρκινογόνες ουσίες και οι τιμές δόσεων αναφοράς (reference dose – RfD) χρησιμοποιούνται για μη καρκινογόνες ουσίες. Τιμές των SF και RfD δύνανται να ληφθούν από διεθνείς βάσεις δεδομένων, όπως η βάση IRIS της Αμερικανικής EPA.

Βεβαίως, υπάρχουν και ουσίες για τις οποίες δεν έχουν ακόμη προσδιορισθεί τιμές των SF και RfD. Στην περίπτωση αυτή, πρέπει να γίνει εκτίμηση των μη υπαρχόντων τιμών από τοξικολογικά δεδομένα προερχόμενα από πειράματα ζώων. Είναι σημαντικό τα πειράματα αυτά να μιμούνται ανθρώπινη έκθεση, όπως αναπνοή, κατάποση και κολύμβηση.

## 1.5 Χαρακτηρισμός διακινδύνευσης

Χαρακτηρισμός διακινδύνευσης είναι ο υπολογισμός της διακινδύνευσης για καρκινογόνες και μη καρκινογόνες ρυπαντικές ουσίες, για όλους τους δέκτες που δύνανται να εκτεθούν σε επικίνδυνα απόβλητα. Για διακινδύνευση που οφείλεται σε μη καρκινογόνες ουσίες, υπολογίζεται ο δείκτης κινδύνου (*hazard index – HI*) από την εξίσωση (Watts, 1997 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$HI = \frac{I}{RfD}$$

όπου:  $HI$  = δείκτης κινδύνου

$I$  = λήψη ρυπαντικής ουσίας, mg/kg.d

$RfD$  = δόση αναφοράς, mg/kg.d

**Εάν  $HI < 1$ , ο κίνδυνος είναι αποδεκτός.** Αυτό όμως θα πρέπει να ισχύει για τον συνολικό κίνδυνο, που οφείλεται σε όλους τους ρύπους και όλες τις διαδρομές εκθέσεως. Η τιμή του δείκτη  $HI$  δεν ταυτίζεται με την διακινδύνευση αυτή καθ' εαυτή, η οποία ορίσθηκε ως η πιθανότητα βλάβης, που οφείλεται στην έκθεση. Απλώς, ο δείκτης αυτός δείχνει την παρουσία ή απουσία επιπτώσεων από την έκθεση του δέκτη σε μη καρκινογόνες επικίνδυνες ουσίες.

Η διακινδύνευση που οφείλεται σε καρκινογόνες ουσίες υπολογίζεται από την εξίσωση (Watts, 1997 και οι πηγές της EPA που αναφέρονται):

$$R = (CDI)(SF)$$

όπου:  $R$  = διακινδύνευση οφειλομένη σε καρκινογόνες ουσίες

$CDI$  = χρόνια ημερήσια λήψη, mg/kg.d

$SF$  = συντελεστής κλίσεως για καρκινογόνες ουσίες, kg.d/mg

Όπως και στην περίπτωση των μη καρκινογόνων ουσιών, η διακινδύνευση υπολογίζεται για κάθε διαδρομή εκθέσεως και κάθε ομάδα πληθυσμού – δέκτη.

### Παράδειγμα

Εμποτιστήριο ξύλου ρύπανε τον υποκείμενο υδροφορέα με πενταχλωροφαινόλη (PCP). Η μέση χρόνια ημερήσια λήψη του πληθυσμού που υδρεύεται από τον υδροφορέα είναι  $5 \times 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$ . Να υπολογισθεί ο δείκτης κινδύνου και η διακινδύνευση λόγω των τοξικών και καρκινογόνων ιδιοτήτων της PCP, αντιστοίχως. Δίδονται:  $RfD = 0,03 \text{ mg/kg.d}$  και  $SF = 0,12 \text{ kg.d/mg}$ .

### Λύση

Υπολογισμός δείκτη κινδύνου:

$$HI = \frac{I}{RfD} = \frac{5 \times 10^{-4} \text{ mg / kg.d}}{0,03 \text{ mg / kg.d}} \cong 0,017 < 1$$

Για τις συνθήκες αυτές, η διακινδύνευση λόγω της τοξικότητας της PCP είναι αποδεκτή.

Υπολογισμός της διακινδύνευσης λόγω των καρκινογόνων ιδιοτήτων της PCP:

$$R = (CDI)(SF) = (5 \times 10^{-4} \text{ mg / kg.d})(0,12 \text{ kg.d / mg}) = 0,00006 = 60 \times 10^{-6}$$

Συνήθως, η αποδεκτή διακινδύνευση από λήψη καρκινογόνων ουσιών είναι  $1 \times 10^{-6}$ . Για τις συνθήκες του προβλήματος, θα υπάρχουν 60 φορές περισσότερα περιστατικά καρκίνου από τα οφειλόμενα στην αποδεκτή διακινδύνευση σε πληθυσμό 1.000.000 κατοίκων. Συνεπώς, η διακινδύνευση που οφείλεται στην λήψη PCP μέσω πόσιμου νερού δεν είναι αποδεκτή.

### Παράδειγμα

Μία πόλη πλησίον βιομηχανικής περιοχής υδρεύεται με υπόγειο νερό που περιέχει το καρκινογόνο συστατικό τετραχλωράνθρακα ( $\text{CCl}_4$ ). Η εκτιμώμενη μέση χρόνια ημερήσια λήψη  $\text{CCl}_4$  για ενήλικες είναι  $0,75 \text{ μg/kg.d}$ . Να υπολογισθεί ο αριθμός των πρόσθετων περιστατικών καρκίνου εφ' όρου ζωής σε πληθυσμό 50.000 ενηλίκων.

### Λύση

Από τον Πίνακα 3 του Κεφαλαίου 5 προκύπτει  $SF$  για  $\text{CCl}_4 = 0,13 \text{ kg.d/mg}$ . Η διακινδύνευση λόγω των καρκινογόνων ιδιοτήτων του  $\text{CCl}_4$  είναι:

$$R = (CDI)(SF) = (0,75 \text{ μg / kg.d})(1 \text{ mg / 1.000 μg})(0,13 \text{ kg.d / mg}) \\ = 97,5 \times 10^{-6}$$

Αυτό σημαίνει ότι θα υπάρχουν περίπου 98 πρόσθετοι καρκίνοι σε σχέση με την αποδεκτή διακινδύνευση εφ' όρου ζωής. Η αναγωγή σε 50.000 ενήλικες δίδει:

$$(97,5 \times 10^{-6})(50.000) = 4,875$$

Δηλαδή περίπου 5 πρόσθετοι καρκίνοι εφ' όρου ζωής.

## **1.6 Βιβλιογραφία**

EPA (Environmental Protection Agency). Exposure factors handbook, EPA/600/8-89/043, Washington, DC (1989).

Finney, D.J. Probit analysis. Cambridge University Press, Cambridge, UK (1971).

LaGrega, M.D., Buckingham, P.L., Evans, J.C. Hazardous Waste Management, 2<sup>nd</sup> Edition, McGraw-Hill (2001).

Sax, N.I. Dangerous properties of industrial materials, 7<sup>th</sup> Edition, van Nostrand Reinhold, New York (1989).

Watts, R.J. Hazardous wastes: Sources, pathways, receptors. Wiley (1997).