



ΕΘΝΙΚΟ ΜΕΤΣΟΒΙΟ ΠΟΛΥΤΕΧΝΕΙΟ

ΔΙΕΠΙΣΤΗΜΟΝΙΚΟ – ΔΙΑΤΜΗΜΑΤΙΚΟ

ΠΡΟΓΡΑΜΜΑ ΜΕΤΑΠΤΥΧΙΑΚΩΝ ΣΠΟΥΔΩΝ:

«ΕΠΙΣΤΗΜΗ & ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ ΥΔΑΤΙΚΩΝ ΠΟΡΩΝ»



«ΕΠΙΣΤΗΜΗ &
ΤΕΧΝΟΛΟΓΙΑ
ΥΔΑΤΙΚΩΝ
ΠΟΡΩΝ»

ΣΥΣΤΗΜΑΤΑ ΗΠΙΑΣ ΔΙΑΧΕΙΡΙΣΗΣ ΟΜΒΡΙΩΝ ΥΔΑΤΩΝ ΣΕ ΑΣΤΙΚΕΣ ΠΕΡΙΟΧΕΣ

Μεταπτυχιακός Φοιτητής: **Παντελής Λεβέντης**

Επιβλέπων: **Δανιήλ Μαμάης**, Καθηγητής ΕΜΠ

Αθήνα, 4 Νοεμβρίου 2022

Ευχαριστίες

Με την ολοκλήρωση των σπουδών μου στο Διατμηματικό Πρόγραμμα Μεταπτυχιακών Σπουδών «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων» του ΕΜΠ θέλω να ευχαριστήσω τον επιβλέποντα καθηγητή μου, κύριο Δανιήλ Μαμάη, για την ανάθεση του πολύ ενδιαφέροντος θέματος της ανά χείρας εργασίας, την καθοδήγηση και την άριστη συνεργασία.

Παράλληλα, θα ήθελα να ευχαριστήσω την οικογένεια και τους φίλους μου για τη στήριξη κατά τη διάρκεια των σπουδών μου.

Περίληψη και διάρθρωση της μεταπτυχιακής εργασίας

Η συγγραφή της μεταπτυχιακής εργασίας έγινε στο πλαίσιο του Διατμηματικού Προγράμματος Μεταπτυχιακών Σπουδών (ΔΠΜΣ) «Επιστήμη και Τεχνολογία Υδατικών Πόρων» του ΕΜΠ, τη χρονική περίοδο μεταξύ Οκτωβρίου 2021 και Οκτωβρίου 2022. Πρόκειται για βιβλιογραφική ανασκόπηση που πραγματεύεται τη μελέτη της διάχυτης ρύπανσης στις απορροές ομβρίων αστικών περιοχών και τις διάφορες πρακτικές μετριασμού της όπως είναι τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS). Για την εκπόνησή της χρησιμοποιήθηκαν πάνω από 400 δημοσιεύσεις σε διεθνή επιστημονικά περιοδικά και συνέδρια, καθώς και διάφορα εγχειρίδια εφαρμογής. Η εργασία είναι διαρθρωμένη σε 7 κεφάλαια και 26 ενότητες.

Σκοπός της μεταπτυχιακής εργασίας είναι η διερεύνηση της συνεισφοράς των SuDS στο μετριασμό της διάχυτης ρύπανσης στις αστικές περιοχές και στην αντιπλημμυρική προστασία των πόλεων μέσω της μείωσης της υδραυλικής πίεσης που ασκείται στο δίκτυο ομβρίων σε περιπτώσεις έντονων καταιγίδων.

Το Κεφάλαιο 1 είναι εισαγωγικό και περιλαμβάνει τις καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης απορροών ομβρίων στις αστικές περιοχές, τις νέες προκλήσεις που θέτουν η κλιματική αλλαγή και η αστικοποίηση, καθώς και τις νέες απαιτήσεις από την κοινωνική και όχι μόνο νομοθεσία για τη βελτίωση της ποιότητάς τους πριν τη διάθεσή τους στους υδάτινους αποδέκτες. Παρουσιάζονται επίσης οι σύγχρονες τάσεις στη διαχείριση ομβρίων που αποσκοπούν στην προσαρμογή στις νέες συνθήκες και απαιτήσεις με εγκατάσταση και λειτουργία των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS) για το μετριασμό της διάχυτης ρύπανσης στις πόλεις.

Στο Κεφάλαιο 2 παρουσιάζονται τα στοιχεία θεωρίας για την κατανόηση των μηχανισμών της διάχυσης της ρύπανσης στις πόλεις μέσω της συμπαράσυρσης από τις απορροές ομβρίων. Εκτός από την έννοια της διάχυτης ρύπανσης παρουσιάζονται και οι αυτές της υδρολογικής και ρυπαντικής συνδεσιμότητας που είναι απαραίτητες για την κατάστροψη και εφαρμογή οποιουδήποτε σχεδίου διαχείρισης ομβρίων που περιλαμβάνει και συστήματα επεξεργασίας όπως τα SuDS. Ακόμα, περιγράφονται οι διάφορες δραστηριότητες που σχετίζονται με την παραγωγή ρύπων στις αστικές περιοχές, καθώς και τα διάφορα στοιχεία στη λεκάνη απορροής μιας πόλης που λειτουργούν ως επιταχυντές, ρυθμιστές και φραγμοί για τη διάχυσή τους σε αυτές.

Στο Κεφάλαιο 3 παρουσιάζεται το σημαντικό για το σχεδιασμό και την υλοποίηση των προγραμμάτων ποιοτικής διαχείρισης ομβρίων φαινόμενο της αρχικής απορροής. Με τον όρο αρχική απορροή περιγράφεται το φαινόμενο που παρατηρείται σε αρκετές αστικές πλημμύρες να περιέχονται δυσανάλογα αυξημένα ρυπαντικά φορτία στους αρχικούς όγκους ομβρίων. Μια ιδιαίτερη περίπτωση του φαινομένου της αρχικής απορροής είναι τα παντοροϊκά δίκτυα στα οποία παρατηρείται συμπαράσυρση ρύπων που λόγω χαμηλών ταχυτήτων την προηγούμενη περίοδο από τη βροχόπτωση έχουν συσσωρευτεί στο δίκτυο. Ο προσδιορισμός των ιδιαίτερα ρυπασμένων αρχικών όγκων ομβρίων είναι ιδιαίτερα χρήσιμος για το σχεδιασμό συγκεκριμένων συστημάτων διαχείρισης όπως οι δεξαμενές κατακράτησης και καθίζησης, καθώς και συστημάτων που περιλαμβάνουν φίλτρανση. Επίσης γίνεται αναφορά στις μεθοδολογίες υπολογισμού των όγκων που αντιστοιχούν στην αρχική απορροή και στις πειραματικές διαδικασίες που εφαρμόζονται επί του πεδίου.

Το Κεφάλαιο 4 περιλαμβάνει τις διάφορες κατηγορίες ρύπων που συναντώνται στις απορροές ομβρίων από αστικές περιοχές, την προέλευσή τους, τις επιπτώσεις από τη διάθεσή τους στο περιβάλλον, καθώς και τις συγκεντρώσεις που έχουν καταγραφεί σε επιτόπου μετρήσεις σε διάφορες περιπτώσεις μελέτης παγκοσμίως. Κατηγορίες ρύπων με ιδιαίτερα δυσμενείς επιπτώσεις στο φυσικό περιβάλλον που έχουν συμπεριληφθεί στον κατάλογο με τις ουσίες προτεραιότητας της κοινοτικής νομοθεσίας είναι τα βαρέα μέταλλα, οι έμμονοι οργανικοί ρύποι (POPs) κ.ά.

Στο Κεφάλαιο 5 παρουσιάζονται τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS) και η συνεισφορά τους στη μείωση των πλημμυρικών όγκων και της πλημμυρικής αιχμής, καθώς και στο μετριασμό της διάχυτης ρύπανσης στις πόλεις. Τα SuDS χωρίστηκαν σε τρεις κατηγορίες ανάλογα με τη θέση τους στη λεκάνη απορροής, στα συστήματα στην πηγή, τα συστήματα σε επίπεδο γειτονιάς και τα συστήματα σε επίπεδο πόλης/περιοχής. Στην πρώτη κατηγορία εντάσσονται οι πράσινες στέγες, οι μη-φυτεμένες στέγες, οι πράσινοι τοίχοι, τα βαρέλεια συλλογής ομβρίων, οι τάφροι διήθησης, οι κήποι βροχής, οι περατοί θάλαμοι και οι υπόγειες δεξαμενές. Τα συστήματα σε επίπεδο γειτονιάς περιλαμβάνουν τα περατά πεζοδρόμια και οδοστρώματα, τα αστικά δέντρα, τις φυτεμένες λωρίδες και τα φυτεμένα κανάλια. Τέλος, τα συστήματα σε επίπεδο πόλης/περιοχής περιλαμβάνουν τις παγίδες μακρορύπων, τους τεχνητούς υδροβιότοπους, τις λεκάνες κατακράτησης/διήθησης και τις δεξαμενές αναρρύθμισης.

Στο Κεφάλαιο 6 παρουσιάζονται τα πλέον διαδεδομένα λογισμικά για τη μοντελοποίηση προβλημάτων διάχυτης ρύπανσης στις αστικές περιοχές, καθώς και οι δυνατότητες ενσωμάτωσης σε αυτά των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS).

Τέλος, το Κεφάλαιο 7 αφορά τα συμπεράσματα της διπλωματικής εργασίας, καθώς και προτάσεις για περαιτέρω έρευνα, ενώ τέλος παρουσιάζονται οι βιβλιογραφικές αναφορές της εργασίας.

Abstract

The present study is a literature review concerning the urban diffuse pollution and the best practices for urban stormwater management. The standard stormwater and urban flood control management focus on an extensive network of grey infrastructures such as channels and pipes, designed to convey urban flows far away from the city center towards the estuary as fast as possible without the application of any water treatment method. This practice has been questioned by several researchers recently due to the environmental impact of the disposal of the untreated urban flows on the estuarine ecosystems. Urban flows and especially the initial runoff volumes of each rainfall event, referred to as first flush in literature, contain high pollutant concentrations due to the wet and dry depositions accumulated on the urban surfaces getting carried away by the stormwater flows. The longlasting effect of several pollutant categories as the heavy metals and POPs alongside the increased pressure on the existing urban drainage systems caused by climate change and the ongoing urbanization process on a worldwide scale have lead to redesigning the urban stormwater practices. The modern approach to urban stormwater management is aiming at achieving urban flood resilience through the restoration of the urbanized catchment area, through the integration of the Sustainable Urban Drainage Systems (SuDS) into the existing urban drainage system and the implementation of the best urban surfaces management practices. Surface runoff reduction caused by SuDS is accomplished through the diversion of a fraction of stormwater volume towards the aquifers and the atmosphere due to the processs of evapotranspiration and peak volume attenuation is achieved through the time lag caused by the water infiltrating in the porous media of the systems. Other advantages of SuDS include the enrichment of aquifers and water reuse, the restoration of ecosystems and recreational areas in cities. The scope of the master thesis is the study of the contribution of SuDS towards flood resilience and the mitigation of urban diffuse pollution.

Keywords: Urban diffuse pollution, Urban flooding, Flood resilience, Urban water, Green infrastructure, SuDS, Climate change, Urbanization.

Περιεχόμενα

Ευχαριστίες	i
Περίληψη και διάρθρωση της μεταπτυχιακής εργασίας	iii
Abstract	v
Περιεχόμενα.....	vii
Κεφάλαιο 1: Εισαγωγή.....	1
1.1 Οι καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης απορροών ομβρίων και πλημμυρικών ροών στις αστικές περιοχές.....	1
1.2 Νέες προκλήσεις στη διαχείριση του πλημμυρικού κινδύνου – Η έννοια της αστικής ανθεκτικότητας	2
1.3 Η διάχυτη αστική ρύπανση και οι πρακτικές επεξεργασίας των αστικών απορροών ομβρίων.....	3
1.4 Οι συγχρονες τάσεις στη διαχείριση των απορροών ομβρίων στις αστικές περιοχές και τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS)	5
Κεφάλαιο 2: Θεωρητικό Υπόβαθρο	6
2.1 Στοιχεία θεωρίας διάχυσης και συναγωγής για συντηρητικούς ρύπους.....	6
2.2 Η προέλευση των ρύπων στις πόλεις και η έννοια της διάχυτης ρύπανσης στις αστικές περιοχές	8
2.3 Η έννοια της συνδεσιμότητας στις αστικές λεκάνες απορροής.....	11
2.4 Τα βασικά μοτίβα της διάχυτης αστικής ρύπανσης	13
2.5 Όροι για την περιγραφή της συνδεσιμότητας στις αστικές λεκάνες	18
2.6 Επιταχυντές, ρυθμιστές και φραγμοί για τη διάχυτη αστική ρύπανση	18
Κεφάλαιο 3: Το φαινόμενο της αρχικής απορροής των ομβρίων.....	20
3.1 Η αρχική απορροή στα όμβρια αστικών περιοχών	20
3.2 Το φαινόμενο της αρχικής απορροής στα παντοροϊκά δίκτυα.....	21
3.3 Οι μεθοδολογίες υπολογισμού της αρχικής απορροής στα όμβρια.....	22
3.4 Ο υπολογισμός των όγκων της αρχικής απορροής των ομβρίων στο πεδίο	27
3.5 Ο υπολογισμός της αρχικής απορροής στα παντοροϊκά δίκτυα.....	32
3.6 Η αποτελεσματικότητα της επεξεργασίας των όγκων αρχικής απορροής	33
Κεφάλαιο 4: Ρύποι και ρυπαντικές συγκεντρώσεις στα όμβρια.....	35
4.1 Οι βασικές κατηγορίες ρύπων στις απορροές ομβρίων και οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον.....	35
4.2 Συγκεντρώσεις ρύπων σε όμβρια σε διάφορες περιπτώσεις μελέτης	48
Κεφάλαιο 5: Τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS).....	57
5.1 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων στην πηγή.....	57
5.1.1 Πράσινες Στέγες	58
5.1.1 Μη-φυτεμένες Στέγες	60

5.1.3 Πράσινοι Τοίχοι.....	61
5.1.4 Βαρέλια Συλλογής Ομβρίων	62
5.1.5 Τάφροι Διήθησης	63
5.1.6 Κήποι Βροχής.....	64
5.1.7 Περατοί Θάλαμοι	65
5.1.8 Υπόγειες Δεξαμενές	66
5.2 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων σε Επίπεδο Γειτονιάς	67
5.2.1 Περατά Πεζοδρόμια	67
5.2.2 Περατά Οδοστρώματα	68
5.2.3 Αστικά δέντρα	69
5.2.4 Φυτεμένες λωρίδες.....	70
5.2.5 Φυτεμένα κανάλια	71
5.3 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων σε επίπεδο περιοχής.....	72
5.3.1 Παγίδες Μακρορύπων	72
5.3.2 Τεχνητοί Υγροβιότοποι.....	72
5.3.3 Λεκάνες Κατακράτησης/Διήθησης	74
5.3.4 Αναρρυθμιστικές Δεξαμενές.....	75
5.4 Περιορισμοί για την εγκατάσταση των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων	76
5.5 Οι Πράσινες και Γκρι Υποδομές στη διαχείριση των απορροών ομβρίων	78
5.6 Η απόδοση των SuDS και η επίδραση του δομημένου περιβάλλοντος.....	79
5.6.1 Η αποτελεσματικότητα των SuDS στη μείωση των απορροών ομβρίων.....	79
5.6.2 Η απόδοση των SuDS στη μείωση των ρύπων στις απορροές ομβρίων	80
5.6.3 Η επίδραση του δομημένου περιβάλλοντος στην απόδοση των SuDS	82
Κεφάλαιο 6: Λογισμικά για την ποιοτική διαχείριση των ομβρίων	86
Κεφάλαιο 7: Συμπεράσματα και Προτάσεις.....	90
Βιβλιογραφία	93

Κεφάλαιο 1: Εισαγωγή

1.1 Οι καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης απορροών ομβρίων και πλημμυρικών ροών στις αστικές περιοχές

Η διαθεσιμότητα του πόσιμου νερού αποτέλεσε εξαρχής το βασικότερο κριτήριο για την επιλογή του τόπου ανθρώπινης εγκατάστασης και για τη δημιουργία των πρώτων οικισμών. Στις σύγχρονες πόλεις η πρόσβαση σε αυτό θεωρείται δεδομένη, ωστόσο η διαχείρισή του αστικού νερού σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι μακροπρόθεσμα βιώσιμη. Ως αστικό νερό, εκτός από το πόσιμο, χαρακτηρίζονται και οι ροές των ακάθαρτων και των ομβρίων υδάτων. Οι απορροές ομβρίων σε αστικές περιοχές, με τη μελέτη των οποίων ασχολείται η εργασία αυτή, είναι το κλάσμα του νερού της βροχής που απορρέει επιφανειακά, με το υπόλοιπο να κατεισδύει στο έδαφος ή να επιστρέφει στην ατμόσφαιρα μέσω των διεργασιών της εξάτμισης και της διαπνοής των φυτών. Όταν ο ρυθμός με τον οποίο σχηματίζονται οι απορροές ομβρίων είναι σημαντικά μεγαλύτερος από τον ρυθμό που εκτρεπονται από το αποχετευτικό δίκτυο, τότε κατακλύζονται εκτεταμένες αστικές περιοχές, θέτοντας σε κίνδυνο τις ανθρώπινες ζωές και προκαλώντας ζημία στην οικονομία της πόλης λόγω των βλαβών στις υποδομές και της αναστολής των οικονομικών δραστηριοτήτων που λαμβάνουν χώρα σε αυτή.

Οι πλημμύρες είναι από τα πιο επικίνδυνα φυσικά φαινόμενά [1] και κάποιες από τις πλέον καταστροφικές από αυτές, έχουν καταγραφεί στη λεκάνη της Μεσογείου. Μερικά χαρακτηριστικά παραδείγματα είναι τα πολύνεκρα πλημμυρικά επεισόδια της Βαρκελώνης το 1962 με 400 θύματα [2] και του Πιεμόντ της Ιταλίας το 1968 και το 1994, με 72 και 69 αντίστοιχα [3, 4]. Οι μέσες ετήσιες οικονομικές απώλειες από όλες τις φυσικές καταστροφές παγκοσμίως ανέρχονται στα 40 δισεκατομμύρια ευρώ [5], ποσό συγκρίσιμο με την οικονομική ζημία από ένα μεγάλο πλημμυρικό επεισόδιο, όπως αυτό στο Grad της Γαλλίας το 2002 με 1.2 δισεκατομμύρια ευρώ ζημιών [6] και στο Aude το 1999 με 3.3 δισεκατομμύρια [7]. Οι καταστροφικές επιπτώσεις των πλημμυρών οδήγησαν στην κατηγοριοποίησή τους από τους επιστήμονες ανάλογα με την επικινδυνότητά τους. Οι πλέον επικίνδυνες από αυτές είναι οι ορμητικές ροές που σχηματίζονται από κάποια λεπτά ως και έξι ώρες από την έναρξη της καταιγίδας (NOAA) και στη βιβλιογραφία αναφέρονται ως Ξαφνικές Πλημμύρες (Flash Floods). Χαρακτηριστικό παράδειγμα Ξαφνικής Πλημμύρας είναι αυτή στη Μάνδρα Αττικής το 2017 που στοίχισε τη ζωή σε 23 ανθρώπους.

Η καθιερωμένη πρακτική αντιπλημμυρικού σχεδιασμού των πόλεων ξεκινά με την υδρολογική μελέτη, από την οποία προκύπτει η καταιγίδα σχεδιασμού, ακολουθεί η αξιολόγηση της υδρολογικής απόκρισης της λεκανής απορροής και τελικά ο σχεδιασμός και η κατασκευή ενός συνόλου έργων πολιτικού μηχανικού, ικανών να παραλάβουν την παροχή σχεδιασμού. Ωστόσο, υπάρχει πάντοτε ο κίνδυνος της δομικής αστοχίας των κατασκευών ή της λειτουργικής αστοχίας από ένα επεισόδιο βροχής μεγαλύτερο από την καταιγίδα σχεδιασμού. Στις περισσότερες πόλεις, οι απορροές ομβρίων διέρχονται μέσα από ένα σύνολο τεχνητών αγωγών, όπως σωλήνες, κανάλια, εγκιβωτισμένα και υπογειοποιημένα ρέματα, που σε αρκετές περιπτώσεις αδυνατούν να ανταποκριθούν στις παροχές αιχμής των μεγάλων επεισοδίων βροχής. Λόγω της κλειστής γεωμετρίας των αγωγών και των εσχαρών του αποχετευτικού δικτύου παρατηρούνται, σε περιπτώσεις καταιγίδων, τοπικές εμφράξεις από τα αδρομερή στερεά που συμπαρασύρονται από τα όμβρια, με αποτέλεσμα τη μείωση της παροχετευτικότητάς του. Οι εμφράξεις αυτές μπορούν να ελαχιστοποιηθούν με τον τακτικό καθαρισμό των αστικών επιφανειών και τη συντήρηση του δικτύου ομβρίων.

1.2 Νέες προκλήσεις στη διαχείριση του πλημμυρικού κινδύνου – Η έννοια της αστικής ανθεκτικότητας

Η διαχείριση των αστικών απορροών ομβρίων και η αντιπλημμυρική προστασία των πόλεων αναμένεται να γίνει δυσκολότερη στο μέλλον λόγω των προκλήσεων που θέτουν η αστικοποίηση και η κλιματική αλλαγή. Η αστικοποίηση έχει επικρατήσει σε παγκόσμιο επίπεδο τις τελευταίες δεκαετίες και σύμφωνα με τον Οργανισμό Ηνωμένων Εθνών, πρόκειται να ενταθεί στο μέλλον, με το ποσοστό του πληθυσμού που κατοικεί στις πόλεις να αυξάνεται από το 50% που είναι σήμερα, στο 75% το 2050. Αναμένεται επίσης ότι το 83% του πληθυσμού στις αναπτυγμένες χώρες και το 53% στις αναπτυσσόμενες θα ζουν σε πόλεις ως το 2030 [8]. Η άναρχη μεγέθυνση του αστικού ιστού και η οικιστική πυκνωση, έχουν δυσμενείς επιπτώσεις στον υδρολογικό κύκλο, λόγω της κάλυψης του εδάφους με μη υδατοπερατές τεχνητές επιφάνειες από σκυρόδεμα και άσφαλτο, όπως είναι οι στέγες, οι δρόμοι και τα πεζοδρόμια. Απόρροια αυτού είναι η σημαντική μείωση της κατείσδυσης των ομβρίων στο έδαφος και της αποθήκευσής τους στους υπόγειους υδροφορείς. Ένας ακόμα λόγος για τον οποίο η συνιστώσα της επιφανειακής απορροής είναι αυξημένη στις αστικές περιοχές, είναι ότι ακόμα και στις ακάλυπτες φυσικές επιφάνειες, λόγω της συμπύκνωσης του εδάφους και της μείωσης της υδραυλικής του αγωγιμότητας από τις εργασίες του κατασκευαστικού κλάδου [9], η κατείσδυση των ομβρίων είναι σημαντικά μικρότερη. Η αυξημένη παραγωγή απορροών ομβρίων στις πόλεις οφείλεται και στην έλλειψη δέντρων, τα οποία με το ριζικό τους σύστημα διευκολύνουν την κατείσδυση του νερού στο έδαφος και δεσμεύουν μέρος του, που επιστρέφει με τη διαπνοή στην ατμόσφαιρα. Η διατάραξη του υδρολογικού κύκλου στις αστικές λεκάνες οφείλεται όχι μόνο στην αύξηση του συντελεστή απορροής, αλλά και στις μορφολογικές αλλοιώσεις του υδρογραφικού δικτύου από την κατασκευή τεχνικών έργων (οχετοί, βάθρα γεφυρών κτλ.).

Ο άλλος σημαντικός παράγοντας που αναμένεται να οδηγήσει σε συχνότερα και πιο καταστροφικά πλημμυρικά επεισόδια στο άμεσο μέλλον είναι η κλιματική αλλαγή. Η κλιματική αλλαγή εκτιμάται ότι θα προκαλέσει εντατικοποίηση του παγκόσμιου υδρολογικού κύκλου με σημαντικές επιπτώσεις στους υδατικούς πόρους και κατ' επέκταση στην ύδρευση, την άρδευση, τη βιομηχανική παραγωγή, την παραγωγή ενέργειας, την πλοήγηση και τα υδάτινα οικοσυστήματα (IPCC, 1995) λόγω της μεταβολής στον όγκο και την κατανομή των επιφανειακών και των υπογείων υδάτων. Οι αλλαγές στο ετήσιο ύψος κατακρημνισμάτων, στην ένταση και τη συχνότητα των επεισοδίων βροχής θα έχουν άμεση επίδραση στην ποσότητα και τη διάρκεια των απορροών και στην ένταση των πλημμυρικών φαινομένων και της ξηρασίας. Οι αλλαγές αυτές μαζί με τις μεταβολές στη θερμοκρασία και τα μη-γραμμικά φαινόμενα στην εξατμισοδιαπνοή και την εδαφική υγρασία, μπορεί να επιφέρουν μεγάλες αλλαγές στην απορροή, κυρίως σε περιοχές με ξηρό ή ημίξηρο κλίμα. Περιοχές σε μεγάλο γεωγραφικό πλάτος, ίσως αντιμετωπίσουν αυξημένη απορροή λόγω των αυξημένων κατακρημνισμάτων, ενώ αυτή μπορεί να μειωθεί σε περιοχές σε μικρό γεωγραφικό πλάτος, λόγω της αυξημένης εξατμισοδιαπνοής και των μειωμένων κατακρημνισμάτων. Από καταγραφές που έγιναν σε μετρητικούς σταθμούς σε όλο τον κόσμο μεταξύ του 1901 και του 2003 προέκυψε ότι η μέγιστη ημερήσια βροχόπτωση αυξήθηκε σημαντικά στο 28% των σταθμών [10], παρά τη μείωση του ετήσιου ύψους βροχής. Η τάση αυτή είναι ιδιαίτερα έντονη στη λεκάνη της Μεσογείου [11]. Η προσαρμογή στην κλιματική αλλαγή περιλαμβάνει την αποτελεσματικότερη διαχείριση των διαθέσιμων υποδομών (δίκτυο ομβρίων και αντιπλημμυρικά έργα) και την ανάπτυξη συστημάτων παρακολούθησης, πρόβλεψης και έγκαιρης προειδοποίησης των πλημμυρικών επεισοδίων.

Η ανάγκη προσαρμογής της διαχείρισης του πλημμυρικού κινδύνου στις νέες συνθήκες που διαμορφώνονται από την κλιματική αλλαγή οδήγησε στην υιοθέτηση της έννοιας της πλημμυρικής ανθεκτικότητας των πόλεων. Η έννοια της ανθεκτικότητας (resilience) χρησιμοποιείται ευρύτατα σε διάφορα επιστημονικά πεδία, όπως οι κοινωνικές επιστήμες, η ψυχολογία, η διαχείριση κινδύνων και η οικολογία από την οποία προήλθε ο όρος. Η ανθεκτικότητα σε γενικές γραμμές περιγράφει την ικανότητα ενός συστήματος να παραμένει λειτουργικό μετά από μία διαταραχή. Παρά τη χρήση του όρου στη διαχείριση του πλημμυρικού κινδύνου δεν έχει βρεθεί ως σήμερα ένας κοινώς αποδεκτός ορισμός για την περιγραφή του και οι Fisher κ.ά. [12] κατέγραψαν πάνω από 70 διαφορετικούς ορισμούς στη βιβλιογραφία. Η πολυσημία για την έννοια της ανθεκτικότητας των πόλεων δυσχεραίνει την εκπόνηση στρατηγικών διαχείρισης πλημμυρικού κινδύνου, που είναι απαραίτητα για την προστασία τους από τις επιπτώσεις της κλιματικής αλλαγής.

Οι Martin-Breen και Anderies [13] για την ενημέρωση ενός δικτύου 100 ανθεκτικών πόλεων, δημιούργησαν ένα φάσμα ανθεκτικότητας σε 3 διεπιστημονικά πλαίσια: τη Μηχανική Ανθεκτικότητα, την Ανθεκτικότητα Συστημάτων και την Ανθεκτικότητα σε Σύνθετα-Προσαρμόσιμα Συστήματα. Αυτά τα πλαίσια ευθυγραμμίζονται με άλλα που υπάρχουν στη βιβλιογραφία που χρησιμοποιούν διαφορετική ορολογία. Μηχανική Ανθεκτικότητα είναι η διατήρηση της υπάρχουσας κατάστασης και περιγράφει την ανθεκτικότητα σε μια μεγάλη διαταραχή χωρίς παραμένουσες βλάβες και γρήγορη επιστροφή στις πρότερες συνθήκες. Η Ανθεκτικότητα Συστημάτων ορίζεται ως η διατήρηση της λειτουργικότητας μετά το πέρας της διαταραχής. Τέλος, η Ανθεκτικότητα σε Σύνθετα-Προσαρμόσιμα Συστήματα είναι η ανθεκτικότητά τους να αντέχουν, να ανακτούν τη λειτουργικότητά του και να προσαρμόζονται σε μία κρίση. Το πλαίσιο αυτό εστιάζει στη μακροπρόθεσμη ανθεκτικότητα και στην ικανότητα ενός συστήματος για ριζική μετατροπή. Στη βιβλιογραφία η έννοια της ανθεκτικότητας σχετίζεται συνήθως με την επαναφορά μετά τη διαταραχή και έπονται η απορρόφηση, της προσαρμογή και η διατήρηση της λειτουργικότητας.

1.3 Η διάχυτη αστική ρύπανση και οι πρακτικές επεξεργασίας των αστικών απορροών ομβρίων

Η αστικοποίηση, εκτός από τη σημαντική αύξηση του κλάσματος του νερού της βροχής που απορρέει επιφανειακά έχει ως αποτέλεσμα και την υποβάθμιση της ποιότητας των υδάτων στους αποδέκτες αλλά συχνά και στους υπόγειους υδροφορείς. Αυτό οφείλεται στη συμπαράσυρση μιας μεγάλης πληθώρας ρύπων που βρίσκονται στην αστική λεκάνη από τις απορροές ομβρίων που καταλήγουν μαζί με αυτές στους αποδέκτες, θέτοντας σε κίνδυνο τα υδάτινα οικοσυστήματα και τη δημόσια υγεία. Οι ρύποι προέρχονται από μια πληθώρα ανθρώπινων δραστηριοτήτων κατανεμημένων στην αστική λεκάνη, κάτι που καθιστά δύσκολη την αντιμετώπιση του προβλήματος στην πηγή [8]. Οι ρύποι αυτοί μπορεί να προέρχονται από τις ξηρές και υγρές ατμοσφαιρικές αποθέσεις που συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες, από την κίνηση των οχημάτων στους δρόμους, από διάφορες σημειακές πηγές, από οργανική ρύπανση (φύλλα, γύρη), από τη διάβρωση και την οξείδωση τεχνητών υλικών, να σχετίζεται με τις πρακτικές διαχείρισης και με την υδρολογία της λεκάνης. Αυτή σχετίζεται και με τις ρυπαντικές συγκεντρώσεις που καταγράφονται στα υπόγεια ύδατα λόγω της κατείδυσης του νερού της βροχής στο έδαφος. Η υποβάθμιση της ποιότητας των υπογείων υδάτων είναι ιδιαίτερα ανησυχητική γιατί συχνά ένα μέρος των υδρευτικών αναγκών των πόλεων καλύπτεται από αυτά, γιατί οι επιπτώσεις της ρύπανσής τους είναι πιο μακροπρόθεσμες σε σχέση με τα επιφανειακά και γιατί η εφαρμογή των διαφόρων τεχνολογιών απορρύπανσης είναι συχνά ιδιαίτερα κοστοβόρα.

Οι ρύποι που συστηματικά καταγράφονται στους υδάτινους αποδέκτες περιλαμβάνουν βαρέα μέταλλα, αιωρούμενα στερεά, οργανικά, θρεπτικά [14,15], παθογόνους μικροοργανισμούς [16,17], συνθετικά χημικά [18,19], ζιζανιοκτόνα [20,21] και φαρμακευτικές ουσίες [22], ενώ στις αναπτυσσόμενες χώρες οι συγκεντρώσεις σε κάποιους από αυτούς τους ρύπους είναι ιδιαίτερα αυξημένες λόγω της διάθεσης ανεπεξέργαστων λυμάτων στους υδάτινους αποδέκτες. Κάποιοι από τους ρύπους αυτούς, εξαιτίας της επικινδυνότητάς τους, περιλαμβάνονται στον κατάλογο με τις ουσίες προτεραιότητας (2000/60/ΕΚ και 2008/105/ΕΚ) της Ευρωπαϊκής Ένωσης, η οποία έχει δεσμευτεί να υλοποιήσει την Πράσινη Συμφωνία με επενδύσεις ύψους 1,8 τρισεκατομμυρίων ευρώ που περιλαμβάνει έργα και δράσεις για την προστασία του περιβάλλοντος, με έμφαση στην ανάσχεση της κλιματικής αλλαγής.

Οι περιβαλλοντικές επιπτώσεις και οι κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία από τη διάθεση των ανεπεξέργαστων αστικών απορροών στους υδάτινους αποδέκτες οδήγησαν αρκετούς δήμους στην εκπόνηση σχεδίων διαχείρισης ομβρίων που περιλαμβάνουν πρακτικές και συστήματα επεξεργασίας τους. Για τα προγράμματα διαχείρισης, την εφαρμογή και την παρακολούθηση της προόδου τους είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός της προέλευσης των ρύπων, η συσχέτισή τους με τις δραστηριότητες που λαμβάνουν χώρα στη λεκάνη απορροής και η καταγραφή των διαδρομών μέσω των οποίων εισέρχονται οι ρύποι στο δίκτυο ομβρίων. Ο προσδιορισμός των περιοχών προέλευσης των ρύπων είναι απαραίτητος για την εφαρμογή των κατάλληλων πρακτικών διαχείρισης και της επί τόπου επεξεργασίας των ομβρίων, ενώ οι διαδρομές των ρύπων είναι χρήσιμες για την εγκατάσταση των διαφόρων συστημάτων ανάσχεσης και επεξεργασίας των αστικών απορροών πριν την είσοδό τους στο δίκτυο ομβρίων. Γι' αυτό τοποθετούνται σε επιλεγμένες θέσεις των αστικών λεκανών, τόσο εντός του δικτύου ομβρίων και στις εκβολές του, όσο και σε ανάντη θέσεις, αυτόματοι καταγραφείς που μετρούν συστηματικά διάφορες ποιοτικές παραμέτρους και τις συγκεντρώσεις των ρύπων. Είναι σημαντικό οι μετρητές να εγκαθίστανται και σε ανάντη θέσεις για την καταγραφή της συνεισφοράς των επιμέρους δραστηριοτήτων και των χρήσεων γης στη διάχυτη αστική ρύπανση. Στις θέσεις αυτές είναι σημαντικό να υπάρχει τυρβώδης ροή για την λήψη επαρκώς αναμεμιγμένων δειγμάτων.

Τα τελευταία χρόνια ασκείται έντονη κριτική στις καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης, που εστιάζουν στην κατασκευή ενός εκτεταμένου αποχετευτικού δικτύου, το διαχωρισμό των ροών των ομβρίων και των ακαθάρτων με επεξεργασία μόνο των τελευταίων πριν τη διάθεση στους υδάτινους αποδέκτες. Τα όμβρια, διατίθενται κατά κανόνα ανεπεξέργαστα στους υδάτινους αποδέκτες, παρότι αρκετές φορές τα ρυπαντικά τους φορτία είναι μεγαλύτερα από αυτά των επεξεργασμένων λυμάτων. Ο τεράστιος όγκος τους καθιστά δύσκολη ή και αδύνατη την επεξεργασία τους, λόγω των απαιτήσεων για κατασκευή δεξαμενών μεγάλης χωρητικότητας μέσα στον αστικό ιστό. Σημαντικός παράγοντας είναι και το αυξημένο κόστος κατασκευής, καθώς και το λειτουργικό κόστος των εγκαταστάσεων. Μία από τις πρώτες πρακτικές επεξεργασίας ομβρίων που χρησιμοποιήθηκαν είναι η κατακράτηση σε δεξαμενές και μετέπειτα η επεξεργασία μόνο του ιδιαίτερα ρυπασμένου αρχικού κλάσματος των ομβρίων [23]. Πολλές ερευνητικές εργασίες έχουν ασχοληθεί με τον προσδιορισμό αυτού του κλάσματος των ομβρίων που στη βιβλιογραφία αναφέρεται ως το φαινόμενο της αρχικής απορροής (first flush). Ως σήμερα δεν έχει υπάρξει σύγκλιση των επιστημόνων σε κάποιον κοινά αποδεκτό ορισμό του φαινομένου, το οποίο ορίζεται ως ένα αρχικό ποσοστό του αθροιστικού όγκου απορροών που μεταφέρει ένα ποσοστό της αθροιστικής ρυπαντικής μάζας ενός πλημμυρικού επεισοδίου.

1.4 Οι συγχρονες τάσεις στη διαχείριση των απορροών ομβρίων στις αστικές περιοχές και τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS)

Η ανάγκη προσαρμογής στις νέες συνθήκες που δημιουργούν η αστικοποίηση και η κλιματική αλλαγή, καθώς και οι κίνδυνοι για τη δημόσια υγεία και το φυσικό περιβάλλον από τη διάθεση των ανεπεξέργαστων αστικών ροών στους υδάτινους αποδέκτες, οδήγησαν στην υιοθέτηση νέων, φιλικών προς το περιβάλλον, πρακτικών διαχείρισης του αστικού νερού. Τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS) είναι έργα εναλλακτικά και κατά κύριο λόγο συμπληρωματικά των συμβατικών, που αξιοποιούν διάφορες φυσικές διεργασίες, όπως η κατεΐσδυση, η διήθηση, η αποθήκευση και η εξατμισοδιαπνοή με στόχο την αποκατάσταση του υδρολογικού κύκλου της λεκάνης. Τα συστήματα αυτά προωθούνται από την Ευρωπαϊκή Πράσινη Συμφωνία, για την προστασία της βιοποικιλότητας, τη μείωση της ρύπανσης των υδάτων και του εδάφους, την ενίσχυση της κυκλικής οικονομίας και την ορθολογική διαχείριση των φυσικών πόρων, που είναι και οι βασικοί της στόχοι. Η υιοθέτηση των SuDS δεν περιορίζεται στα σύνορα της Ευρωπαϊκής Ένωσης, αλλά έχει επεκταθεί τα τελευταία χρόνια σε όλα τα ανεπτυγμένα κράτη του κόσμου [24]. Στη Βόρεια Αμερική και τη Νέα Ζηλανδία οι πρακτικές αυτές περιλαμβάνονται στην πολιτική της Ήπιας Ανάπτυξης (Low Impact Development), όρος που περιγράφει τον πολεοδομικό σχεδιασμό με έμφαση στην αποκατάσταση της υδρολογίας των αστικών περιοχών. Η Ήπια Ανάπτυξη στοχεύει στη διατήρηση και προστασία των φυσικών πόρων με ταυτόχρονη μείωση κόστους κατασκευής και συντήρησης των νέων έργων υποδομής. Στην Αυστραλία, αντίστοιχες πρακτικές έχουν ενταχθεί στο πολεοδομικό πρόγραμμα “Water Sensitive Urban Design”, ενώ στην Κίνα έχουν ενσωματωθεί στο πρόγραμμα “Πόλεις-Σφουγγάρια” (Σχήμα 1). Στην Ήπια Διαχείριση Ομβρίων, εξίσου σημαντική με την ποσοτική (μείωση της απορροής και της παροχής αιχμής) είναι και η ποιοτική διάσταση (αποτροπή της διάχυσης της ρύπανσης και δέσμευση των ρύπων στην πηγή).



Σχήμα 1. Τεχνητοί υγροβιότοποι και εκτάσεις πρασίνου στην πόλη “σφουγγάρι” Sanya της επαρχίας Hainan στην Κίνα (Turenscape).

Κεφάλαιο 2: Θεωρητικό Υπόβαθρο

Στο κεφάλαιο με τα στοιχεία θεωρίας που σχετίζονται με τη ρύπανση στις απορροές ομβρίων αστικών περιοχών παρουσιάζονται οι θεμελιώδεις έννοιες τη διάχυτης ρύπανσης σε αυτές, καθώς και οι έννοιες της υδρολογικής και ρυπαντικής συνδεσιμότητας που είναι απαραίτητες για την κατάστρωση και υλοποίηση οποιουδήποτε σχεδίου ποιοτικής διαχείρισης ομβρίων.

2.1 Στοιχεία θεωρίας διάχυσης και συναγωγής για συντηρητικούς ρύπους

Για την επίλυση προβλημάτων κίνησης και κατακράτησης ρύπων σε πορώδη μέσα, αλλά και γενικότερα προβλημάτων μεταφοράς μάζας σε ρευστά, χρησιμοποιείται η διαφορική εξίσωση διάχυσης-συναγωγής (diffusion-convection equation) [25] που έχει ευρύτατη εφαρμογή σε διάφορα πεδία, όπως στη φυσική, τη χημεία και τη βιολογία.

Έστω επιφάνεια ρευστού σε ηρεμία S και δύο υποσύνολα της S , A και B . Αν η συγκέντρωση μιας ουσίας είναι μεγαλύτερη στο B από ότι στο A , τότε η τυχαία κίνηση των μορίων οδηγεί στατιστικά σε ροή των σωματιδίων της ουσίας αυτής από το B στο A . Η διεργασία αυτή καλείται διάχυση (diffusion). Η γραμμική εξάρτηση της ροής σωματιδίων από τη βαθμίδα της συγκέντρωσής τους ονομάζεται νόμος του Fick. Σύμφωνα με αυτόν, η ροή μάζας ανά μονάδα χρόνου μιας διαλυμένης ουσίας (ρύπου) μέσα από μια μοναδιαία επιφάνεια είναι ανάλογη της κλίσης της συγκέντρωσής της κάθετα στην επιφάνεια αυτή. Συναγωγή (convection) ονομάζεται η μετακίνηση της μάζας του ρύπου λόγω υπάρχοντος ρεύματος εντός του πεδίου ροής και περιγράφεται μαθηματικά από το δεξί σκέλος της Σχέσης 1.

Η εξίσωση αυτή δεν έχει εν γένει αναλυτική λύση και για την προσέγγισή της χρησιμοποιούνται διάφορες αριθμητικές μέθοδοι, όπως τα πεπερασμένα στοιχεία. Για την περίπτωση συντηρητικών ρύπων και δισδιάστατου πεδίου ροής αυτή γράφεται:

$$\nabla \cdot (D \cdot \nabla C) = \frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot (uC) \quad (1)$$

όπου:

- C , η συγκέντρωση του ρύπου, $[M/L^3]$
- u , το διάνυσμα της ταχύτητας (u_x, u_y), $[L/T]$
- τ , η μεταβλητή του χρόνου, $[T]$
- ∇ , ο τελεστής ανάδελτα, $\nabla = (\partial/\partial x, \partial/\partial y)$, $[L^{-1}]$
- D , ο τανυστής υδροδυναμικής διασποράς που είναι συνάρτηση του χώρου, του χρόνου και της ταχύτητας u και χωρίζεται σε δύο μέρη, όπως φαίνεται στη Σχέση 2:

$$D = \begin{vmatrix} D_{xx} & D_{xy} \\ D_{yx} & D_{yy} \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} D_{xx}^0 + D_{xx}^1 & D_{xy}^0 + D_{xy}^1 \\ D_{yx}^0 + D_{yx}^1 & D_{yy}^0 + D_{yy}^1 \end{vmatrix} = D^0 + D^1 \quad (2)$$

όπου με εκθέτη 0 οι σταθερές ποσότητες, ενώ με το 1 οι εξαρτώμενες από το χρόνο.

Ορίζοντας σύστημα συντεταγμένων με κύριους άξονες αυτούς του D^0 η Σχέση 2 μετασχηματίζεται στη Σχέση 3:

$$D = \begin{vmatrix} D_{xx}^0 & 0 \\ 0 & D_{yy}^0 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} D_{xx}^1 & D_{xy}^1 \\ D_{yx}^1 & D_{yy}^1 \end{vmatrix} \quad (3)$$

Ορίζονται επίσης και παρακάτω αδιάστατες ποσότητες:

$$C = C/C_0$$

$$x^* = x/L_0$$

$$y^* = \beta y/L_0$$

$$v_x = u_x L_0 / D_{xx}^0$$

$$t = D_{xx}^0 \tau / L_0^2$$

$$D^{1*} = D^1 / D_{xx}^0$$

όπου L_0 και C_0 είναι το μήκος και η συγκέντρωση αναφοράς αντίστοιχα, ενώ το $\beta = (D_{xx}^0)^{1/2} / (D_{yy}^0)^{1/2}$.

Με αντικατάσταση των Σχέσεων 4 στη Σχέση 1 προκύπτει:

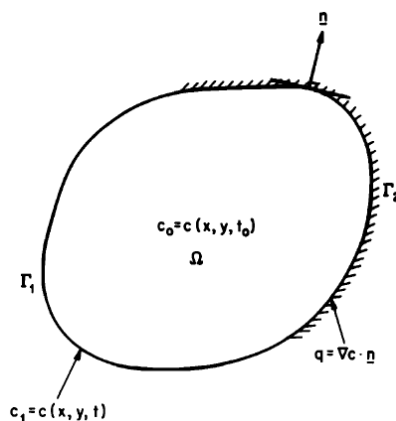
$$\nabla^2 c = \frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot (vC) - \nabla \cdot (D^1 \cdot \nabla c) \quad (5)$$

όπου $v = (v_x, v_y)$ είναι το αδιάστατο διάνυσμα της ταχύτητας. Στα πορώδη μέσα, ο υπολογισμός της ταχύτητας πρέπει να προηγείται της επίλυσης της εξίσωσης (5).

Τα αρχικά δεδομένα προσδιορίζουν τη συγκέντρωση στο πεδίο λύσεων Ω :

$$c_0(x, y) = c(x, y, t) \quad (6)$$

όπου $t = t_0$ στο Ω .



Σχήμα 2. Το πεδίο λύσεων με τις αρχικές και οριακές συνθήκες (Taigbenu & Ligett, 1986).

Στο Σχήμα 2 διακρίνονται δύο οριακές συνθήκες της Σχέσης 5, οι οποίες ορίζουν τη συγκέντρωση στο όριο Γ_1 (συνθήκες Dirichlet) και την κλίση της συγκέντρωσης στο όριο Γ_2 (συνθήκες Neumann). Οι οριακές συνθήκες παρουσιάζονται στη Σχέση 7 και τη Σχέση 8:

$$c_1 = c(x, y, t) \text{ στο } \Gamma_1 \in \Gamma \quad (7)$$

$$q = \nabla c \cdot \mathbf{n} \text{ στο } \Gamma_2 \in \Gamma \quad (8)$$

όπου \mathbf{n} είναι το κάθετο στο όριο διάνυσμα στο πεδίο λύσεων και ισχύει $\Gamma = \Gamma_1 + \Gamma_2$.

2.2 Η προέλευση των ρύπων στις πόλεις και η έννοια της διάχυτης ρύπανσης στις αστικές περιοχές

Οι πηγές ρύπανσης διακρίνονται χωρικά σε δύο μεγάλες κατηγορίες, τις σημειακές και τις μη-σημειακές. Με τον όρο σημειακές (point source) πηγές ρύπανσης χαρακτηρίζονται οι διάφοροι αγωγοί (κανάλια, σωλήνες κλπ.) που παροχετεύουν τα βιομηχανικά απόβλητα, τα λύματα και τα ρυπασμένα όμβρια στους υδάτινους αποδέκτες. Λόγω του ότι οι θέσεις εκβολής σε αυτή την περίπτωση είναι ορισμένες είναι εύκολος ο εντοπισμός, η παρακολούθηση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων και σε κάποιες περιπτώσεις η επεξεργασία τους.

Η διάχυτη ρύπανση στις αστικές περιοχές, που μελετάται στην εργασία αυτή, προέρχεται από μια πληθώρα ανθρώπινων δραστηριοτήτων που παράγουν ρύπους που είναι καταναλωμένοι στην επιφάνεια των πόλεων. Στη διάχυτη ρύπανση συμβάλλουν απορροές ομβρίων που συμπαρασύρουν υγρές και στερεές αποθέσεις που έχουν συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες καθώς και άλλους ρύπους, οι οποίοι καταλήγουν τελικά στους υδάτινους αποδέκτες. Οι επιφάνειες που συνεισφέρουν στη διάχυτη αστική ρύπανση είναι χαρακτηριστικό παράδειγμα μη-σημειακών πηγών (non-point source) ρύπανσης.

Ο προσδιορισμός των περιοχών προέλευσης των ρύπων σε μια αστική λεκάνη, αποτελεί το αρχικό στάδιο για την καταγραφή της διαδρομής τους μέσα σε αυτή και είναι ο πρώτος κρίκος στην αλυσίδα της διαδρομής του ρύπου σύμφωνα με το εννοιολογικό μοντέλο πηγής-διαδρομής-αποδέκτη, γνωστό και ως SPR (source-pathway-receptor). Σύμφωνα με αυτό, για να υπάρχουν επιπτώσεις στους υδάτινους αποδέκτες από την ύπαρξη ενός ρύπου στην αστική λεκάνη, απαιτείται μια πλήρης αλυσίδα πηγής-διαδρομής-αποδέκτη (SPR). Το SPR είναι χρήσιμο εργαλείο και για την κατάστρωση και παρακολούθηση σχεδίων διαχείρισης της διάχυτης ρύπανσης. Αυτά συνήθως περιλαμβάνουν τον προσδιορισμό των πηγών ρύπανσης, την κατανόηση των μοτίβων της, την ιεράρχηση των πηγών, διαδρομών και αποδεκτών της και τέλος, την παρακολούθηση της προόδου της εφαρμογής τους. Συχνά στοχεύουν στη θραύση της αλυσίδας SPR, μέσω της εφαρμογής των μέτρων ανάσχεσης της διάχυσης του ρύπου σε θέση μεταξύ πηγής και αποδέκτη, αλλά αντί αυτής μπορεί και να επιλεγεί η πρακτική της δέσμευσης και επεξεργασίας των ρύπων στην πηγή.

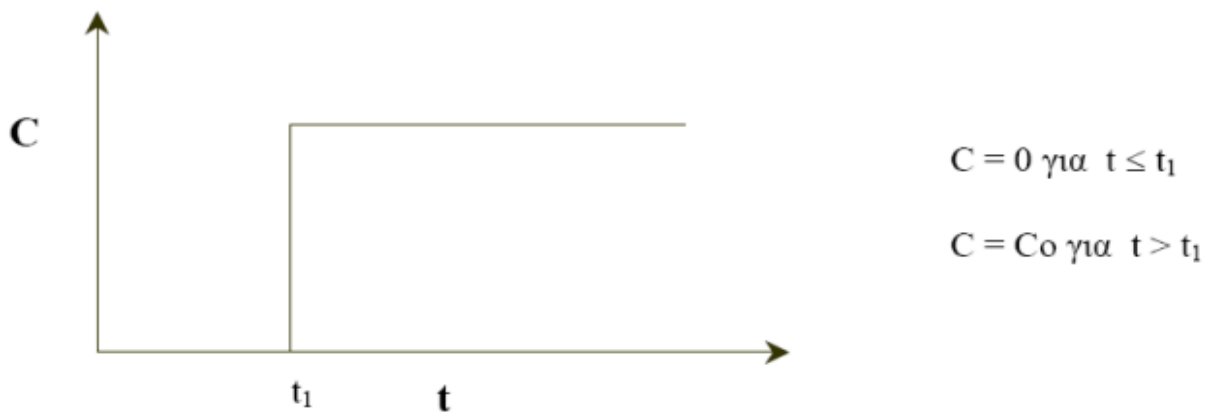
Σε κάθε περίπτωση είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός των επιφανειών που συνδέονται υδρολογικά με το δίκτυο ομβρίων και χαρακτηρίζονται ενεργές. Αρκετές αστικές επιφάνειες, όπως ισχύει συχνά με την περίπτωση των στεγών, διοχετεύουν τα όμβρια σε ακάλυπτες γήινες επιφάνειες και λοχι στο δίκτυο. Το ποσοστό των αδιαπέρατων επιφανειών μιας πόλης αναφέρεται συχνά ως TIA (Total Impervious Area) και το ποσοστό των ενεργών αδιαπέρατων επιφανειών ως EIA (Effective Impervious Area) ή DCIA (Directly Connected Impervious Area) [26,27]. Σε αρκετές μελέτες χρησιμοποιείται και ο λόγος των δύο ποσοστών επιφανειών, EIA/TIA [28]. Κάποιοι ερευνητές χρησιμοποιούν πλέον την ποσότητα VSA (Variable Contributing Areas) [29] που χρησιμοποιείται για την περιγραφή της μεταβαλλόμενης πηγής ρύπανσης στις αστικές λεκάνες, ανάλογα με το μέγεθος του εκάστοτε επεισοδίου βροχής. Ωστόσο, αυτές οι μεθοδολογίες προσιάζουν μειονεκτήματα στην περιγραφή των μηχανισμών κίνησης των ρύπων, κάτι που μειώνει το εύρος εφαρμογής τους. Το σημαντικότερο από αυτά τα μειονεκτήματα είναι ότι λαμβάνεται υπόψη μόνο η κίνηση των ομβρίων κατά την οριζόντια διεύθυνση και αγνοείται η κατεύθυνση στο έδαφος και η πιθανή συνδεσιμότητα της αστικής λεκάνης με τους υπόγειους υδροφορείς. Ένας άλλος περιορισμός είναι το ότι δεν λαμβάνεται υπόψη το αν οι επιφάνειες που είναι ενεργές συνεισφέρουν στη διάχυτη αστική ρύπανση ή όχι.

Λόγω της μεγάλης έκτασης των περιοχών που συνεισφέρουν στη διάχυτη αστική ρύπανση είναι ιδιαίτερα δύσκολο να εφαρμοστεί ένα πρόγραμμα διαχείρισης των ομβρίων στην πηγή. Γι' αυτό το λόγο είναι σημαντικό να προσδιοριστούν οι επιφάνειες που συνεισφέρουν σε αυτή με ένα δυσανάλογα μεγάλο βαθμό ως προς την έκτασή τους, οι οποίες αναφέρονται στη βιβλιογραφία ως κρίσιμες. Οι κρίσιμες περιοχές χαρακτηρίζονται από τη μικρή τους έκταση [30], τη μεγάλη συσσώρευση ρύπων στις επιφάνειές τους [31], καθώς και από το ότι σε αυτές συμπίπτουν χρονικά και χωρικά η τροφοδοσία και η μεταφορά των ρύπων [32]. Η έννοια της κρίσιμης περιοχής των πηγών ρύπανσης φαίνεται να είναι πιο κατάλληλη από τους δείκτες αδιαπέρατων επιφανειών, για την αξιολόγηση συστημάτων με πολλαπλές πηγές διάχυτης ρύπανσης. Η κρίσιμη επιφάνεια προηγουμένως χρησιμοποιούνταν αποκλειστικά για τη διάβρωση και για την εκτίμηση της διάχυτης ρύπανσης σε λεκάνες απορροής στην ύπαιθρο για την απομόνωση της μεταφοράς ιζήματος και θρεπτικών από το σχηματισμό των απορροών. Η μέθοδος αυτή έχει επιτρέψει στους μελετητές να διαχειρίζονται πολύ πιο αποτελεσματικά τους κινδύνους από τη ρύπανση σε αγροτικές λεκάνες απορροής, ωστόσο δεν έχει χρησιμοποιηθεί ακόμα σε αστικές λεκάνες. Η εφαρμογή των διάφορων πρακτικών περιορισμού αποκλειστικά στις κρίσιμες επιφάνειες των πηγών ρύπανσης και όχι σε ολόκληρη την περιοχή μελέτης είναι πολύ πιο αποτελεσματική και οικονομική λόγω του ότι αυτές έχουν κατά κανόνα μεγάλη έκταση.

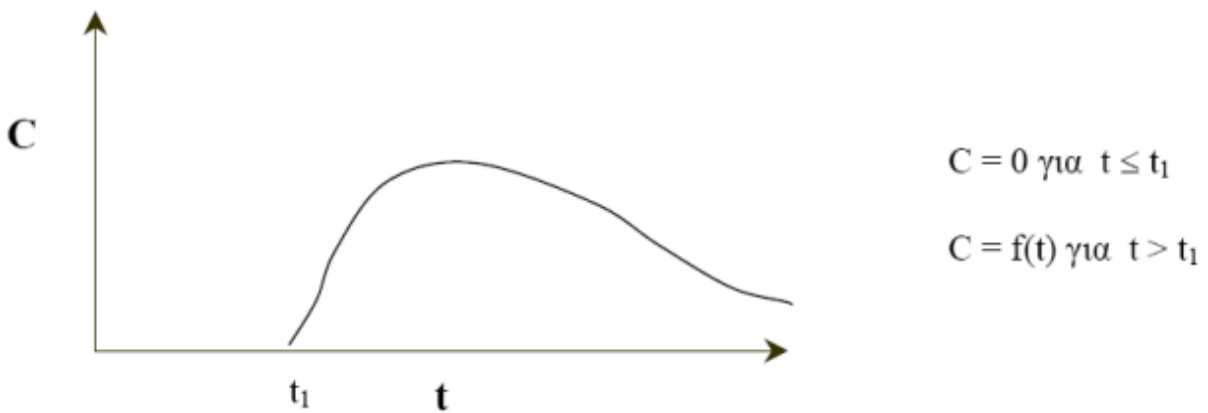
Η μεταφορά και προσαρμογή της μεθόδου της κρίσιμης επιφάνειας στα πολλαπλά μοτίβα της αστικής ρύπανσης και σε όλες τις επιφάνειες της πόλης δεν έχει γίνει ακόμα. Μια εμπειριστατωμένη ανάλυση της αλληλεπίδρασης μεταξύ παροχής και της μεταφοράς των ρύπων θα έχει ως αποτέλεσμα ένα πολυδιάστατο μητρώο των σχετικών πηγών ρύπανσης. Οι κρίσιμες επιφάνειες και οι αντίστοιχες ενεργές επιφάνειες μιας αστικής λεκάνης είναι πιθανό να είναι πολύ διαφορετικές για τα επιφανειακά από ότι για τα υπόγεια ύδατα. Επίσης, αναμένονται διαφορετικά είδη κρίσιμων επιφανειών των πηγών ρύπανσης για τα ποικίλα μοτίβα αστικής ρύπανσης. Ωστόσο, έχει γίνει μερικώς ενσωμάτωση της μεθόδου στις μελέτες των Wang κ.ά. [31], καθώς και των Tuomela, Sillanpaa και Koivusalo [33], οι οποίοι την εφάρμοσαν για τον προσδιορισμό των πηγών ιζήματος, θρεπτικών και ρύπων σε περιοχές κατοικιών. Οι Steuer κ.ά. [34] μέτρησαν τις συγκεντρώσεις των ρύπων σε διαφορετικές αλλά σχετικά ομογενείς επιφάνειες στις πηγές ρύπανσης, στις οποίες περιλαμβάνονται στέγες, χώροι στάθμευσης και κήποι κατοικιών έκτασης 1-72 ha σε μια προσπάθεια να συσχετίσουν τις συγκεντρώσεις ρύπων που μετρήθηκαν στις θέσεις εκβολής με συγκεκριμένους τύπους επιφανειών. Σε μελέτη των Bjorklund κ.ά. [35], μια ειδική ουσία χρησιμοποιήθηκε για την ανάλυση της ροής και τον προσδιορισμό των περιοχών που συνεισφέρουν στην ρύπανση των απορροών ομβρίων σε τμήμα αστικού αυτοκινητόδρομου και αφορούσε φθαλικές ενώσεις.

Χαρακτηριστικό της διάχυτης αστικής ρύπανσης είναι και το ότι οι επιπτώσεις στους υδάτινους αποδέκτες από τους ρύπους που εκλύει η κάθε επιμέρους δραστηριότητα μπορεί να είναι αμελητέες, αλλά δεν ισχύει το ίδιο για τους ρύπους από το σύνολο των δραστηριοτήτων στην αστική λεκάνη. Σε αντίθεση με τη ρύπανση από σημειακές πηγές, στην περίπτωση της διάχυτης αστικής ρύπανσης δεν είναι εύκολη η αναγνώριση της περιοχής προέλευσης των ρύπων ούτε ο συσχετισμός τους με συγκεκριμένες δραστηριότητες στη λεκάνη απορροής. Ένα άλλο χαρακτηριστικό της διάχυτης αστικής ρύπανσης είναι ότι αυτή δεν επηρεάζει μόνο τα επιφανειακά, αλλά η επίδρασή της επεκτείνεται και στα υπόγεια ύδατα λόγω της εδαφικής κατείσδυσης που συμβαίνει στις ακάλυπτες υδατοπερατές επιφάνειες της πόλης όπως είναι τα πάρκα και οι λάκκοι δέντρων.

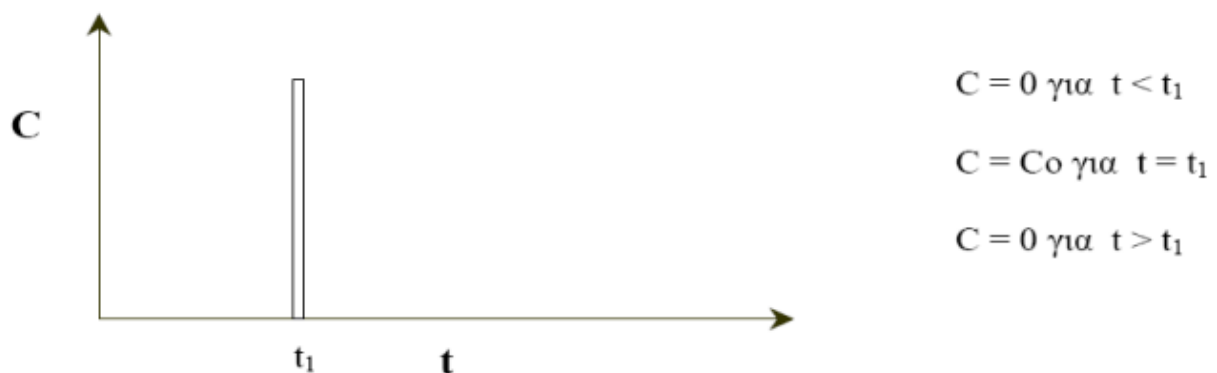
Εκτός από τη χωρική διακρίση των πηγών ρύπανσης υπάρχει και η χρονική, με βάση την οποία αυτές διακρίνονται σε πηγές ρύπανσης με σταθερή (Σχήμα 3), μεταβλητή (Σχήμα 4) και στιγμιαία τροφοδοσία ρύπου (Σχήμα 5). Οι πηγές με σταθερή τροφοδοσία ρύπων συναντώνται σπάνια στο πεδίο με ένα παράδειγμα να είναι η διαρροή αγωγού διαμέσω μιας οπής που διανοίχτηκε λόγω βλάβης. Η διάχυτη αστική ρύπανση χαρακτηρίζεται από σημαντική μεταβλητότητα στις συγκεντρώσεις ρύπων με τους αρχικούς όγκους απορροής να έχουν σημαντικά μεγαλύτερες συγκεντρώσεις σε σχέση με τους τελικούς, φαινόμενο που αναφέρεται στη βιβλιογραφία ως αρχική απορροή (first flush). Στην αστική ρύπανση ωστόσο μπορεί να συνεισφέρουν και πηγές με στιγμιαία τροφοδοσία που οφείλονται σε τυχηματικά γεγονότα όπως η υπερχειλίση μιας Εγκατάστασης Επεξεργασίας Λυμάτων ή η διαρροή πετρελαίου σε πρατήριο καυσίμων αν αυτές γίνουν σε σύντομο χρονικό διάστημα.



Σχήμα 3. Πηγή ρύπανσης με σταθερή τροφοδοσία ρύπων (Γαγάνης, 2009).



Σχήμα 4. Πηγή ρύπανσης με μεταβλητή τροφοδοσία ρύπων (Γαγάνης, 2009).

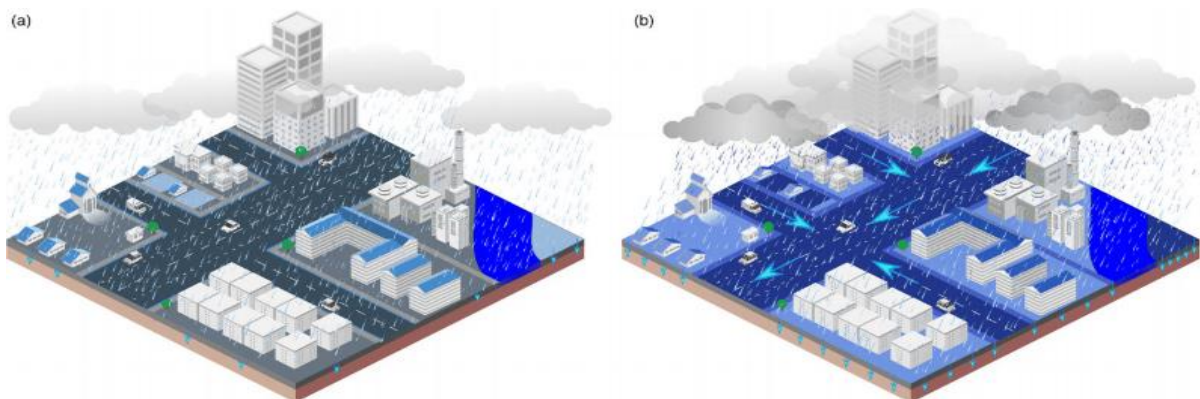


Σχήμα 5. Πηγή ρύπανσης με στιγμιαία τροφοδοσία ρύπων (Γαγάνης, 2009).

2.3 Η έννοια της συνδεσιμότητας στις αστικές λεκάνες απορροής

Για τη μελέτη της διάχυτης ρύπανσης μιας υδρολογικά κατακερματισμένης αστικής λεκάνης, σημαντική είναι η περιγραφή της σύνδεσης μεταξύ των υπολεκανών που την απαρτίζουν. Οι Turnbull κ.ά. [36], όρισαν την υδρολογική και ρυπαντική συνδεσιμότητα ως το βαθμό που ένα σύστημα επιτρέπει τη μεταφορά μέσω συζευγμένων σχέσεων μεταξύ των επιμέρους στοιχείων του. Η έννοια της συνδεσιμότητας χρησιμοποιείται ευρέως στην υδρολογία αλλά πλέον και σε περιβαλλοντικές μελέτες, περιγράφοντας διεργασίες όπως η συμπαράσυρση και η απόθεση ιζήματος από τις ροές, καθώς και η μεταφορά ενέργειας και οργανισμών μεταξύ των υπολεκανών της λεκάνης απορροής [37]. Τα τελευταία χρόνια χρηματοδοτούνται μελέτες οικολογικής συνδεσιμότητας για την αποκατάσταση διαδρομών άγριων ζώων, που διαταράχτηκαν από την κατασκευή μεγάλων τεχνικών έργων όπως αυτοκινητόδρομοι, μέσω της κατασκευής πράσινων γεφυρών [38]. Παρά τη χρησιμοποίησή της σε μελέτες αποκατάστασης διαδρομών άγριων ζώων, η έννοια της συνδεσιμότητας δεν έχει εφαρμοστεί εκτεταμένα σε μελέτες διαχείρισης της διάχυτης αστικής ρύπανσης.

Βασικό χαρακτηριστικό της συνδεσιμότητας στις αστικές λεκάνες είναι η μεταβαλλόμενη φύση της, που εξαρτάται από το ύψος βροχής και την ένταση της βροχόπτωσης που έχει ως αποτέλεσμα την ενεργοποίηση διαφορετικού κάθε φορά ποσοστού της επιφάνειας της λεκάνης. Στα μικρά επεισόδια βροχής παρατηρείται άμεση απορροή από επιφάνειες με έντονη κλίση, όπως στέγες και απότομοι δρόμοι. Σε αυτά μπορεί να συμβαίνει και μια περιορισμένη κατείσδυση στην ανώτερη στρώση του εδάφους. Ωστόσο, οι περισσότερες αστικές επιφάνειες δεν ενεργοποιούνται υδρολογικά σε μικρά επεισόδια βροχής. Αντίθετα, οι βροχοπτώσεις με διάρκεια 15-30 min και μεγάλο ύψος βροχής έχουν ως αποτέλεσμα την ενεργοποίηση πολύ μεγαλύτερων συνδεδεμένων υδρολογικά περιοχών που περιλαμβάνουν τόσο υδατοπερατές, όσο και μη-υδατοπερατές επιφάνειες, όπως πάρκα, κήπους, λακούβες δέντρων στα πεζοδρόμια και ακάλυπτους (Σχήμα 6a). Ακραία επεισόδια βροχής με ένταση πάνω από ένα όριο, το οποίο κατά πολλούς είναι 20mm/hr [39,40] είναι πιθανό να προκαλέσουν αστικές πλημμύρες. Τα παραπάνω αφορούν όλες τις επιφάνειες που συνεισφέρουν στο σχηματισμό απορροών ομβρίων, στον εμπλουτισμό των υπογείων υδάτων και στην κατακράτηση νερών σε αδιαπέρατες επιφάνειες (στάσιμα νερά) (Σχήμα 6b). Τα δεδομένα που συσχετίζουν την ένταση και τη διάρκειά της βροχόπτωσης με τις συνθήκες που επικρατούν στις αστικές επιφάνειες και το σχηματισμό απορροών ομβρίων είναι περιορισμένα και εμπειρικά, με εξαίρεση τη μελέτη των Kelleher κ.ά [41].



Σχήμα 6. Δύο σενάρια που απεικονίζουν τις διαφορετικές χωρικές εκτάσεις των συμβαλλόμενων αστικών λεκανών απορροής για ένα (a) μικρό και (b) ένα μεγάλο επεισόδιο βροχής (Paton κ.ά., 2021).

Η έννοια της συνδεσιμότητας σχετίζεται και με το ποσοστό των επιφανειών μιας αστικής λεκάνης που ενεργοποιείται υδρολογικά σε ένα επεισόδιο βροχής και συμβάλλει στο σχηματισμό των επιφανειακών απορροών. Το ποσοστό αυτό εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το ύψος και την ένταση του επεισοδίου βροχής [42, 43], αλλά και από παράγοντες όπως η διάρκεια και η ατμοσφαιρική υγρασία της ξηρής περιόδου πριν τη βροχόπτωση. Οι μικρές βροχοπτώσεις έχουν ως αποτέλεσμα την άμεση απορροή από αδιαπέρατες επιφάνειες με έντονη κλίση, όπως στέγες και απότομοι δρόμοι, ενώ ένα μικρό κλάσμα των ομβρίων μπορεί να κατεισδύσει στις ανώτερες στρώσεις του εδάφους [44]. Αντίθετα, οι βροχοπτώσεις με διάρκεια 15-30 min και αξιόλογη ένταση έχουν ως αποτέλεσμα την ενεργοποίηση πολύ μεγαλύτερων, υδρολογικά συνδεδεμένων, περιοχών που περιλαμβάνουν τόσο αδιαπέρατες, όσο και υδατοπερατές επιφάνειες, όπως πάρκα, αυλές, λακούβες δέντρων στα πεζοδρόμια και ακάλυπτους χώρους (Σχήμα 5b). Ακραία επεισόδια βροχής με ένταση πάνω από ένα όριο, το οποίο κατά πολλούς είναι τα 20mm/hr [59,50] είναι πιθανό να προκαλέσουν αστικές πλημμύρες. Τα εμπειρικά δεδομένα που συσχετίζουν την ένταση της βροχόπτωσης, τη διάρκειά της και τις συνθήκες των αστικών επιφανειών με το σχηματισμό απορροών ομβρίων είναι ελάχιστα, με εξαίρεση την εργασία των Kelleher κ.ά. [41], οι οποίοι εκτίμησαν το βαθμό που οι ακάλυπτοι χώροι μιας πόλης προκαλούν υδρολογική διαμερισμάτωση υπό βροχοπτώσεις διαφορετικών εντάσεων.

Οι διάφορες προσεγγίσεις για τη μελέτη της υδρολογικής και της ρυπαντικής συνδεσιμότητας συχνά τις διακρίνουν τη συνδεσιμότητα σε δομική και σε λειτουργική. Η δομική συνδεσιμότητα προκύπτει από τη χωροταξία της κάθε πόλης και περιγράφει το βαθμό που οι αστικές επιφάνειες είναι φυσικά συνδεδεμένες μεταξύ τους [42,43]. Παραδείγματα δομικής συνδεσιμότητας είναι η συνδεσιμότητα των αδιαπέρατων επιφανειών και η μεταφορά των αστικών απορροών μέσω αυτών στο αποχετευτικό δίκτυο, οι αποκεντρωμένες πρακτικές διαχείρισης ομβρίων, όπως τα φυτεμένα κανάλια, οι αυξημένοι ρυθμοί κατεΐσδυσης στην ανώτερη στρώση του εδάφους και τα μοτίβα στατικής ρύπανσης, όπως είναι οι μεταλλικές οροφές και οι επιφάνειες των δρόμων.

Η λειτουργική συνδεσιμότητα περιγράφει τις δυναμικές διεργασίες που λαμβάνουν χώρα στις δομικά συνδεδεμένες επιφάνειες και προκαλούν τη μεταφορά ρύπων και στερεών μεταξύ των επιφανειών των πηγών ρύπανσης και των θέσεων εκροής. Σύμφωνα με τους Bracken και Croke [44], η λειτουργική συνδεσιμότητα μπορεί να περιγράφει τόσο τις βραχυπρόθεσμες παραλλαγές των συνθηκών πριν τη βροχόπτωση και τη μη-γραμμική σχέση βροχόπτωσης-απορροής της αστικής λεκάνης, καθώς και τη μακροπρόθεσμη εξέλιξή της, όπως οι αλλαγές στα έργα υποδομής των πόλεων και στο δίκτυο ομβρίων. Ακόμα και η σταδιακή αύξηση των μη-υδατοπερατών επιφανειών λόγω της οικιστικής ανάπτυξης των πόλεων μπορεί να θεωρηθεί λειτουργική συνδεσιμότητα, καθώς επηρεάζει μακροπρόθεσμα την υδρολογική απόκριση της λεκάνης απορροής. Σε ένα σύνθετο αστικό σύστημα συναντώνται κατά κανόνα τόσο η δομική, όσο και η λειτουργική συνδεσιμότητα.

Σύμφωνα με τους Turnbull κ.ά. [45], η δομή πάντα επηρεάζει τη λειτουργία και συχνά, αλλά όχι πάντα, η λειτουργία επηρεάζει τη δομή. Ένα μεγάλο επεισόδιο βροχής μπορεί να οδηγήσει σε αυξημένη ρυπαντική συνδεσιμότητα αν υπάρχει συσσώρευση ρύπων στις αστικές επιφάνειες. Ωστόσο, είναι πιθανό επεισόδιο βροχής ίδιου ύψους και έντασης να προκαλέσει μικρή ρυπαντική συνδεσιμότητα αν οι ρύποι δεν έχουν συσσωρευτεί σε αυτές ή εφαρμόστηκε κάποια πρακτική καθαρισμού. Η αναντιστοιχία μεταξύ της υδρολογικής και της ρυπαντικής συνδεσιμότητας καθιστά ιδιαίτερα σημαντική την ποσοτικοποίηση και παρακολούθηση των δομικών και λειτουργικών στοιχείων ενός αστικού συστήματος.

2.4 Τα βασικά μοτίβα της διάχυτης αστικής ρύπανσης

Οι Paton et al. [46] έχουν κατηγοριοποιήσει τους παράγοντες που επιδρούν στη διάχυτη αστική ρύπανση σε τέσσερα βασικά μοτίβα: 1) τη ρύπανση που συσσωρεύεται στις αστικές επιφάνειες, 2) τη στατική ρύπανση, η οποία μένει πρακτικά σταθερή με το χρόνο, 3) τις διάφορες πρακτικές διαχείρισης, 4) τα μοτίβα που σχετίζονται με την υδρολογία της αστικής λεκάνης και επηρεάζουν την κινητοποίηση της διάχυτης ρύπανσης.

Οι ρύποι που συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες αποτελούν το πρώτο μοτίβο διάχυτης αστικής ρύπανσης και διακρίνονται σε τέσσερις επιμέρους κατηγορίες:

α) Η πρώτη είναι οι ξηρές και υγρές ατμοσφαιρικές αποθέσεις ρύπων σε διαλυμένη ή σωματιδιακή μορφή που επικάθονται και σταδιακά συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες (δρόμοι, κτήρια και χώροι πρασίνου). Τέτοιοι ρύποι είναι τα νιτρικά, οι διάφορες ενώσεις του θείου και του φωσφόρου [47], τα βαρέα μέταλλα όπως ο Hg [48] Pb, Zn, Cu, Cd, Cr [49], καθώς και οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες [50]. Οι ρύποι αυτοί προέρχονται από την αέρια ρύπανση που εκπέμπεται από ένα ευρύ φάσμα δραστηριοτήτων, όπως η παραγωγή ηλεκτρικής ενέργειας, η λειτουργία των βιομηχανιών, οι μετακινήσεις και η θέρμανση. Τα μοτίβα απόθεσης παρουσιάζουν έντονη χωρική μεταβλητότητα εντός των πόλεων και εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό και από το μέγεθος της πόλης, τη δομή της, το κλίμα και τον κυκλοφοριακό φόρτο, με τις μεγαλύτερες συγκεντρώσεις να καταγράφονται στα κέντρα τους και στις βιομηχανικές ζώνες. Τα μοτίβα απόθεσης παρουσιάζουν επίσης και μεγάλη χρονική μεταβλητότητα, εποχική λόγω των διαφορετικών κατανομών των βροχοπτώσεων και των μεταβαλλόμενων επιπέδων της αέριας ρύπανσης από τις εκπομπές των σταθμών ηλεκτροπαραγωγής και από τα συστήματα θέρμανσης που λειτουργούν τους χειμερινούς μήνες [51]. Τα μοτίβα μεταβολής των συγκεντρώσεων του θείου είναι πιο μακροπρόθεσμα και έχει παρατηρηθεί σημαντική πτώση τους λόγω των πολιτικών μείωσης των εκπομπών ενώσεων του θείου που εφαρμόζονται τις τελευταίες δύο δεκαετίες. Άλλες μεταβολές στις οικονομικές δραστηριότητες έχουν σαν αποτέλεσμα την αύξηση των ρυπαντικών φορτίων σε αναπτυσσόμενες πόλεις κατά τη διάρκεια των τελευταίων δεκαετιών, με χαρακτηριστικό παράδειγμα τις εκπομπές Hg στην πόλη του Πεκίνου [52].

β) Η δεύτερη κατηγορία ρύπανσης που συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες είναι αυτοί που προέρχονται από την κίνηση των οχημάτων στους δρόμους. Η ρύπανση στους δρόμους προέρχεται κατά κύριο λόγο από τα καυσαέρια και την ανεπαρκή συντήρηση των αυτοκινήτων [53,54] και περιλαμβάνει βαρέα μέταλλα που μεταφέρονται με τον αέρα, διάφορα βαρέα μέταλλα όπως ο μόλυβδος (Pb) που περιέχεται στα καυσαέρια των εξατμίσεων των οχημάτων, πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες και μικροπλαστικά από τη μηχανική φθορά των επιφανειών, στην οποία περιλαμβάνονται οι φθορές στο οδόστρωμα, στα ελαστικά και στα τακάκια των οχημάτων [55,56], ενώ η ελλιπής συντήρηση των οχημάτων μπορεί να οδηγήσει σε διαρροές πετρελαιοειδών στο οδόστρωμα.

γ) Η τρίτη κατηγορία ρύπανσης που συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες είναι αυτοί που προέρχονται από σημειακές πηγές. Σημειακές πηγές ρύπανσης είναι οι ακαθαρσίες κατοικίδιων ζώων στα πεζοδρόμια και τα αστικά πάρκα, απορρίματα όπως συσκευασίες και τσίχλες, αποτσίγαρα, διαρροές πετρελαιοειδών στους δρόμους λόγω της ελλιπής συντήρησης των οχημάτων [56,57,58] ή ακόμα και δαρροές από πρατήρια καυσίμων, συνεργεία και μάντρες αυτοκινήτων. Άλλες σημειακές πηγές ρύπανσης είναι τα εργοτάξια (χρώματα, σκόνη, πίσσα) και τους ώρους προσωρινής αποθήκευσης των νοσοκομειακών αποβλήτων πριν την καύση τους (εισροή στραγγιδίων στο δίκτυο ομβρίων).

δ) Η τέταρτη κατηγορία ρύπανσης που επικάθεται στις αστικές επιφάνειες, είναι η οργανική που περιλαμβάνει φύλλα, άνθη, γύρη, φρούτα, κλαδιά από αστικό πράσινο που συσσωρεύονται σε δρόμους, πεζοδρόμια και χώρους στάθμευσης. Η οργανική ύλη μπορεί να έχει επιμολυνθεί από ξηρές αποθέσεις, τη συσσώρευση αέριων ρύπων σε σωματιδιακή μορφή (βαρέα μέταλλα, ενώσεις του θείου κτλ.) πάνω σε φύλλα και γύρη. Χαρακτηριστικό της οργανικής ρύπανσης είναι η έντονη εποχική διακύμανση που κορυφώνεται την άνοιξη λόγω της ανθοφορίας των φυτών και το φθινοπώρο λόγω της πτώσης των φύλλων από τα φυλλοβόλα δέντρα. Έρευνα για την εποχική διακύμανση ή τη χωρική εκτίμηση των πηγών της ρύπανσης με οργανικά δεν είναι ως τώρα διαθέσιμη. Διάφορες πρόσφατες εργασίες [47,48,50] ποσοτικοποίησαν τους οργανικούς ρύπους, όπως τις επιφανειοδραστικές ουσίες και τα τοξικά άλατα, καθώς και τις ουσίες προτεραιότητας στα αστικά ποτάμια και στους υπόγειους υδροφορείς. Ωστόσο, αυτές οι μελέτες δεν συνδέουν άμεσα τη ρύπανση με τις πιθανές πηγές της. Η μεθοδολογία που χρησιμοποιήθηκε σε αυτές, δηλαδή η καταγραφή ρυπαντικών συγκεντρώσεων στις θέσεις εκβολής του δικτύου ομβρίων, ενδείκνυται για προβλήματα ρύπανσης από σημειακές πηγές. Στη συγκεκριμένη μεθοδολογία αγνοούνται οι πολύπλοκες συνθήκες στα ανάντη τμήματα του δικτύου.

Η στατική ρύπανση είναι το δεύτερο μοτίβο διάχυτης αστικής ρύπανσης στο οποίο διακρίνονται δύο επιμέρους κατηγορίες:

ε) Η πρώτη κατηγορία είναι οι ρύποι που έχουν προέλθει από τη διάβρωση τεχνητών υλικών, όπως το σκυρόδεμα, η ασφαλτος, τα γαλβανισμένα μέταλλα, οι μονώσεις στεγών από ασφαλικό υλικό, τα πανέλα οροφών από πλαστικό, βινύλιο ή υαλοβάμβακα και οι επιφάνειες που έχουν χρωματιστεί με συνθετικά χρώματα και πρόσμικτα [59,60,49]. Η διάβρωση των τεχνητών υλικών συμβαίνει με δύο μηχανισμούς. Η οξειδωση είναι ο κυρίαρχος μηχανισμός για την απελευθέρωση των μετάλλων [61,56,49,62], ενώ για τα διάφορα πρόσμικτα που χρησιμοποιούνται στα τεχνητά υλικά κυρίαρχος μηχανισμός είναι η διαρροή. Ο ρυθμός απελευθέρωσης των ρύπων στο περιβάλλον εξαρτάται από τα υλικά κατασκευής, την ηλικία, την έκθεση των επιφανειών στις καιρικές συνθήκες, την κλιματική μεταβλητότητα, όπως η θερμοκρασία, το pH των κατακρημισμάτων, η ένταση της βροχόπτωσης και το μέγεθος των σταγόνων βροχής. Από εργαστηριακά πειράματα που έγιναν και από μετρήσεις πεδίου, βρέθηκε ότι η οξειδωση των γαλβανισμένων μετάλλων στις στέγες των κτηρίων συνεισφέρει σημαντικά στις συγκεντρώσεις σε Cu, Zn και Pb που καταγράφονται στις αστικές απορροές ομβρίων. Αρκετές μελέτες έχουν ασχοληθεί με τις διαρροές των πρόσμικτων, όπως είναι τα μυκητοκτόνα, τα ζιζανιοκτόνα και τα παρασιτοκτόνα που χρησιμοποιούνται κυρίως στους χρωματισμούς των οροφών και των όψεων κτηρίων για την αποτροπή της ανάπτυξης μούχλας, λειχήνων και αλγών, καθώς και την παρεμπόδιση της διάτρησης των επιφανειών από τις ρίζες των φυτών [61,63]. Ελάχιστα είναι γνωστά για τους οργανικούς μικρορύπους, όπως τα βιομηχανικά πρόσμικτα που χρησιμοποιούνται συχνά στα πλαστικά και το PVC [62] και περιλαμβάνονται στο Παράρτημα 1 της ευρωπαϊκής Οδηγίας Πλαίσιο για τα Νερα με τις ουσίες προτεραιότητας. Ο ακριβής προσδιορισμός της συνεισφοράς των πρόσμικτων στη διάχυτη αστική ρύπανση είναι δύσκολος λόγω της έλλειψης δεδομένων για την έκταση των τεχνητών επιφανειών και λόγω της ποικιλομορφίας του αστικού περιβάλλοντος και των νέων πρόσμικτων που χρησιμοποιούνται. Η μελέτη της εποχικής διακύμανσης είναι ένα νέο ερευνητικό αντικείμενο και τα αποτελέσματα των πρώτων πειραμάτων δείχνουν μεγαλύτερες συγκεντρώσεις τέτοιων ρύπων τους θερινούς μήνες, λόγω της ισχυρής ηλιακής ακτινοβολίας και των επακόλουθων αυξημένων διαρροών των πρόσμικτων ουσιών [64].

ζ) Η δεύτερη κατηγορία στο μοτίβο της στατικής ρύπανσης είναι η ρύπανση υποβάθρου που προέρχεται από ανθρώπινες δραστηριότητες που έχουν λάβει χώρα στην πόλη αλλά στο παρελθόν. Η ρύπανση υποβάθρου έχει μεν ανθρωπογενή προέλευση, αλλά προέρχεται από δραστηριότητες που έχουν λάβει χώρα στην πόλη κατά το παρελθόν. Η ρύπανση υποβάθρου μπορεί να έχει διάφορες πηγές όπως οι εργασίες τροποποίησης των κτηρίων, των κατεδαφίσεων τους, ή μπορεί να προέρχεται από παλαιότερους χώρους ταφής απορριμάτων, αποβλήτων, λυματολάσπης, καθώς και από εγκαταλελειμμένους βιομηχανικούς χώρους. Το εύρος της συγκεκριμένης κατηγορίας ρύπων είναι ευρύτατο και περιλαμβάνει διαρροές θρεπτικών, πολυκυκλικούς αρωματικούς υδρογονάνθρακες, βαρέα μέταλλα και ενώσεις του θείου από χώρους ταφής αποβλήτων και παλιές βιομηχανικές εγκαταστάσεις [65,66,67], ορυκτούς υδρογονάνθρακες, διάφορα βιοκτόνα, διοξίνες, φουράνια, καθώς και πολυχλωριωμένα διφαινύλια από παλιές βιομηχανικές εγκαταστάσεις. Χωρικές πληροφορίες για τα μοτίβα ρύπανσης, τις συγκεντρώσεις σε βαρέα μέταλλα, καθώς και τις φυσικές ιδιότητες του εδάφους είναι διαθέσιμες σε πολείς που διαθέτουν βάση δεδομένων για το αστικό εδάφος, όπως ο άτλας του Βερολίνου (Umweltatlas Berlin, 2021) και η Υπηρεσία Επιθεώρησης Εδάφους της Νέας Υόρκης (NYCSS).

Ένα άλλο μοτίβο που επιδρά στην αστική ρύπανση είναι οι διάφορες πρακτικές διαχείρισης:

η) Η πρώτη κατηγορία σε αυτό το μοτίβο είναι το χρονικό διάστημα μεταξύ των καθαρισμών που μπορεί να διαφέρουν σημαντικά. Οι περίοδοι μεταξύ των καθαρισμών εξαρτώνται από τον κυκλοφοριακό φόρτο κάθε δρόμου, καθώς οι πολυσύχναστοι αυτοκινητόδρομοι απαιτούν συχνότερο καθαρισμό σε σχέση με τους δρόμους χαμηλής κυκλοφορίας. Οι περίοδοι μεταξύ των καθαρισμών πρέπει να μεταβάλλονται ανάλογα με την εποχή (συχνότερος καθαρισμός των πεσμένων φύλλων το φθινόπωρο) και την περιοχή (καθημερινός καθαρισμός σε πόλεις της νότιας Ευρώπης, πιο αραιός σε πόλεις του Βορρά).

θ) Μία άλλη κατηγορία στο μοτίβο των διαφόρων πρακτικών διαχείρισης είναι οι πρακτικές συντήρησης των αστικών επιφανειών. Μερικές από αυτές είναι ο καθαρισμός των δρόμων, των πεζοδρομίων και των χώρων στάθμευσης, καθώς και η χρήση αλατιού για τον αποχιονισμό τους. Ο καθαρισμός από απορρίματα γίνεται κατά κανόνα από τους οδοκαθαριστές με χειρωνακτικό τρόπο ή με χρήση ειδικών μηχανημάτων καθαρισμού που μπορούν να απομακρύνουν ιζήματα και ρύπους σε σωματιδιακή μορφή, με διάμετρο ακόμα και κάτω από 10 μικρόμετρα (εισπνεύσιμοι) [68]. Μια ειδική μορφή καθαρισμού των αστικών επιφανειών είναι η εφαρμογή ζιζανιοκτόνων για τον έλεγχο των ζιζανίων που φυτρώνουν σε πεζοδρόμια, πρακτική απαραίτητη σε αρκετές πόλεις για την αποτροπή ατυχημάτων λόγω ολισθηρότητας. Οι σημαντικές περιβαλλοντικές επιπτώσεις από τη χρήση του ζιζανιοκτόνου γλυφοσάτη οδήγησαν σταδιακά στη μείωση της χρήσης του [69].

Η χρήση αλατιού στις αστικές επιφάνειες κατά τη διάρκεια του χειμώνα είναι μια καθιερωμένη πρακτική στις περισσότερες πόλεις που βρίσκονται στην εύκρατη ζώνη και εφαρμόζεται ήδη από το 1930. Συνήθως χρησιμοποιείται χλωριούχο νάτριο ή χλωριούχο ασβέστιο, τα οποία διασπείρονται στις επιφάνειες κατά λόγω της αντιπαγετικής τους δράσης [70,49,71]. Η χωρική κατανομή και η συνιστώμενη συχνότητα εφαρμογής διαφέρουν σε μεγάλο βαθμό από πόλη σε πόλη και εξαρτώνται από τις κλιματικές μεταβλητές και τον κυκλοφοριακό φόρτο στους δρόμους (οι κύριες οδικές αρτηρίες απαιτούν συχνότερη εφαρμογή). Στα διαχειριστικά σχέδια των πόλεων περιλαμβάνονται οι δρόμοι στους οποίους γίνεται χρήση αλατιού σε έντονα καιρικά φαινόμενα τον χειμώνα (Berliner Stadtreinigung, 2018). Η χρήση αλατιού έχει απαγορευτεί στα πεζοδρόμια και τους δρόμους μειωμένης κυκλοφορίας σε πόλεις της Αυστρίας και της Γερμανίας.

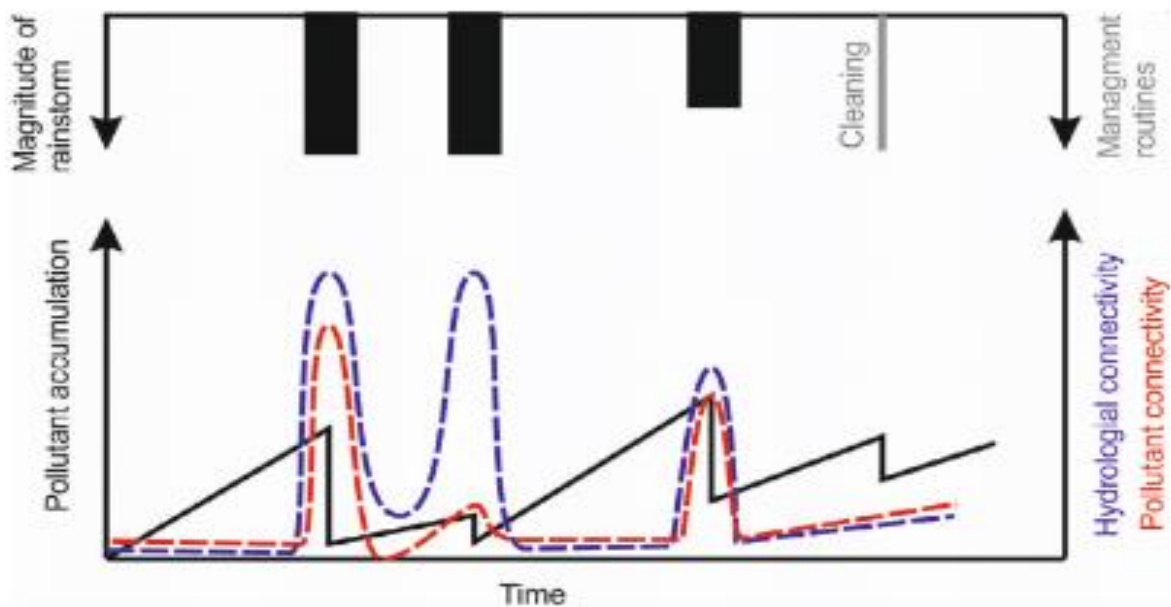
Το τέταρτο μοτίβο διάχυτης αστικής ρύπανσης σχετίζεται με την υδρολογία των λεκανών απορροής και είναι οι παράγοντες που επηρεάζουν την κινητοποίηση και τη μεταφορά των ρύπων στο αστικό περιβάλλον. Στο συγκεκριμένο μοτίβο διακρίνονται τρεις επιμέρους κατηγορίες:

ι) Η πρώτη κατηγορία παραγόντων που σχετίζονται με την υδρολογία μιας αστικής λεκάνης και επηρεάζουν την κινητικότητα της διάχυτης ρύπανσης σε αυτές είναι η υδατοπερατότητα των αστικών επιφανειών. Το ποσοστό του νερού της βροχής που κατεισδύει στο έδαφος και το ποσοστό που απορρέει επιφανειακά εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από την υδατοπερατότητα των τεχνητών επιφανειών, καθώς και από την έκτασή τους [72,73,74]. Ο βαθμός στεγάνωσης των αστικών επιφανειών κυμαίνεται από 10 έως 25% για αραιοκατοικημένες περιοχές στα προάστια των πόλεων και από 55 έως 85% σε πιο πυκνοκατοικημένες περιοχές εντός του αστικού ιστού. Οι επιφάνειες αυτές συνήθως είναι συνεχείς και έχουν κατασκευαστεί από διάφορα τεχνητά υλικά όπως άσφαλτος, χάλυβας ή σκυρόδεμα, αλλά μπορεί να αποτελούνται και από επιμέρους στοιχεία όπως είναι ένα πλακόστρωτο (σύνολο από ανεξάρτητες πλάκες με αρμούς μεταξύ τους, μέσω των οποίων επιτυγχάνεται μεγαλύτερος βαθμός κατείσδυσης και μικρότερη επιφανειακή απορροή). Για την περιγραφή του μεγάλου εύρους περατότητας των αστικών επιφανειών που παρατηρείται στις αστικές επιφάνειες πλέον συνιστάται η χρήση του όρου του βαθμού στεγάνωσης και όχι του κλάσματος αδιαπέρατων επιφανειών που συχνά χρησιμοποιείται και υπονοεί μηδενική κατείσδυση στο έδαφος. Ο τύπος της τεχνητής επιφάνειας έχει σημαντική επιρροή στην απορροή ομβρίων και γι'αυτό πλέον λαμβάνεται υπόψη στον αστικό σχεδιασμό μέσω της υιοθέτησης πρακτικών κατασκευής με νέα υδατοπερατά υλικά. Τα υλικά αυτά συνεισφέρουν στον μετριασμό των αστικών πλημμυρών και χαρακτηριστικό τους είναι ο μεγαλύτερος ρυθμός κατείσδυσης σε σχέση με τα συμβατικά [**Error! Reference source not found.**]. Δεδομένα για τον βαθμό στεγάνωσης, με χωρική διακριτοποίηση μέχρι και 1 m, είναι διαθέσιμα, ενώ χωρικά δεδομένα για το τύπο της στεγάνωσης είναι μέχρι σήμερα ελάχιστα [76].

κ) Σημαντική επίδραση στην αστική διάχυτη ρύπανση έχουν τα προηγούμενα μοτίβα υγρασίας, τα οποία μέχρι πρότινος αμελούνταν σε σχετικές μελέτες. Με τον όρο προηγούμενα μοτίβα υγρασίας περιγράφονται οι ξηρές περίοδοι μεταξύ των επεισοδίων βροχής. Η κυρίαρχη άποψη μέχρι σήμερα ήταν ότι οι αστικές λεκάνες αποτελούνται κυρίως από αδιαπέρατες επιφάνειες, η υδρολογική απόκριση των οποίων δεν επηρεάζεται από τα μοτίβα της υγρασίας [77]. Ωστόσο, μελέτη από το πανεπιστήμιο της Μιννεσότα των Η.Π.Α. κατέληξε στο συμπέρασμα ότι τα προηγούμενα μοτίβα υγρασίας μπορεί να έχουν σημαντική επίδραση στις απορροές ομβρίων, ειδικά στα τμήματα μιας αστικής λεκάνης που χρησιμοποιούνται αποκεντρωμένα συστήματα ήπιας διαχείρισης ομβρίων. Τα μοτίβα υγρασίας εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό και από την επιφάνεια των λεκανών απορροής και από τη χρόνο εκδήλωσης των επεισοδίων βροχής μέσα στο έτος.

λ) Τέλος, σημαντική συνεισφορά στο σχηματισμό των απορροών ομβρίων, στη μεταφορά και τη διάχυση των ρύπων σε μια αστική λεκάνη έχουν η κλίση των επιφανειών και η επιφανειακή τους τραχύτητα. Δεδομένα υψηλής διακριτοποίησης για τις κλίσεις είναι διαθέσιμα μέσω διαφόρων τεχνολογιών τηλεσκοπησης και χρησιμοποιούνται συχνά για τον εντοπισμό δρόμων με μεγάλη κλίση και περιοχών υψηλής κυκλοφορίας που είναι επιρρεπείς στις πλημμύρες. Τα υπολογιστικά εργαλεία για τις στέγες περιλαμβάνουν επιλογές για επίπεδη ή κεκλιμένη στέγη, δίνοντας έτσι μια πολύτιμη πηγή πληροφοριών για την αξιολόγηση της επίδρασης της κλίσης στην αστική υδρολογία.

Στις προηγούμενες παραγράφους παρουσιάστηκαν διάφοροι παράγοντες που επηρεάζουν την εποχική, την ετήσια και τη μακροπρόθεσμη μεταβολή (σε βάθος δεκαετίας), διαφόρων ρύπων. Η κατηγοριοποίηση των πηγών ρύπανσης αντικατοπτρίζεται στη διαφορετική ετήσια δυναμική τους. Για παράδειγμα, οι συγκεντρώσεις των στατικών ρύπων δεν μεταβάλλονται σημαντικά κατά τη διάρκεια του έτους, σε αντίθεση με την επίδραση των πρακτικών διαχείρισης, όπως η χρήση ζιζανιοκτόνων στα πεζοδρόμια και του αλατιού για αντιπαγετική προστασία, που έχουν έντονη εποχική διακύμανση και εξαρτώνται από το σχέδιο διαχείρισης του κάθε δήμου. Οι συγκεντρώσεις των ρύπων που συσσωρεύονται, παρουσιάζουν επίσης έντονη μεταβολή κατά τη διάρκεια του έτους και επηρεάζονται σημαντικά από τη διάρκεια της ξηρής περιόδου πριν από το επεισόδιο βροχής και τη συχνότητα καθαρισμού των δρόμων και άλλων αστικών επιφανειών (Σχήμα 6).



Σχήμα 7. Η συσσώρευση ρύπων και συνδεσιμότητα των ρύπων συναρτήσει της απόκρισης βροχοπτώσεως-απορροής και των πρακτικών διαχείρισης (Bracken κ.ά., 2016).

Στο Σχήμα 7 παρουσιάζεται με μαύρη τεθλασμένη γραμμή η συσσώρευση των ρύπων στις αστικές επιφάνειες. Όπως διακρίνεται σε αυτό, κατά τη διάρκεια των ξηρών περιόδων, μεταξύ των βροχοπτώσεων, υπάρχει μια γραμμική αύξηση των ρύπων που συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες, η οποία ακολουθείται από μια απότομη πτώση λόγω ενός επεισοδίου βροχής (μαύρες μπάρες) ή των πρακτικών καθαρισμού (γκρι μπάρες). Με μπλε διακεκομμένη γραμμή παρουσιάζεται η υδρολογική συνδεσιμότητα και με κόκκινη η ρυπαντική. Από το γράφημα προκύπτει ότι οι δύο τύποι συνδεσιμότητας δεν ταυτίζονται και μάλιστα αποκλίνουν σημαντικά σε περιπτώσεις που η περίοδος μεταξύ δύο επεισοδίων βροχής είναι μικρή (δεύτερη μαύρη μπάρα), λόγω της μικρής συσσώρευσης των ρύπων.

Ο ακριβής προσδιορισμός της διαδρομής των ρύπων από την πηγή ως τον υδάτινο αποδέκτη είναι δύσκολο να προσδιοριστεί λόγω του ότι οι διεργασίες μεταφοράς μεταβάλλονται σημαντικά σε μία αστική λεκάνη, σε σχέση με μία υδρολογική λεκάνη στην ύπαιθρο. Οι μεταβολές στην κατανομή των κλίσεων, στο ρυθμό κατείσδυσης, στα τοπικά μοτίβα ρύπανσης και στις πρακτικές καθαρισμού που εφαρμόζονται απαιτούν μια νέα προσέγγιση για τη μελέτη και κατανόηση της αλληλεπίδρασης μεταξύ της δημιουργίας των επιφανειακών απορροών ομβρίων και των μηχανισμών μεταφοράς.

2.5 Όροι για την περιγραφή της συνδεσιμότητας στις αστικές λεκάνες

Στις μελέτες των δικτύων ομβρίων χρησιμοποιούνται συχνά οι όροι της ενεργού αδιαπέρατης επιφάνειας (EIA) ή της άμεσα συνδεδεμένης αδιαπέρατης επιφάνειας (DCIA), για να περιγράψουν το κλάσμα των επιφανειών μιας αστικής λεκάνης που είναι υδραυλικά ή φυσικά συνδεδεμένες με το αποχετευτικό δίκτυο ομβρίων [78, 79]. Ένα πρόβλημα για τη μελέτη των αδιαπέρατων επιφανειών είναι η αδυναμία της ακριβής ποσοτικοποίησής τους, καθώς και οι διαφορετικοί τύποι τους, που συχνά δεν λαμβάνονται υπόψη. Σε άλλες μελέτες [73,74] υιοθετήθηκε η έννοια της μεταβαλλόμενης πηγής για τις αστικές λεκάνες (VSA), με σκοπό να συμπεριληφθεί η επίδραση των περατών επιφανειών ως συνιστώσες σχηματισμού των απορροών ομβρίων. Ωστόσο, όλοι αυτοί οι παράγοντες έχουν μειονεκτήματα που δεν επιτρέπουν την εκτεταμένη χρήση τους και σχετίζονται κυρίως με τις διεργασίες μεταφοράς της διάχυτης ρύπανσης. Οι έννοιες των EIA και DCIA αδυνατούν να περιγράψουν την πιθανή κίνηση των ομβρίων κατά την κατακόρυφη διεύθυνση, λόγω συνδεσιμότητας με υπόγειους υδροφορείς, όπως και το αν οι συνδεδεμένες επιφάνειες είναι πράγματι ρυπασμένες και συνεισφέρουν στη διάχυτη αστική ρύπανση ή όχι.

Όπως αναφέρθηκε και σε προηγούμενη ενότητα, μεγάλη σημασία για τη μελέτη της ποιοτικής διάστασης των αστικών απορροών ομβρίων έχει ο προσδιορισμός των θέσεων και η ποσοτικοποίηση της έκτασης των κρίσιμων πηγών ρύπανσης. Αυτές συνεισφέρουν σημαντικά στη διάχυτη αστική ρύπανση, σε βαθμό δυσανάλογο με την έκτασή τους. Οι περιοχές αυτές, σύμφωνα με το Shore et al. [75] είναι συνήθως μικρές σε έκταση, ιδιαίτερα επιβαρυμένες με ρύπους και βρίσκονται σε περιοχές στις οποίες συμπίπτουν η τροφοδοσία και η μεταφορά των ρύπων χρονικά και χωρικά. Αυτά τα τμήματα των αστικών επιφανειών που συνεισφέρουν δυσανάλογα μεγάλες ποσότητες ρύπων στο δίκτυο ή στα υπόγεια νερά, λέγονται ενεργές περιοχές λεκανών απορροής. Πιστεύεται ότι στην πράξη είναι πολύ μικρότερες από ότι ποσοτικοποιήθηκαν ως EIA, DCIA ή VSA.

2.6 Επιταχυντές, ρυθμιστές και φραγμοί για τη διάχυτη αστική ρύπανση

Η διάχυση της ρύπανσης στο αστικό περιβάλλον μπορεί να επιταχυνθεί, να επιβραδυνθεί ή να ανασχεθεί από διάφορα στοιχεία της λεκάνης απορροής, που λειτουργούν ως επιταχυντές, ρυθμιστές ή φραγμοί. Οι όροι αυτοί που έχουν υιοθετηθεί από το αντικείμενο της γεωμορφολογίας, έχουν χρησιμοποιηθεί σε πρόσφατες μελέτες διάβρωσης και στερεομεταφοράς [76,77] και αποτελούν μια χρήσιμη δομή για την καλύτερη κατανόηση της στερεομεταφοράς από την πηγή ως τη θέση εκβολής μιας λεκάνης απορροής.



Σχήμα 8. Ρυθμιστές, φραγμοί και επιταχυντές της αστικής διάχυτης ρύπανσης: (a) φυτεμένο κανάλι μετά από βροχόπτωση, (b) φραγμένη εσχάρα δικτύου ομβρίων, (c) Εκβολή του δικτύου ομβρίων σε αστικό ποταμό και υδρορροή (Paton κ.ά., 2021).

Οι ρυθμιστές είναι στοιχεία μιας λεκάνης απορροής που εμποδίζουν ή καθυστερούν τη διάχυτη αστική ρύπανση να εισέλθει στο δίκτυο ομβρίων. Οι περισσότερες από τις φυτεμένες περιοχές στις πόλεις λειτουργούν σαν ρυθμιστές λόγω της αύξησης του ρυθμού κατείσδυσης των ομβρίων στο έδαφος που προκαλεί το ριζικό σύστημα των φυτών, καθώς και την προσρόφηση και κατακράτηση των ρύπων σε αυτό [78]. Ειδικές μορφές ρυθμιστών είναι τα περισσότερα στοιχεία των αποκεντρωμένων αστικών συστημάτων για τον έλεγχο των πλημμυρικών ροών, συμπεριλαμβανομένων των περιοχών κατείσδυσης, των φυτεμένων καναλιών και των τεχνητών υγροβιότοπων [73]. Μία από τις κύριες λειτουργίες των αποκεντρωμένων συστημάτων διαχείρισης ομβρίων, είναι η αποσύνδεση των αδιαπέρατων επιφανειών, όπως δρόμοι και στέγες, από το κεντρικό αποχετευτικό δίκτυο με ταυτόχρονη αύξηση της κατείσδυσης στο έδαφος. Σε μελέτη των Driscoll κ.ά. [79], ποσοτικοποιήθηκε η δυνατότητα κατακράτησης ή διαρροής των ομβρίων υδάτων και ρύπων (νιτρικά, φώσφορος, ενώσεις του χλωρίου) για συστήματα βιοσυγκράτησης. Οι εργασίες των Ahiablame, Engel και Chaubey [80] περιέχει μια εκτεταμένη βάση δεδομένων για βαρέα μέταλλα και θρεπτικά, που κατακρατούνται από τα αποκεντρωμένα συστήματα διαχείρισης ομβρίων. Μια άλλη μορφή κατακράτησης συμβαίνει λόγω των τυχηματικών τύπων ρυθμιστών, όπως είναι τα ερειπωμένα κτήρια που μπορούν να κατακρατήσουν μέρος των αστικών απορροών ομβρίων και των φερτών που αυτά μεταφέρουν [81].

Οι φραγμοί διακόπτουν τις κύριες γραμμές ροής της διάχυτης αστικής ρύπανσης, εντός και εκτός του δικτύου ομβρίων και περιλαμβάνουν συστήματα βιοσυγκράτησης [80], λεκάνες ανάσχεσης πλημμυρικών ροών, τεχνητές δεξαμενές και τυχαίους φραγμούς, όπως φραγμένες υδροροές στις στέγες των κτηρίων και φραγμένες εσχάρες του αποχετευτικού δικτύου ομβρίων (Σχήμα 8). Δεν υπάρχουν μελέτες που να ποσοτικοποιούν χρονικά και χωρικά την επίδραση των τυχηματικών φραγμών μιας πόλης στη διάχυση της αστικής ρύπανσης ανάντη των φραγμών αυτών.

Οι επιταχυντές είναι στοιχεία που ενισχύουν τη διάχυση της αστικής ρύπανσης. Τέτοια είναι οι υδροροές και οι εσχάρες του αποχετευτικού δικτύου που επιταχύνουν την κίνηση των απορροών προς το δίκτυο ομβρίων. Οι αγωγοί εκβολής του δικτύου είναι επιταχυντές των ομβρίων προς τα αστικά επιφανειακά ύδατα, ενώ τα αποκεντρωμένα συστήματα όπως οι περιοχές κατείσδυσης και τα φυτεμένα κανάλια μπορούν να θεωρηθούν επιταχυντές της μεταφοράς των ρύπων προς τα υπόγεια ύδατα. Ενδιαφέρον παρουσιάζει το γεγονός ότι οι αποκεντρωμένες πρακτικές διαχείρισης ομβρίων μπορούν να λειτουργήσουν τόσο ως ρυθμιστές της διάδοσης των ρύπων, όσο και ως επιταχυντές της ανάλογα με τη διεύθυνση ροής. Παρότι τα συστήματα αυτά σχεδιάστηκαν αρχικά ως ρυθμιστές της διάδοσης ρύπων προς το αποχετευτικό δίκτυο, ταυτόχρονα λειτουργούν και ως επιταχυντές που ενισχύουν τη διάδοση του νερού και των διαλυμένων ρύπων προς τα υπόγεια νερά.

Τα ποικίλα και συχνά εναλλασσόμενα μοτίβα ρύπανσης, τα διάφορα στοιχεία που ρυθμίζουν, φράσσουν ή επιταχύνουν τη διάχυση των ρύπων στις πόλεις, η μη-γραμμική υδρολογική απόκριση και οι σχέσεις μεταφοράς ρύπων ορίζουν το μέγεθος της αστικής διάχυτης ρύπανσης. Σύμφωνα με τους Paton κ.ά. [46] η αξιολόγηση της μεταφοράς ρύπων από μετρήσεις στα σημεία εκβολής του δικτύου ομβρίων στους υδάτινους αποδέκτες δεν συνάδει με την πολυπλοκότητα ενός τυπικού αστικού τοπίου. Το εάν η ρύπανση συμβαίνει στα αστικά ποτάμια ή στα υπόγεια νερά εξαρτάται από το πόσο συνδεδεμένες είναι οι πηγές ρύπανσης με τις εκβολές μιας λεκάνης απορροής ή με τα υπόγεια νερά. Η υιοθέτηση των εννοιών της κρίσιμης περιοχής των πηγών ρύπανσης, των ρυθμιστών, των φραγμών και των επιταχυντών αποτελούν σημαντική πρόοδο στις σύγχρονες μελέτες συνδεδεσιμότητας.

Κεφάλαιο 3: Το φαινόμενο της αρχικής απορροής των ομβρίων

Στις μελέτες για την ποιοτική διαχείριση των ομβρίων έχει βρεθεί ότι συχνά οι αρχικοί τους όγκοι έχουν δυσανάλογα υψηλές ρυπαντικές συγκεντρώσεις σε σχέση με τους όγκους από μεταγενέστερα στάδια του ίδιου πλημμυρικού γεγονότος [82]. Το φαινόμενο αυτό αναφέρεται στη βιβλιογραφία ως αρχική απορροή (first flush) και εκτός από χαρακτηριστικό του εκάστοτε πλημμυρικού επεισοδίου έχει και εποχικό χαρακτήρα με την πρώτη καταιγίδα μετά από την ξηρή περίοδο να παρουσιάζει ιδιαίτερα υψηλές ρυπαντικές συγκεντρώσεις, κάτι που αναφέρεται ως εποχική αρχική απορροή (seasonal first flush) [83].

3.1 Η αρχική απορροή στα όμβρια αστικών περιοχών

Ο κύριος μηχανισμός γένεσης του φαινομένου είναι η κινητοποίηση και συμπαράσυρση από τις απορροές ομβρίων των ρύπων που έχουν αποθεθεί και συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες. Οι ρύποι αυτοί σε μεγάλα πλημμυρικά επεισόδια εξαντλούνται κατά τα αρχικά στάδια του φαινομένου σε αντίθεση με άλλους ρύπους που εξακολουθούν να τροφοδοτούν τις απορροές ομβρίων και στα μεταγενέστερα στάδια του πλημμυρικού γεγονότος και συχνά αναφέρονται ως ρύπανση υποβάθρου. Γι' αυτό το λόγο στις μεγάλες πλημμύρες παρατηρείται σημαντική μείωση των συγκεντρώσεων ρύπων με το χρόνο σε αντίθεση με τα μικρότερα επεισόδια βροχής στα οποία οι αποθέσεις στις αστικές επιφάνειες δεν προλαβαίνουν να εξαντληθούν και εξακολουθούν να τροφοδοτούν τις απορροές ομβρίων. Η αρχική απορροή καταγράφεται πιο συχνά σε μικρής έκτασης και έντονα αστικοποιημένες λεκάνες, ενώ στις μεγαλύτερες το φαινόμενο αμβλύνεται.

Οι ρυπαντικές συγκεντρώσεις στα όμβρια εξαρτώνται από διάφορους παράγοντες, με έναν από τους σημαντικότερους να είναι το κλίμα και πιο συγκεκριμένα η ξηρή περίοδος πριν από το κάθε επεισόδιο βροχής. Από τη διάρκειά της ξηρής περιόδου εξαρτάται η ποσότητα των ρύπων που έχει συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες και κατά συνέπεια οι ρυπαντικές συγκεντρώσεις των ομβρίων. Σε αστικές λεκάνες που βρίσκονται σε περιοχή με παρατεταμένες περιόδους ανομβρίας, οι απορροές του πρώτου επεισοδίου βροχής της υγρής περιόδου είναι ιδιαίτερα επιβαρυνμένες με ρύπους, φαινόμενο ιδιαίτερα έντονο στη λεκάνη της Μεσογείου, καθώς και σε περιοχές όπως η Καλιφόρνια των Η.Π.Α. που χαρακτηρίζονται από μια παρατεταμένη ξηρή περίοδο.

Στις περισσότερες αστικές λεκάνες οι ιδιαίτερα επιβαρυνμένοι αρχικοί όγκοι ομβρίων διατίθενται στους υδάτινους αποδέκτες χωρίς επεξεργασία. Η πρακτική αυτή πλέον αμφισβητείται έντονα λόγω των δυσμενών επιπτώσεων στα υδάτινα οικοσυστήματα και παρατηρείται διεθνώς μια τάση υιοθέτησης πρακτικών κατακράτησης και επεξεργασία τους. Για το σχεδιασμό και τη λειτουργία τους είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός της αρχικής απορροής σε όρους όγκων. Μέχρι σήμερα δεν έχει βρεθεί κάποιος κοινά αποδεκτός ορισμός για την περιγραφή του φαινομένου, το οποίο ορίζεται αυθαίρετα από κάθε ερευνητή ως ένα διαφορετικό ποσοστό του αθροιστικού όγκου ομβρίων που μεταφέρει ένα ποσοστό της αθροιστικής μάζας ρύπων. Στο ίδιο δείγμα πλημμυρών το φαινόμενο της αρχικής απορροής καταγράφεται σε διαφορετικό αριθμό επεισοδίων ανάλογα με τον ορισμό που επιλεγεται σε κάθε περίπτωση. Ο υπολογισμός των όγκων αρχικής απορροής είναι ακόμα πιο σημαντικός τη λειτουργία συστημάτων που περιλαμβάνουν τις διεργασίες της κροκιδώσης, της συσσωμάτωσης και της καθίζησης λόγω της επίδρασης που έχει η συγκέντρωση των TSS στην αποτελεσματικότητά τους.

3.2 Το φαινόμενο της αρχικής απορροής στα παντοροϊκά δίκτυα

Σε αρκετές πόλεις παγκοσμίως ολόκληρο ή συνηθέστερα ένα τμήμα του αποχετευτικού δικτύου είναι παντοροϊκό, όπως συμβαίνει και στην περίπτωση του ιστορικού κέντρου της Αθήνας. Στα παντοροϊκά δίκτυα η ροή των ομβρίων παροχετεύονται μαζί με τα ακάθαρτα στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας και τελικά διατίθενται στους υδάτινους αποδέκτες. Κατά τη διάρκεια ισχυρών καταιγίδων δεν είναι πολλές φορές εφικτή η μεταφορά και η επεξεργασία του μεγάλου όγκου των συνδυασμένων αστικών ροών. Οι υπερχειλίσεις των παντοροϊκών δικτύων που είτε υπερβαίνουν την υδραυλική δυναμικότητα των εγκαταστάσεων επεξεργασίας, είτε την παροχετευτικότητα του αποχετευτικού δικτύου διατίθενται ανεπεξέργαστες στους υδάτινους αποδέκτες. Οι ροές αυτές περιέχουν ρύπους που προέρχονται από τα αστικά λύματα, καθώς και ρύπους που είχαν συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες και παρασύρθηκαν από τις απορροές ομβρίων πριν την εισροή τους στο δίκτυο. Γι' αυτούς τους λόγους μπορεί να περιέχουν ουσίες τοξικές για τους οργανισμούς στους υδάτινους αποδέκτες ή να προκαλέσουν αποξυγόνωση.

Το φαινόμενο της αρχικής απορροής στα παντοροϊκά δίκτυα (first foul flush) αναφέρεται συχνά και ως ροή έκπλυσης (rinsing flush) στη βιβλιογραφία. Ο όρος “έκπλυση” περιγράφει τη διεργασία της κινητοποίησης των στερεών αποθέσεων που έχουν συσσωρευτεί στους αγωγούς του δικτύου, που συμπαρασύρονται με τις ορμητικές ροές λόγω της απότομης αύξησης της παροχής και της ταχύτητας κατά την καταιγίδα (FNDAE, 1988). Στις πρώτες σχετικές μελέτες δεν είχε καταστεί δυνατό να παραχθεί μια εφαρμόσιμη μαθηματική σχέση που να συνδέει την αντιπροσωπευτική ροή ή τα χαρακτηριστικά της λεκάνης απορροής με το ρυπαντικό φορτίο [84] γιατί οι μεθοδολογίες που είχαν χρησιμοποιηθεί για να συνδεθούν τα χαρακτηριστικά των λεκανών απορροής με τις μεταβολές στην ποιότητα των εκροών του δικτύου δεν λάμβαναν υπόψη τη συγκεκριμένη διεργασία. Η συνεισφορά των ρύπων που έχουν συσσωρευτεί στους αγωγούς του δικτύου φαίνεται να είναι σημαντική, ωστόσο δε είναι η κυρίαρχη όπως υπονοείται από τη χρήση του όρου “έκπλυση”. Στην πραγματικότητα τη σημαντικότερη συνεισφορά στις συγκεντρώσεις των αιωρούμενων στερεών και στα παντοροϊκά δίκτυα έχουν οι στερεές αποθέσεις στις αστικές επιφάνειες που συμπαρασύρθηκαν από τις απορροές ομβρίων και εισήλθαν στη συνέχεια στο αποχετευτικό δίκτυο [85,86] μεγαλύτερη σε σχέση με τη ρύπανση που προέρχεται από τις υγρές και στερεές αποθέσεις των αστικών επιφανειών. Το ποσοστό μάζας αιωρούμενων στερεών (TSS) λόγω επανααιώρησης είναι μόλις 15 με 30% [87]. Επιπλέον, σε προσομοιώσεις του φαινομένου έγινε εμφανές ότι οι μέγιστες τιμές των συγκεντρώσεων TSS ταυτίζονται με τις αιχμές της έντασης της βροχόπτωσης, ενώ η μέγιστη διάβρωση των αποθέσεων του δικτύου συμβαίνει αργότερα και ταυτίζεται με τις αιχμές στην παροχή που διέρχεται από το δίκτυο [85]. Στις προσομοιώσεις αυτές παρατηρήθηκε επίσης ότι η πρώτη αιχμή της βροχόπτωσης δεν είναι απαραίτητα αρκετή για να προκαλέσει την έκπλυση του συνόλου των ρύπων που έχουν συσσωρευτεί στους αγωγούς του αποχετευτικού δικτύου και ότι οι επόμενες αιχμές συνεισφέρουν σημαντικά στη μάζα των ρύπων που μεταφέρονται. Ωστόσο, τα συμπεράσματα αυτά για τη συνεισφορά των επιμέρους διεργασιών στην αρχική απορροή των παντοροϊκών δικτύων λαμβάνουν υπόψη μόνο τα αιωρούμενα στερεά και όχι τους ρύπους σε διαλυμένη μορφή. Σε μια ανάλυση 197 επεισοδίων βροχής σε 12 αποχετευτικά δίκτυα βρέθηκε ότι στα παντοροϊκά δίκτυα η αρχική απορροή είναι το 79% των αθροιστικών όγκων απορροής που μεταφέρουν το 80% της αθροιστικής μάζας ρύπων για το 50% των επεισοδίων βροχής [82].

3.3 Οι μεθοδολογίες υπολογισμού της αρχικής απορροής στα όμβρια

Το πρώτο βήμα για τον υπολογισμό του ποσοστού των ομβρίων στο οποίο παρατηρείται το φαινόμενο της αρχικής απορροής είναι η επιλογή των κατάλληλων περιοχών μελέτης. Σε κάποιες σχετικές εργασίες η συλλογή δειγμάτων έγινε στις θέσεις εκβολής του δικτύου, πρακτική κατάλληλη για την καταγραφή των ρυπαντικών φορτίων που καταλήγουν στους υδάτινους αποδέκτες αλλά όχι για την κατανόηση των σύνθετων μηχανισμών διάχυσης της ρύπανσης στο αστικό περιβάλλον. Η συλλογή δειγμάτων σε ζώνες με συγκεκριμένες χρήσεις γης, όπως οικιστική, βιομηχανική ή αυτοκινητόδρομοι είναι απαραίτητη για την κατανόηση της συνεισφοράς των διαφόρων δραστηριοτήτων στην αστική ρύπανση και για την κατάστρωση και εφαρμογή οποιουδήποτε σχεδίου ποιοτικής διαχείρισης ομβρίων. Σημαντικό στοιχείο για την επιλογή των κατάλληλων περιοχών μελέτης είναι η μειωμένη υδρολογική και ρυπαντική συνδεσιμότητα με γειτονικές περιοχές, λόγω της αλλοίωσης των αποτελεσμάτων που θα προκαλούσε η εισροή ρυπαντικών φορτίων από αυτές. Οι θέσεις δειγματοληψίας πρέπει να βρίσκονται σε σημεία που η ροή είναι τυρβώδης για τη λήψη επαρκώς αναμεμιγμένων δειγμάτων, με τις πλέον κατάλληλες θέσεις να είναι οι εσχάρες και οι φλέβες νερού στα σημεία εκροής των αγωγών του δικτύου ομβρίων. Η συλλογή των δειγμάτων γίνεται τόσο χειρωνακτικά σε πλαστικά δοχεία, όσο και με αυτόματους μετρητές και διακρίνονται σε απλά δείγματα και σύνθετα.

Στα περισσότερα προγράμματα παρακολούθησης της ποιότητας των ομβρίων για τον προσδιορισμό της μέσης ρυπαντικής συγκέντρωσης των πλημμυρικών ροών χρησιμοποιούνται σύνθετα δείγματα που συλλέγονται συνήθως από αυτόματους μετρητές και αναφέρονται στη βιβλιογραφία ως EMC (Event Mean Concentrations) (Σχέση 9):

$$EMC = \frac{M}{V} = \frac{\int C(t)Q(t)dt}{\int Q(t)dt} \quad (9)$$

όπου, $C(t)$ η συγκέντρωση ρύπων (σε mg/l), $Q(t)$ η πλημμυρική παροχή, M η συνολική μάζα ρύπων και V ο συνολικός όγκος των ομβρίων.

Τα EMC είναι η καλύτερη ένδειξη για τη μέση συγκέντρωση ρύπων ενός πλημμυρικού γεγονότος και γ'αυτό χρησιμοποιούνται σε όλες τις σχετικές μελέτες [88]. Ωστόσο, τα EMC από αυτόματους μετρητές δεν παρέχουν πληροφορίες για τη μεταβολή της συγκέντρωσης ενός ρύπου με το χρόνο και γ'αυτό το λόγο δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον υπολογισμό της αρχικής απορροής. Εάν χρησιμοποιούνταν μόνο οι EMC, οι υψηλές αρχικές συγκεντρώσεις δεν θα λαμβάνονταν υπόψη και θα ήταν αδύνατος ο προσδιορισμός του φαινομένου της αρχικής απορροής. Η χρονική μεταβολή των ρυπαντικών συγκεντρώσεων έχει μεγάλη σημασία για την επιλογή των βέλτιστων πρακτικών διαχείρισης, καθώς η αποτελεσματικότητά τους εξαρτάται από αυτές. Η χρήση αυτόματων μετρητών δεν ενδείκνυται επίσης για τη μέτρηση συγκεκριμένων ρύπων όπως έλαια και λίπη, βακτήρια και εξαερώσιμες οργανικές ενώσεις. Έχει παρατηρηθεί ακόμα ότι αυτοί μπορεί να εισάγουν εσφαλμένα τοξικότητα στις μετρήσεις, η οποία δεν υπάρχει πραγματικά στα δείγματα. Τέλος, οι αυτόματοι μετρητές δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν για αναλύσεις μεγέθους σωματιδίων (PSD), λόγω της συσσωμάτωσης που συμβαίνει στο δοχείο συλλογής κατά τη διάρκεια της δειγματοληψίας.

Γ'αυτούς τους λόγους είναι απαραίτητη η λήψη απλών δειγμάτων καθόλη τη διάρκεια του πλημμυρικού γεγονότος με πυκνότερη καταγραφή στα αρχικά στάδια λόγω των απότομων μεταβολών στις ρυπαντικές συγκεντρώσεις και πιο αραιή καταγραφή στα μετέπειτα στάδια.

Τα απλά δείγματα μπορούν να χρησιμοποιηθούν και για τον υπολογισμό του EMC ενός ρύπου. Το EMC δεν μπορεί να υπολογιστεί ως μέση τιμή των συγκεντρώσεων που καταγράφηκαν στα απλά δείγματα λόγω των διαφορετικών παροχών που αντιστοιχούν στην κάθε μέτρηση. Το βασικό πρόβλημα για την κατάστρωση μιας απλής εξίσωσης EMC είναι το πως να εκφραστούν οι μεταβολές των συγκεντρώσεων ρύπων, $C(t)$, με έναν λογικό τρόπο. Από τις διάφορες μεθόδους υπολογισμού των EMC, για περιορισμένο αριθμό δειγμάτων, η πιο χρήσιμη είναι η επίλυση των εξισώσεων πεπερασμένων διαφορών που ενσωματώνουν δεδομένα ροής και στιγμιαίων ρυπαντικών συγκεντρώσεων. Για τον υπολογισμό του EMC από απλά δείγματα χρησιμοποιείται η Σχέση 10:

$$EMC = \frac{\sum_i C_i V_i}{\sum_i V_i} = \frac{C_1 V_1 + C_2 V_2 + \dots + C_n V_n}{V_T} = W_1 V_1 + W_2 V_2 + \dots + W_n C_n \quad (10)$$

όπου:

$$W_i = \frac{V_i}{V_T},$$

$$W_1 + W_2 + \dots + W_n = 1,$$

W_i = το βάρος του κάθε δείγματος,

V_T = ο συνολικός όγκος των ομβρίων,

n = ο αριθμός των δειγμάτων.

Σύμφωνα με την καθιερωμένη μεθοδολογία υπολογισμού της αρχικής απορροής μετά τη λήψη δειγμάτων και την ανάλυση τους στο εργαστήριο ακολουθεί ο σχεδιασμός των καμπυλών αδιάστατου αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου-αθροιστικού όγκου απορροής [88,89,90,91,92,93,94]. Για το σχεδιασμό της καμπύλης αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου-αθροιστικού όγκου απορροής χρησιμοποιείται η Σχέση 11:

$$WQC(t) = \frac{\int_0^t WQC(t) \times Q(t) dt}{\int_0^{T_{run}} WQC(t) \times Q(t) dt} \quad (11)$$

όπου:

$WQC(t)$ το υπό μελέτη ποιοτικό χαρακτηριστικό που νερού συνρτήσει του χρόνου,

t ο χρόνος από την έναρξη του επεισοδίου βροχής,

T_{run} η διάρκεια της απορροής και

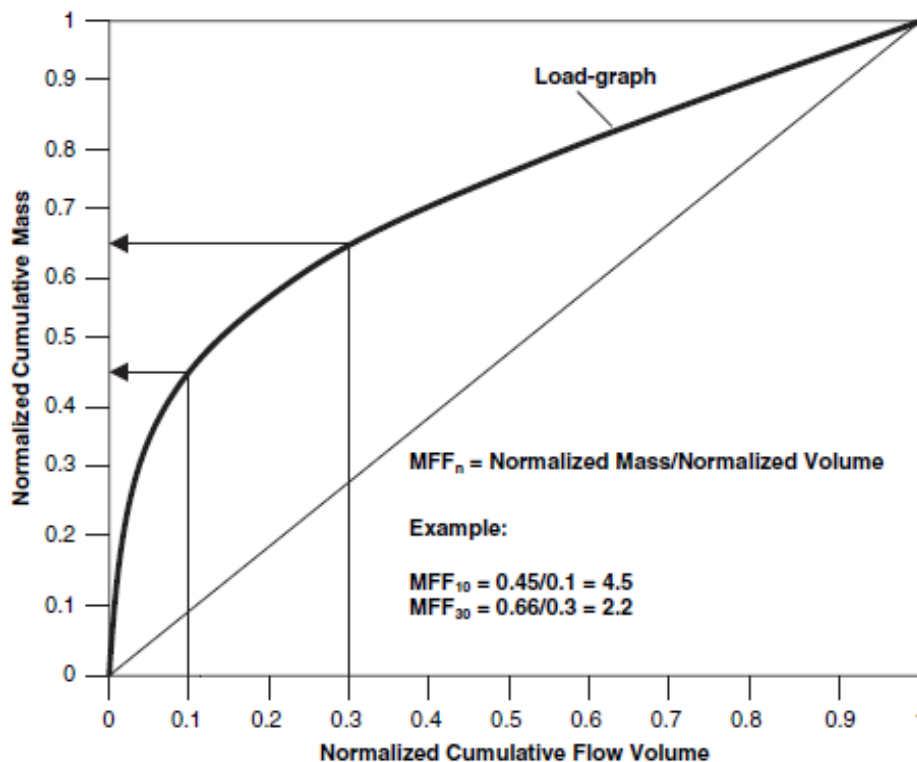
$Q(t)$ η πλημμυρική παροχή συναρτήσει του χρόνου.

Μετά το σχεδιασμό των καμπυλών αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου-αθροιστικού όγκου απορροής γίνεται ο υπολογισμός της αρχικής απορροής γραφικά, χρησιμοποιώντας τον ορισμό του φαινομένου που επιλέγει αυθαίρετα ο κάθε μελετητής ως ένα διαφορετικό ποσοστό του αθροιστικού όγκου ομβρίων και της αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου. Σε ορισμένες εργασίες έχει γίνει προσπάθεια να προσδιοριστεί με μεγαλύτερη σαφήνεια ο όγκος που αντιστοιχεί στο φαινόμενο της αρχικής απορροής, ο οποίος σε κάποιες από αυτές [82,92,93,94,95], ορίζεται ως το αρχικό 25-30% του όγκου των ομβρίων που μεταφέρει το 70-80% της μάζας των ρύπων. Στο Σχήμα 9 διακρίνονται δύο διαφορετικοί ορισμοί της αρχικής απορροής, ως τα 45% και 66% της αθροιστικής μάζας ρύπων που μεταφέρονται από το 10% και το 30% του αθροιστικού πλημμυρικού όγκου απορροής.

Το γράφημα της κανονικοποιημένης αθροιστικής μάζας ρύπων ως προς τον κανονικοποιημένο αθροιστικό όγκο συνήθως αναφέρεται στη βιβλιογραφία και ως γράφημα ρυπαντικού φορτίου. Για να παρατηρείται το φαινόμενο της αρχικής απορροής στις συγκεντρώσεις ενός ρύπου, ο λόγος y/x για το κλάσμα της αρχικής απορροής πρέπει να είναι μεγαλύτερος από 1. Για τον προσδιορισμό της αρχικής απορροής μπορεί να χρησιμοποιηθεί και ο λόγος μάζας της αρχικής απορροής MFFR (Mass First Flush Ratio), που είναι το πηλίκο του ποσοστού της αθροιστικής μάζας ρύπων προς το ποσοστό του αθροιστικού όγκου απορροής. Όπως διακρίνεται στο Σχήμα 9 τα MFF στο 10% και στο 30 % του αθροιστικού όγκου απορροής προκύπτει $MFF_{10}=4.5$ και $MFF_{30}=2.2$ για ποσοστά αθροιστικής μάζας ρύπων 0.45 και 0.66 αντίστοιχα. Και η χρήση της μεθοδολογίας της MFFR ωστόσο παρουσιάζει προβλήματα γιατί και αυτή βασίζεται στη χρήση των ίδιων αδιάστατων καμπυλών και σε έναν αυθαίρετο ορισμό της έννοιας της αρχικής απορροής [96,97,98]. Εκτός από το γραφικό τρόπο υπολογισμού, το MFF_n , μπορεί να υπολογιστεί και με τη Σχέση 12. Σε αυτήν όσο μεγαλύτερος είναι ο λόγος y/x , τόσο πιο έντονο το φαινόμενο της αρχικής απορροής, κάτι που συνεπάγεται μεταφορά μεγαλύτερης μάζας ρύπων από τους αρχικούς όγκους των απορροών ομβρίων. Η τιμή του MMF τείνει στο 1 καθώς ο κανονικοποιημένος όγκος απορροών ομβρίων τείνει στο 1.

$$\frac{y}{x} = \frac{\frac{\int_0^{t^1} C(t)Q(t)dt}{M}}{\frac{\int_0^{t^1} Q(t)dt}{V}} = \frac{\int_0^{t^1} C(t)Q(t)}{\frac{M}{V}} \quad (12)$$

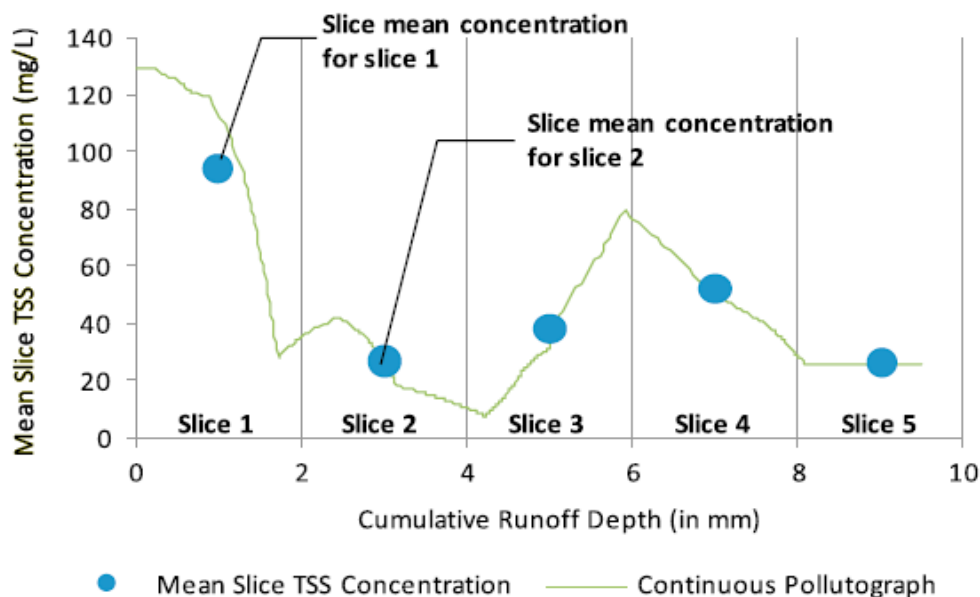
όπου ο λόγος y/x είναι ο λόγος μάζας αρχικής απορροής (MFF_n).



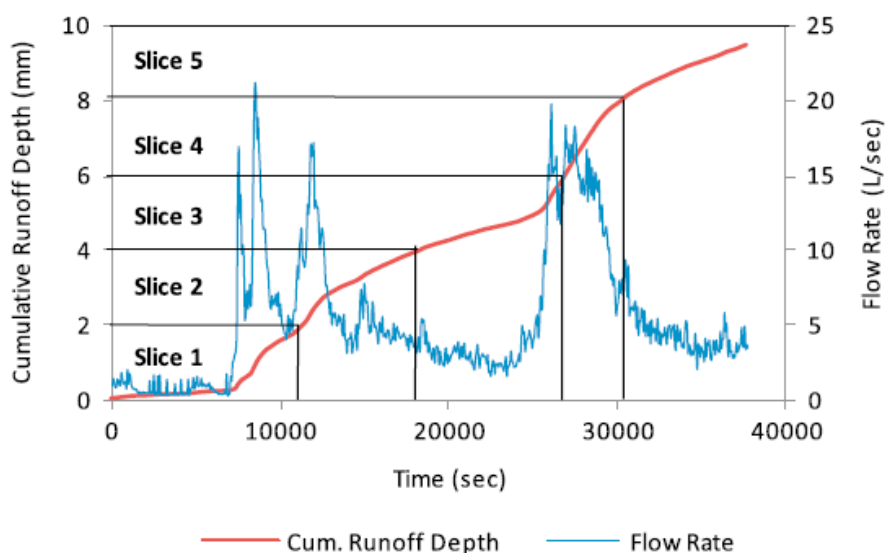
Σχήμα 9. Τυπικό γράφημα καμπύλης αθροιστικής μάζας ρύπων-αθροιστικού όγκου απορροής και απεικόνιση του τρόπου υπολογισμού του λόγου μάζας της αρχικής απορροή (Kayhanian, 2005).

Η καθιερωμένη μέθοδος για τον υπολογισμό της αρχικής απορροής χαρακτηρίζει τους πλημμυρικούς όγκους στους οποίους παρατηρείται το φαινόμενο με βάση τις ρυπαντικές συγκεντρώσεις τους και όχι με βάση τη μεταβολή της μάζας των ρύπων που έχουν συσσωρευτεί στην αστική λεκάνη. Για παράδειγμα, το 80% της συνολικής μάζας ρύπων που μεταφέρεται από ένα σύντομο πλημμυρικό επεισόδιο μπορεί να αραιωθεί σε μια πλημμύρα μεγαλύτερης διάρκειας και να αντιπροσωπεύει μόνο το 60% της ίδιας αθροιστικής απορροής. Εάν η ρύπανση που προέρχεται από βραχυχρόνιες πηγές εκπλυθεί στους αρχικούς όγκους ενός πλημμυρικού επεισοδίου μεγάλης διάρκειας, τότε λόγω της σημαντικής μείωσης των ρυπαντικών φορτίων στα επόμενα στάδια της πλημμύρας, μπορεί το φαινόμενο της αρχικής απορροής να μη γίνει εύκολα αντιληπτό, λόγω της επίδρασης των ρύπων στα επόμενα στάδια του γεγονότος.

Οι Bach κ.ά. [99] ανέπτυξαν μια νέα μεθοδολογία για τον υπολογισμό της αρχικής απορροής, η οποία χρησιμοποιεί πραγματικές τιμές των απορροών και όχι ποσοστά και θεωρεί το φαινόμενο χαρακτηριστικό της λεκάνης απορροής και όχι του εκάστοτε επεισοδίου βροχής. Η μέθοδος αυτή απαιτεί τη λήψη συνεχών δεδομένων για την ποιότητα των ομβρίων και για τον υπολογισμό των ενδιάμεσων τιμών γίνεται παρεμβολή. Οι συγκεντρώσεις ρύπων που επιλέχθηκαν για την αρχή των υπολογισμών μετρήθηκαν στις απορροές ομβρίων και η ίδια διαδικασία ακολουθήθηκε και για τις τελικές τιμές. Για τον υπολογισμό των μεταβολών στην ποιότητα των ομβρίων χρησιμοποιούνται οι μέσες τιμές των συγκεντρώσεων για κάθε τμήμα της απορροής. Για παράδειγμα σε ένα πλημμυρικό γεγονός με βάθος ροής 10 mm, υπολογίζονται οι μέσες συγκεντρώσεις για κάθε λωρίδα των 2 mm της απορροής και οι 5 τιμές σχεδιάζονται στο ίδιο γράφημα μαζί με τις αθροιστικές τιμές των βαθών ροής. Αυτό είναι εμφανές στο Σχήμα 10 που απεικονίζει τη μεταβολή της μέσης συγκέντρωσης ρύπων συναρτήσει του αθροιστικού βάθους απορροής το υδρογράφημα με διακριτοποίηση 2mm με τις μέσες τιμές των συγκεντρώσεων σε κάθε λωρίδα. Στη συνέχεια η μεταβολή των ρυπαντικών συγκεντρώσεων με το χρόνο, γνωστή και ως ρυπογράφημα (pollutograph) προβάλλεται πάνω στο υδρογράφημα για τον υπολογισμό των μέσων σταθμισμένων ρυπαντικών συγκεντρώσεων για κάθε λωρίδα (Σχήμα 11).



Σχήμα 10. Το γράφημα των αθροιστικών ρυπαντικών συγκεντρώσεων που δημιουργήθηκε με γραμμική παρεμβολή μεταξύ των δειγμάτων (Bach κ.ά., 2010).



Σχήμα 11. Το αθροιστικό βάθος ροής σε παραβολή με υδρογράφημα (Bach κ.ά., 2010).

Για τη διαστασιολόγηση των συστημάτων επεξεργασίας ομβρίων είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός του ιδιαίτερα επιβαρυσμένου κλάσματος των απορροών που πρέπει να επεξεργαστεί σε όρους όγκων και όχι ως ποσοστών των επιφανειακών απορροών. Η αδιάστατη φύση της καθιερωμένης προσέγγισης δεν είναι εύκολο να εφαρμοστεί στην πράξη. Μία από τις ελάχιστες προσπάθειες συσχέτισης της αρχικής απορροής με ένα συγκεκριμένο όγκο απορροής και της παρατήρησης των αλλαγών στα ρυπαντικά φορτία διαφόρων πλημμυρικών γεγονότων έγινε στην εργασία των Lee κ.ά [96].

Λόγω του αυθαίρετου ορισμού της αρχικής απορροής στην καθιερωμένη μέθοδο, είναι πιθανό οι φορές που παρατηρείται το φαινόμενο στα ίδια πλημμυρικά επεισόδια να είναι διαφορετικές από ερευνητή σε ερευνητή. Η Deletic [92], σε λιγότερα από τα μισά πλημμυρικά επεισόδια που μελέτησαν, παρατήρησαν το φαινόμενο της αρχικής απορροής, το οποίο σύμφωνα με τους ίδιους είναι το αρχικό 20% των πλημμυρικών όγκων που μεταφέρει πάνω από το 40% της αθροιστικής μάζας των ρύπων (γνωστός και ως ορισμός 40/20). Άλλοι ερευνητές [82, 99], όρισαν το φαινόμενο ως το αρχικό 30% των πλημμυρικών όγκων, το οποίο μεταφέρει πάνω από το 80% της αθροιστικής μάζας ρύπων (ορισμός 80/30). Οι Saget κ.ά. [100] με βάση τον ορισμό 80/30 κατέγραψαν την ύπαρξη της αρχικής απορροής μόνο σε ένα από τα 197 πλημμυρικά επεισόδια που μελέτησαν, ενώ οι Bertrand-Krajewsky κ.ά. [82] δεν κατέγραψαν την ύπαρξη του φαινομένου σε κανένα από τα πλημμυρικά επεισόδια της μελέτης τους. Από τα παραπάνω προκύπτει το ότι για διαφορετικούς ορισμούς της έννοιας της αρχικής απορροής, το φαινόμενο παρατηρείται σε διαφορετικό αριθμό των ίδιων πλημμυρικών επεισοδίων. Η έλλειψη τυποποίησης της μεθόδου για τον υπολογισμό της αρχικής απορροής μειώνει την αξιοπιστία των αναλύσεων που γίνονται με αυτή.

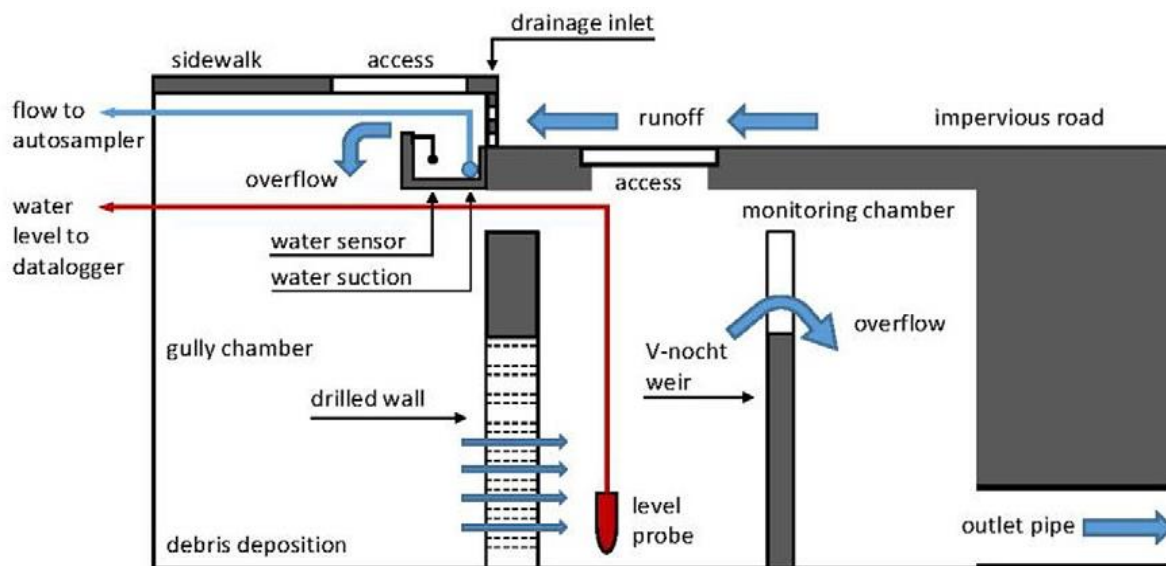
Λόγω της μεταβλητότητας που παρατηρείται στα ποιοτικά χαρακτηριστικά της αρχικής απορροής, μια πληθώρα αναλύσεων παλινδρόμησης έχει γίνει για τη συσχέτισή της με τα χαρακτηριστικά της λεκάνης απορροής και του επεισοδίου βροχής. Από αυτές προέκυψε ότι υπάρχει μικρή συνέπεια στις μεταβλητές, γεγονός που ίσως εξηγεί τη μεγάλη διακύμανση στα ποιοτικά χαρακτηριστικά που καταγράφεται. Οι Bertrand-Krajewski κ.ά. [85] ανέδειξαν τη δυσκολία κατάστρωσης στατιστικών σχέσεων που να περιγράφουν τα αποτελέσματα της καθιερωμένης μεθόδου υπολογισμού του αρχικού όγκου απορροής.

3.4 Ο υπολογισμός των όγκων της αρχικής απορροής των ομβρίων στο πεδίο

Στη βιβλιογραφία υπάρχει ένα μεγάλο πλήθος επιστημονικών εργασιών για τις συγκεντρώσεις διαφόρων κατηγοριών ρύπων στις απορροές ομβρίων από αστικές περιοχές. Οι περισσότερες εργασίες αφορούν απορροές από συγκεκριμένο τύπο τεχνητών επιφανειών, με συνηθέστερη περίπτωση τις ασφαλτικές [101, 102, 103] λόγω των σημαντικών συγκρητικών τους πλεονεκτημάτων. Πλεονεκτήματα αυτά είναι η συσχέτιση των ρύπων στις απορροές ομβρίων με συγκεκριμένες δραστηριότητες, όπως είναι ο κλάδος των μεταφορών και με τις πρακτικές διαχείρισης που εφαρμόζονται (χρήση αλατιού αποχιονισμού, συχνότητα καθαρισμού κ.ά.), καθώς και η ευκολία εγκατάστασης μετρητικών μηχανισμών στις εσχάρες του δικτύου για τη λήψη επαρκώς αναμεμιγμένων δειγμάτων και τον εύκολο προσδιορισμό των ορίων της περιοχής μελέτης.

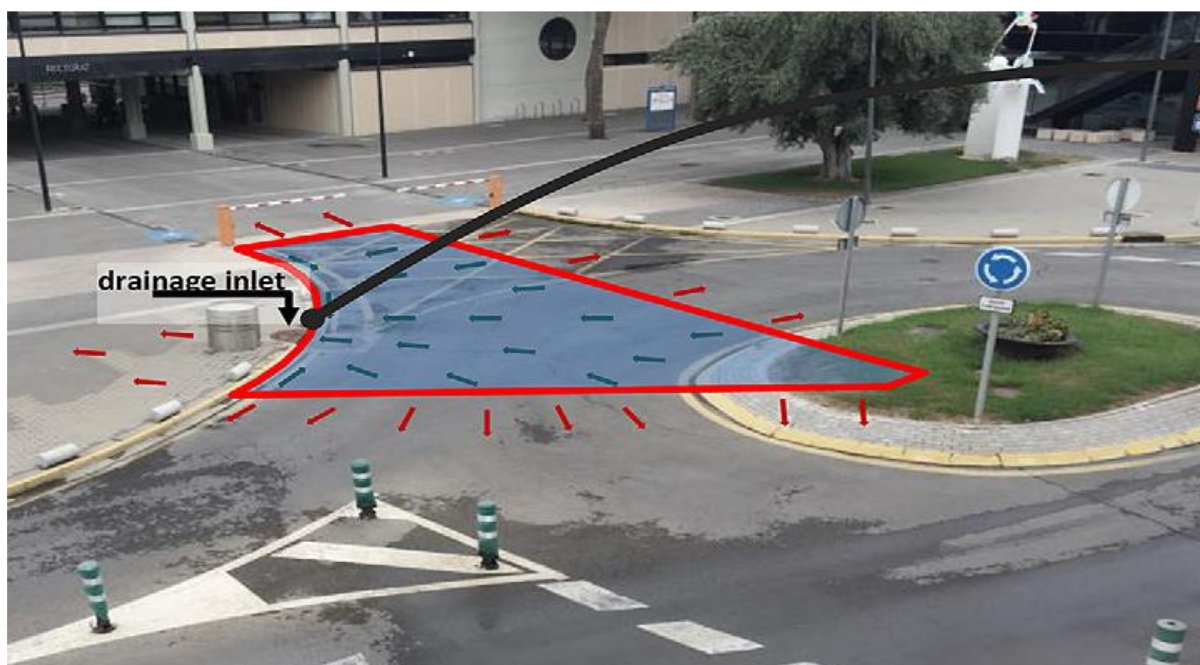
Πειραματική διαδικασία και μετρήσεις πεδίου

Οι Andres-Domenech κ.ά. [104] εγκατέστησαν μετρητικό μηχανισμό σε εσχάρα του δικτύου ομβρίων για τη μελέτη των ρυπαντικών συγκεντρώσεων στις απορροές ομβρίων από ασφαλτική επιφάνεια σε κυκλικό κόμβο της πανεπιστημιούπολης της πόλης Βαλένθια στην Ισπανία. Κατασκευάστηκε θάλαμος μεταξύ της εσχάρας του δικτύου και του φρεατίου πρόσβασης (Σχήμα 12), στον οποίο εγκαταστάθηκε υδροφράκτης σχήματος V (90ο) και καταβυθιζόμενος μετρητής πίεσης. Στο θάλαμο τοποθετήθηκε αυτόματος αισθητήρας, 24 δοχεία δειγματοληψίας όγκου 1 λίτρου, καταγραφέας δεδομένων για τον αισθητήρα στάθμης και βροχόμετρο. Κατά τη διάρκεια της έρευνας έλαβαν χώρα αρκετά επεισόδια βροχής από τα οποία 28 χρησιμοποιήθηκαν για τα ποσοτικά δεδομένα της μελέτης και 14 για τα ποιοτικά. Από τα γεγονότα βροχής που λήφθηκαν υπόψη για τις ποιοτικές μετρήσεις τα 8 έλαβαν χώρα καθημερινές, με αυξημένο κυκλοφοριακό φόρτο και τα 6 σαββατοκύριακα με μειωμένη κυκλοφορία οχημάτων. Η συχνότητα δειγματοληψίας έγινε ανά 3 λεπτά για τα πρώτα 10 δείγματα, ανά 6 λεπτά για τα επόμενα 8 δείγματα και ανά 10 λεπτά για τα τελευταία 8 δείγματα (μέχρι την πλήρωση των 24 δοχείων του 1 λίτρου). Οι ατμοσφαιρικές αποθέσεις μετρήθηκαν από έναν ειδικό μετρητή και ομαδοποιήθηκαν με βάση την επιφάνεια δειγματοληψίας και την διάρκεια της ξηρής περιόδου πριν το εκάστοτε επεισόδιο βροχής, τα οποία πολλαπλασιάζονται με τον όγκο νερού για να εκφραστούν σε όρους μάζας ανά μονάδα επιφάνειας και χρόνου.



Σχήμα 12. Σκαρίφημα του θαλάμου μετρήσεων των ομβρίων (Andres-Domenech, 2017).

Η περιοχή μελέτης στη συγκεκριμένη εργασία [104] με έκταση 79 m² βρίσκεται σε κυκλικό ισόπεδο κόμβο στην πολυτεχνειόπολη της Βαλένθια (Σχήμα 13). Η περίοδος δειγματοληψίας διήρκεσε ένα έτος, από το Σεπτέμβριο του 2013 έως το Σεπτέμβριο του 2014. Το κλίμα της περιοχής είναι μεσογειακό, με μέση ετήσια θερμοκρασία 18°C και τυπική ετήσια διακύμανση θερμοκρασίας από 11°C το χειμώνα ως 26°C το καλοκαίρι. Το μέσο ετήσιο ύψος βροχής στην περιοχή είναι 450 mm, με έντονη εποχικότητα. Ισχυρά επεισόδια βροχής καταγράφονται συνήθως τους φθινοπωρινούς μήνες και οι πλημμυρικοί όγκοι παροχετεύονται από το παντορροϊκό δίκτυο της πόλης [105, 106]. Τα επεισόδια βροχής που μελετήθηκαν στα πλαίσια της εργασίας είχαν τυπικά μεσογειακά χαρακτηριστικά με μικρή διάρκεια και παρουσίασαν έντονα το φαινόμενο της αρχικής απορροής [107]. Τα στατιστικά χαρακτηριστικά των κύριων μεταβλητών των βροχοπτώσεων φαίνονται στον Πίνακα 2. Αυτά είναι το ύψος βροχής (V), η διάρκεια (D), η ξηρή περίοδος πριν το επεισόδιο βροχής (ADD) και η μέγιστη ένταση βροχόπτωσης (I_{max}). Τα καταγεγραμμένα επεισόδια βροχής θεωρήθηκαν τυπικά του μεσογειακού κλίματος, με υψηλή μέγιστη ένταση, μακρές περιόδους ανομβρίας πριν τις βροχοπτώσεις και σχετικά μικρή διάρκεια.



Σχήμα 13. Η περιοχή μελέτης στον ισόπεδο κυκλικό κόμβο (Andres-Domenech, 2017).

Πίνακας 2. Τα χαρακτηριστικά βροχοπτώσεων και απορροών (Andres-Domenech, 2017).

	Μέση Τιμή ± Τυπική Απόκλιση	Ελάχιστο	Μέγιστο
Προηγούμενη ξηρή περίοδος (d)	14.4±9.1	2.0	33.0
Ύψος Βροχής (mm)	13±12	0.8	42.7
Μέγιστη ένταση δεκαλέπτου (mm/h)	27.1±48.9	0.1	168.0
Διάρκεια Βροχόπτωσης (h)	27.9±29.9	0.7	93.2
Όγκος απορροής (mm)	8.7±8.7	0.3	30.5
Παροχή αιχμής (mm/h)	37.4±36.7	2.3	103.0

Παρόμοια πειραματική διαδικασία ακολουθήθηκε και στην εργασία της Deletic A. [92] που αφορά μετρήσεις ποιοτικών παραμέτρων σε απορροές ομβρίων από ασφατικές επιφάνειες. Οι μετρήσεις έγιναν σε δύο περιοχές μελέτης, μία στο Βελιγράδι έκτασης 211 m² και μία στο Lund της Σουηδίας με επιφάνεια 270 m² και διήρκησαν από το Μάιο ως και τον Αύγουστο του 1993 και από τον Ιούνιο ως το Νοέμβριο του 1991 αντίστοιχα. Οι απορροές ομβρίων και στις δύο λεκάνες προέρχονται από ασφατικές επιφάνειες, με εξαίρεση κάποια ισχυρά πλημμυρικά επεισόδια στη λεκάνη Lund στα οποία καταγράφηκε εισροή ομβρίων από παρακείμενες φυτοκαλυμμένες εκτάσεις οι οποίες επικοινωνούσαν υδρολογικά με τη λεκάνη. Τα δείγματα συλλέχθηκαν χειρωνακτικά με πλαστικά δοχεία για επί τόπου και εργαστηριακές αναλύσεις και έγιναν καταγραφές από αυτόματους μετρητές στις εσχάρες του δικτύου ομβρίων που βρίσκονται στις νησίδες των αυτοκινητόδρομων. Οι μετρήσεις έγιναν με χρονικό βήμα δέκα δευτερολέπτων, καθόλη τη διάρκεια κάθε επεισοδίου και όχι μόνο για την αρχική απορροή.

Μια αντίστοιχη εργασία για την ποιότητα των απορροών ομβρίων από ασφατικές επιφάνειες είναι αυτή των Kayahan M. και Stenstrom M.K. [88]. Σε αυτήν επιλέχθηκαν τρεις αντιπροσωπευτικές περιοχές μελέτης με ασφατικές επιφάνειες στο Los Angeles των Η.Π.Α. κοντά στην πανεπιστημιούπολη του UCLA. Η εγγύτητα με τις εγκαταστάσεις του πανεπιστημίου θεωρήθηκε βασικό κριτήριο επιλογής γιατί τα πρωτόκολλα συλλογής δειγμάτων απαιτούν οι ομάδες εργασίας να βρίσκονται στα σημεία δειγματοληψίας πριν την έναρξη και καθόλη τη διάρκεια της καταιγίδας. Άλλα κριτήρια για τις θέσεις δειγματοληψίας ήταν η ύπαρξη αυστηρά ορισμένων επιφανειών αποροής και διακριτών θέσεων δειγματοληψίας. Στις θέσεις δειγματοληψίας η ροή είναι τυρβώδης με αποτέλεσμα τα δείγματα να είναι επαρκώς αναμεμιγμένα. Και στις τρεις περιοχές μελέτης κυριαρχούν οι αδιαπέρατες επιφάνειες με μέση ημερήσια κίνηση οχημάτων από 260000 έως 328000. Κατά τον πρώτο χρόνο της έρευνας συλλέχθηκαν πέντε έως έξι δείγματα την πρώτη ώρα σε κάθε πλημμυρικό επεισόδιο και ένα σύνθετο δείγμα τις επόμενες αρκετές ώρες του γεγονότος. Τον δεύτερο, τρίτο και τέταρτο χρόνο, πέντε δείγματα συλλέχθηκαν την πρώτη ώρα και ένα επιπλέον δείγμα ανά ώρα μέχρι και το τέλος της όγδοης ώρας. Στις περιπτώσεις καταιγίδων με διάρκεια μεγαλύτερη των 8 ωρών ένα ή δύο επιπλέον δείγματα συλλέχθηκαν για τον ποιοτικό χαρακτηρισμό των τελευταίων όγκων της απορροής. Ένα σύνθετο δείγμα συλλέχθηκε και κατά τη διάρκεια των τελευταίων 3 χρόνων των καταγραφών με έναν αυτόματο καταγραφέα. Για τη συλλογή των δειγμάτων χρησιμοποιήθηκαν πλαστικά δοχεία 4 λίτρων, τα οποία στη συνέχεια μεταφέρθηκαν σε εργαστήριο του UCLA μετά την πρώτη ώρα και μία ή δύο φορές μετά την καταιγίδα.

Οι Choe J.S. κ.ά. [108] ανέλυσαν δείγματα από απορροές ομβρίων από αστικές επιφάνειες της πόλης Chongju στην Κορέα, μεταξύ του Ιουνίου του 1997 και του Νοεμβρίου του 1999. Η διαφορά της συγκεκριμένης εργασίας σε σχέση με τις προηγούμενες είναι ότι σε αυτή έγινε διάκριση της περιοχής μελέτης σε επί μέρους ζώνες, μια οικιστική και μια βιομηχανική. Έγινε επιπλέον διακριτοποίηση των ζωνών σε πολυκατοικίες, μονοκατοικίες και εμπορικές εγκαταστάσεις για την οικιστική ζώνη και σε περιοχές με βιομηχανίες μετάλλων, τροφίμων και υφασμάτων για τη βιομηχανική ζώνη. Οι παράγοντες που οι ερευνητές έλαβαν υπόψη για την επιλογή των θέσεων δειγματοληψίας ήταν κυρίως η κατάσταση του δικτύου ομβρίων και η ευκολία λήψης μετρήσεων. Το χρονικό βήμα μεταξύ των μετρήσεων ήταν από 5 έως 10 λεπτά για έντονη μεταβολή παροχής και 20-30 λεπτά για πιο ήπια μεταβολή. Οι μετρήσεις έγιναν στις θέσεις εκβολής του δικτύου ομβρίων και αφορούσαν την παροχή, τη θερμοκρασία, το pH και το διαλυμένο οξυγόνο (DO).

Προσδιορισμός του φαινομένου της αρχικής απορροής στο πεδίο

Για τον προσδιορισμό του φαινομένου της αρχικής απορροής στα όμβρια των αστικών περιοχών χρησιμοποιούνται οι συγκεντρώσεις των διαφόρων ρύπων που περιέχονται σε αυτά, καθώς και κάποια ποιοτικά τους χαρακτηριστικά. Στην εργασία της Deletic A. [92] για αυτό τον σκοπό έγιναν μετρήσεις 4 ποιοτικών παραμέτρων, των αιωρούμενων στερεών, της ηλεκτρικής αγωγιμότητας, του pH και της θερμοκρασία. Οι συγκεντρώσεις των αιωρούμενων στερεών περιγράφουν τους ρύπους που βρίσκονται σε σωματιδιακή μορφή και περιλαμβάνουν οργανικά, θρεπτικά, παθογόνους μικροοργανισμούς και μέταλλα που έχουν προσροφηθεί στους κόκκους της σκόνης που έχουν συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες και παρασύρονται από τις απορροές ομβρίων. Η αγωγιμότητα του νερού (Cond) περιγράφει τη συγκέντρωση ελεύθερων ιόντων στα όμβρια και σχετίζεται με τη συγκέντρωση σε διαλυμένους ρύπους. Το pH αποτελεί μέτρηση της οξύτητας του νερού ή αλλιώς της συγκέντρωσης κατιόντων υδρογόνου (H^+) και η καταγραφή του είναι σημαντική λόγω των σημαντικών επιπτώσεων που έχει η όξινη βροχή στα οικοσυστήματα. Τέλος, η μέτρηση της θερμοκρασίας γίνεται λόγω της θερμικής καταπόνησης που προκαλεί στους υδάτινους αποδέκτες η διάθεση των ομβρίων από ασφαλτικές κυρίως επιφάνειες κατά τη διάρκεια του καλοκαιριού στις οποίες παρατηρείται το φαινόμενο της θερμικής νησίδας.

Η Deletic A. όρισε [92] την αρχική απορροή ως το 40% της αθροιστικής μάζας κάθε ρύπου που μεταφέρεται στο αρχικό 20% των αθροιστικών όγκων της απορροής ομβρίων (FF20 στο 40%). Το φαινόμενο της αρχικής απορροής που παρατηρήθηκε στις δύο λεκάνες μαζί με τα στατιστικά χαρακτηριστικά των επεισοδίων βροχής σε όρους ποσοστών (μέση τιμή, τυπική απόκλιση, ελάχιστη και μέγιστη τιμή) παρουσιάζονται στον Πίνακα 3. Το φαινόμενο της αρχικής απορροής αιωρούμενων στερεών (FF₂₀ των SS) δεν παρατηρήθηκε έντονα σε καμία από τις 2 λεκάνες απορροής, παρότι στην περίπτωση της Lund καταγράφηκε στο 1/3 των επεισοδίων βροχής. Στη λεκάνη Miljakovac βρέθηκε ότι η αρχική απορροή είναι πιο πιθανό να παρατηρηθεί σε περιπτώσεις έντονων βροχοπτώσεων, κάτι που δεν ισχύει για την περίπτωση της λεκάνης Lund. Στη λεκάνη Lund η μέγιστη ένταση βροχόπτωσης και η στιγμή και η στιγμή που αυτή παρατηρήθηκε ήταν οι πιο σημαντικές παράμετροι για την πρόβλεψη της αρχικής απορροής των SS. Η αρχική απορροή της αγωγιμότητας δεν ήταν σταθερό χαρακτηριστικό καμίας λεκάνης. Τα διαφορετικά χαρακτηριστικά των λεκανών επιδρούν στην αρχική απορροή της αγωγιμότητας, με κοινό χαρακτηριστικό την αυξημένη πιθανότητα εμφάνισης του φαινομένου σε μεγάλα επεισόδια βροχής. Η αρχική απορροή της οξύτητας (pH) και της θερμοκρασίας δεν παρατηρήθηκαν σε καμία λεκάνη.

Πίνακας 3. Ποιοτικά χαρακτηριστικά των ομβρίων στις 2 λεκάνες απορροής (Deletic, 1998).

	Λεκάνη Miljakovac				Λεκάνη Lund			
	SS	Con	pH	T (°C)	SS	Con	pH	T (°C)
Αριθμός γεγονότων	23	23	11	23	68	68	68	68
Μέση τιμή (%)	25.5	28.4	20.0	21.0	30.8	27.6	20.8	21
Τυπική απόκλιση, σ(%)	8.3	8.6	7.9	1.4	18.3	6.4	7.1	1.4
Ελάχιστη τιμή (%)	50	46	40	25	81	46	37	26
Μέγιστη τιμή (%)	16	19	7	18	6	18	7	19
Γεγονότα με FF ₂₀ >40% (%)	8.7	13	9.1	0	33.8	7.3	0	0

Οι Bach κ.ά. [99] ανέπτυξαν μια νέα μεθοδολογία για τον υπολογισμό της αρχικής απορροής, η οποία χρησιμοποιεί πραγματικές τιμές των απορροών και όχι ποσοστά και θεωρεί την αρχική απορροή χαρακτηριστικό της λεκάνης απορροής και όχι του εκάστοτε επεισοδίου βροχής. Η συλλογή των δειγμάτων ομβρίων έγινε σε επτά λεκάνες απορροής στην Αυστραλία και από τα τέλη του 2003 ως τις αρχές του 2007. Οι αναλύσεις έγιναν σε δείγματα που συλλέχθηκαν με το χέρι, αλλά χρησιμοποιήθηκαν και αυτόματοι μετρητές που ρυθμίστηκαν με χρονικό βήμα καταγραφής 1 λεπτό. Κάθε επεισόδιο βροχής θεωρήθηκε ότι ξεκινάει 2 ώρες πριν την πρώτη μέτρηση και ότι τελειώνει 2 ώρες μετά τη τελευταία. Στα δείγματα που συλλέχθηκαν μετρήθηκαν οι συγκεντρώσεις των συνολικών αιωρούμενων στερεών (TSS), του συνολικού αζώτου (TN) και των κολοβακτηριδίων (E.coli). Έγινε σύγκριση των αποτελεσμάτων της νέας μεθόδου με αυτά της καθιερωμένης που παρουσιάζονται στον Πίνακα 4.

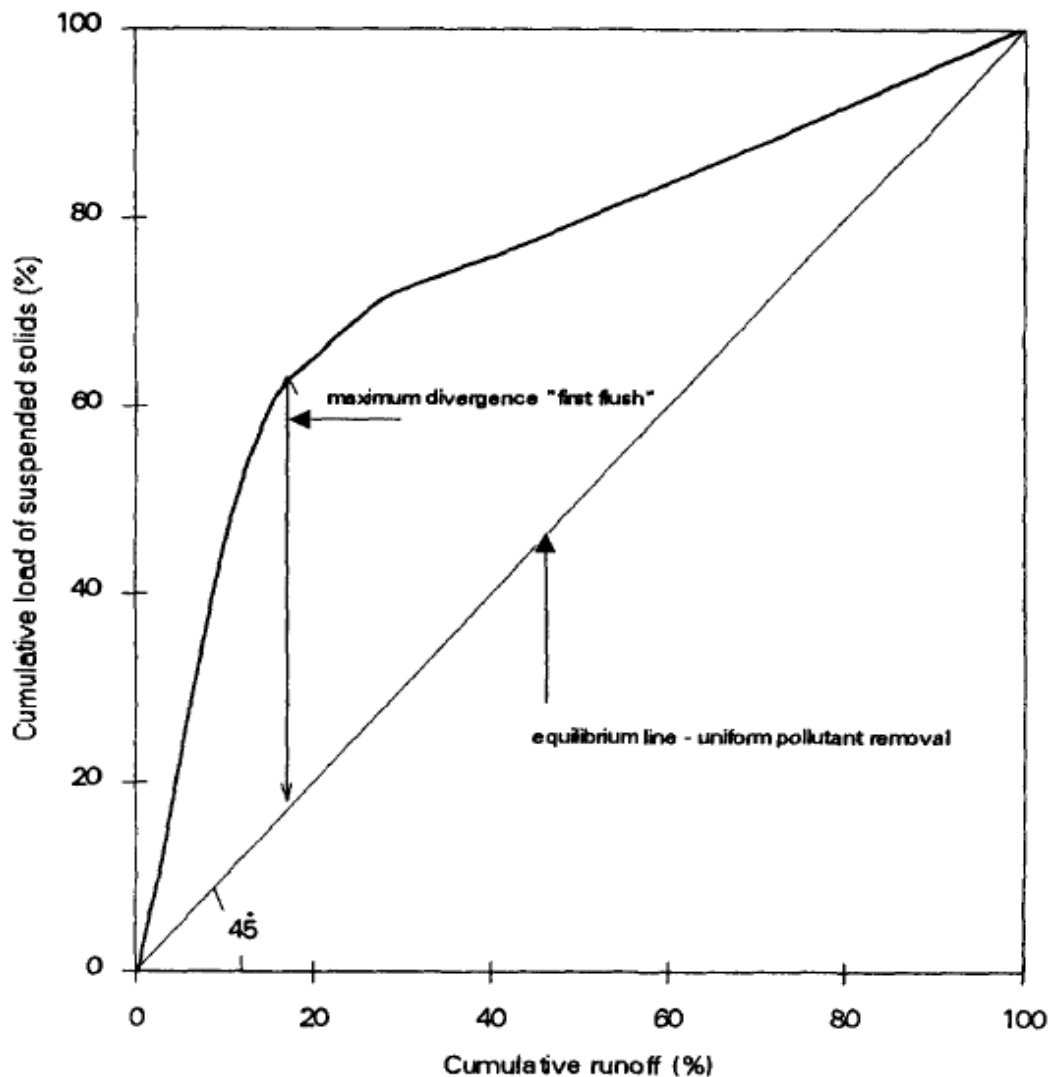
Στη συγκεκριμένη εργασία [99] μετρήθηκαν αρχικές ρυπαντικές συγκεντρώσεις πολύ διαφορετικές σε κάθε λεκάνη. Για παράδειγμα στις λεκάνες Narre Warren και Richmond οι αρχικά υψηλές συγκεντρώσεις TSS μπορούν να αποδοθούν στην παλαιότητα του δικτύου και στις ελαττωματικές συνδέσεις. Οι αρχικά υψηλές συγκεντρώσεις σε μία λεκάνη με απαρχαιωμένο δίκτυο και ελαττωματικές συνδέσεις οφείλεται στις εισροές που αυξάνονται κατά τη διάρκεια των επεισοδίων βροχής και μεταφέρουν ρύπους που συμπαρασύρονται από τις αστικές επιφάνειες. Ωστόσο, σε όλες τις λεκάνες απορροής με εξαίρεση την περίπτωση της στέγης Monash, οι συγκεντρώσεις υποβάθρου TSS είναι παρόμοιες. Η διαφοροποίηση που παρατηρήθηκε στις ρυπαντικές συγκεντρώσεις υποβάθρου είναι πολύ μικρότερη από λεκάνη σε λεκάνη συγκριτικά με τις αρχικές συγκεντρώσεις. Παρόμοιες παρατηρήσεις έγιναν και για τις συγκεντρώσεις συνολικού αζώτου (TN), ενώ για την περίπτωση των E. coli μόνο στη λεκάνη Narre Warren παρατηρήθηκε το φαινόμενο της αρχικής απορροής, κάτι που αποδόθηκε στις σπητικές συνθηκες των συνδέσεων.

Πίνακας 4. Συγκεντρώσεις ρύπων σε όμβρια λεκάνων της Αυστραλίας (Bach κ.ά., 2010).

Λεκάνη Απορροής	Εκτασή λεκανών (ha)	Συντελεστής απορροής	Ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS)		Ολικό άζωτο (TN)		E. coli	
			FF ₂₀	FF ₃₀	FF ₂₀	FF ₃₀	FF ₂₀	FF ₃₀
Burwood East	186	0.25	0.33	0.45	-	-	-	-
Mt. Waverly	28	0.64	0.29	0.41	0.32	0.39	0.20	0.33
Monash Roof	0.05	0.90	0.45	0.54	0.32	0.42	-	-
Narre Warren	10	0.20	0.30	0.43	-	-	0.19	0.33
Richmond	89	0.30	0.31	0.48	0.31	0.41	0.20	0.28
Doncaster	106	0.27	0.37	0.51	-	-	0.19	0.29
Glen Waverly	38	0.44	0.31	0.40	0.32	0.40	-	-

3.5 Ο υπολογισμός της αρχικής απορροής στα παντοροϊκά δίκτυα

Στην εργασία του Geiger [84] υπολογίστηκε η αρχική απορροή στα παντοροϊκά δίκτυα με βάση τη σχέση μεταξύ του ποσοστού του αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου και του ποσοστού της αθροιστικής απορροής του πλημμυρικού γεγονότος. Στο Σχήμα 14 διακρίνεται ένα κεκλιμένο ευθύγραμμο τμήμα με γωνία 45° που εκφράζει τη συγκέντρωση των αιωρούμενων στερεών που παραμένει σταθερή. Η αρχική απορροή παρατηρείται εκεί που η καμπύλη έχει κλίση πάνω από 45° . Η αραιώση των συγκεντρώσεων ρύπων παρατηρείται εκεί που η κλίση της καμπύλης είναι μικρότερη από 45° . Η ποσοστιαία απόκλιση της καμπύλης αθροιστικού ρυπαντικού φορτίου από τη διαγώνιο χρησιμοποιήθηκε ως ένδειξη της έντασης του φαινομένου και η αρχική απορροή προσδιορίστηκε ως το διάστημα από την αρχή της καταιγίδας μέχρι το σημείο της μέγιστης απόκλισης από την καμπύλη των 45° . Στην εργασία αυτή αναδείχτηκαν και οι παράγοντες που επηρεάζουν τη χρονική μεταβλητότητα των ρυπαντικών φορτίων στις απορροές ομβρίων από παντοροϊκά δίκτυα, δηλαδή την ώρα μέσα στη μέρα, τις συνθήκες και τη διάρκεια της προηγούμενης ξηρής περιόδου, τις συγκεντρώσεις και τα χαρακτηριστικά των ρύπων, καθώς και τα χαρακτηριστικά του αποχευτικού δικτύου και της λεκάνης απορροής.



Σχήμα 14. Γραφικός υπολογισμός της αρχικής απορροής σε παντοροϊκό δίκτυο (Geiger, 1987).

3.6 Η αποτελεσματικότητα της επεξεργασίας των όγκων αρχικής απορροής

Η σημασία του προσδιορισμού της αρχικής απορροής των ομβρίων έγκειται στην επίδραση που έχουν οι ρυπαντικές συγκεντρώσεις για την επεξεργασία τους. Πράγματι, η εφαρμογή καθιερωμένων πρακτικών επεξεργασίας που περιλαμβάνουν συσσωμάτωση και καθίζηση, είναι ιδιαίτερα αποτελεσματική στις περιπτώσεις που οι συγκεντρώσεις αυτές είναι αυξημένες. Στην εργασία των Kayhanian M. και Stenstrom M.K. [88] για την επεξεργασία του κλάσματος των απορροών ομβρίων στο οποίο παρατηρείται το φαινόμενο της αρχικής απορροής δημοσιεύτηκε η Σχέση 13 για τον υπολογισμό του συντελεστή αποτελεσματικότητας της επεξεργασίας (TEF_n):

$$TEF_n = \frac{MFF_n}{(1 - M_n)(1 - V_n)} \quad (13)$$

όπου,

TEF_n : ο συντελεστής αποτελεσματικότητας σε ένα κλάσμα n του αθροιστικού όγκου απορροής,

MFF_n : ο λόγος της μάζας αρχικής απορροής στο κλάσμα n ,

V_n : ο κανονικοποιημένος όγκος αθροιστικής απορροής στο κλάσμα n και

M_n : η κανονικοποιημένη αθροιστική μάζα στο κλάσμα n .

Η σχέση αυτή χρησιμοποιεί τους λόγους $MFFs$ και όχι κάποιον αυθαίρετο ορισμό της αρχικής απορροής, γεγονός που επιτρέπει την αξιολόγηση των βέλτιστων πρακτικών διαχείρισης. Ο συντελεστής αποτελεσματικότητας TEF δείχνει το πόσες φορές αποτελεσματικότερη είναι η επεξεργασία του αρχικού κλάσματος ομβρίων (δείκτης n) σε σχέση με την επεξεργασία ίσου όγκου ομβρίων από μεταγενέστερο στάδιο της απορροής. Για παράδειγμα το $TEF_{10}=7.4$ σημαίνει ότι η επεξεργασία του αρχικού 10% του αθροιστικού όγκου απορροών ομβρίων είναι 7.4 φορές πιο αποτελεσματική από την επεξεργασία ίσου όγκου ομβρίων από μεταγενέστερο στάδιο των πλημμυρικών ροών. Όταν δεν παρατηρείται το φαινόμενο της αρχικής απορροής ο συντελεστής TEF θα είναι σταθερά 1.0, όπως και οι συγκεντρώσεις των ρύπων κατά τη διάρκεια του πλημμυρικού γεγονότος ή της υγρής περιόδου (για την περίπτωση της εποχικής αρχικής απορροής).

Στην εργασία των Kayhanian M. και Stenstrom M.K. [88] υπολογίστηκαν οι συντελεστές TEF για 4 κατηγορίες ρύπων και ποιοτικές παραμέτρους (TSS , COD , λίπη/έλαια και TOC) σε 5 κλάσματα του αθροιστικού όγκου απορροών ομβρίων (10%, 20%, 30%, 40% και 50%). Στις περισσότερες περιπτώσεις η ελάχιστη αποτελεσματικότητα της επεξεργασίας στο αρχικό 10% ήταν μεγαλύτερη από 2, κάτι που πρακτικά σημαίνει ότι η επεξεργασία του αρχικού 10% του αθροιστικού όγκου απορροής θα μπορούσε να απομακρύνει τουλάχιστον δύο φορές περισσότερη μάζα ρύπων συγκριτικά με την επεξεργασία ίδιου όγκου ομβρίων σε μεταγενέστερο στάδιο του γεγονότος. Το TEF_{10} των TSS υπολογίστηκε 3.9 που σημαίνει ότι η επεξεργασία του αρχικού 10% του αθροιστικού όγκου απορροών ομβρίων θα ήταν σχεδόν 4 φορές πιο αποτελεσματική ως προς την απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών σε σχέση με την επεξεργασία ίδιου όγκου από μεταγενέστερο στάδιο της πλημμύρας. Η απομάκρυνση μεγάλου μέρους των TSS από την αρχική απορροή είναι ιδιαίτερα σημαντική γιατί μαζί με τα αιωρούμενα στερεά απομακρύνονται και ρύποι που έχουν προσροφηθεί σε αυτά, όπως μέταλλα, έλαια και λίπη. Οι υψηλές αρχικές συγκεντρώσεις καθιστούν ιδιαίτερα αποτελεσματικές τις πρακτικές επεξεργασίας που περιλαμβάνουν τις διεργασίες της κροκίδωσης, της συσσωμάτωσης και της καθίζησης.

Η συγκεκριμένη μεθοδολογία χρησιμοποιήθηκε από τους Kayhanian M. και Stenstrom M.K. [88] για τη διερεύνηση της αποτελεσματικότητας των πρακτικών βέλτιστης διαχείρισης ομβρίων (BMP) στην επεξεργασία διαφορετικών κλασμάτων των αθροιστικών όγκων απορροών από ασφαλτικές επιφάνειες σε αυτοκινητόδρομο στο Los Angeles της Καλιφόρνια. Στο πλαίσιο της εργασίας έγιναν ποιοτικές μετρήσεις, χειρωνακτικές και από αυτόματους μετρητές που εγκαταστάθηκαν σε 3 θέσεις δειγματοληψίας για τον υπολογισμό των μέσων ρυπαντικών συγκεντρώσεων κάθε επεισοδίου βροχής (E.M.C.). Μετρήθηκαν οι συγκεντρώσεις μιας πληθώρας ρύπων και ποιοτικών παραμέτρων όπως η αλκαλικότητα, η ηλεκτρική αγωγιμότητα, η θερμοκρασία, το pH, τα ολικά αιωρούμενα στερεά (TSS), τα ολικά διαλυμένα στερεά, το χημικά απαιτούμενο οξυγόνο (COD), ο διαλυμένος οργανικός άνθρακας και ο ολικός οργανικός άνθρακας (TOC), τα μέταλλα (αρσενικό, κάδμιο, χρώμιο, χαλκός, μόλυβδος, νικέλιο και ψευδάργυρος), τα θρεπτικά (NH₄, NO₂, NO₃ ολικό άζωτο, ορθοφωσφορικά και ολικός φώσφορος), τα έλαια και τα λίπη, τα περιττωματικά και ολικά κολοβακτηρίδια, καθώς και οι αρωματικοί υδρογονάνθρακες.

Για τον υπολογισμό των συντελεστών αποτελεσματικότητας της επεξεργασίας των απορροών ομβρίων TEF_n (όπου n το κλάσμα του αθροιστικού όγκου απορροών ομβρίων στο οποίο αναφέρεται ο συντελεστής), χρησιμοποιήθηκε η Σχέση 13. Συντελεστής TEF₁₀ ίσος με 3.9 σημαίνει ότι η επεξεργασία του αρχικού 10% των αθροιστικών όγκων απορροής των ομβρίων είναι 3.9 φορές πιο αποτελεσματική από την επεξεργασία σε μεταγενέστερο στάδιο του φαινομένου. Από τα αποτελέσματα των συντελεστών αποτελεσματικότητας της επεξεργασίας των ομβρίων (Πίνακας 5) προκύπτει ότι η επεξεργασία των αρχικών όγκων των απορροών ομβρίων είναι πιο αποτελεσματική σε σχέση με την επεξεργασία σε μεταγενέστερα στάδια του φαινομένου λόγω της αυξημένης συγκέντρωσης σε SS.

Πίνακας 5. Οι TEF για τα 5 κλάσματα όγκων απορροών ομβρίων και τις 4 κατηγορίες ρύπων.

Ρύπος	TEF ₁₀	TEF ₂₀	TEF ₃₀	TEF ₄₀	TEF ₅₀
TSS	3.9	3.7	3.5	3.2	3.0
COD	2.3	2.1	2.2	2.3	2.3
Λίπη/Έλαια	2.3	2.1	1.9	1.9	1.9
Ολικός Οργανικός Άνθρακας (TOC)	2.0	1.7	1.5	1.6	1.5

Στο πλαίσιο της εργασίας [88] διερευνήθηκαν 2 διαφορετικά σενάρια μέσω προσομοιώσεων μοντέλων, ένα σενάριο αρχικής απορροής και ένα εποχικής αρχικής απορροής. Στο πρώτο σενάριο ολόκληρος ο όγκος των απορροών ομβρίων εισέρχεται στη δεξαμενή καθίζησης προς επεξεργασία και εκρέει με συνεχή ροή μέχρι το τέλος του επεισοδίου βροχής. Στο δεύτερο σενάριο ένα αρχικό κλάσμα του όγκου των απορροών ομβρίων εισέρχεται στη δεξαμενή, ενώ οι όγκοι από μεταγενέστερα στάδια του φαινομένου παρακάμπτουν τη δεξαμενή μέχρι το τέλος του επεισοδίου βροχής. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων έδειξαν ότι με την πρακτική που ακολουθήθηκε στο δεύτερο σενάριο απομακρύνθηκε μεγαλύτερο κλάσμα της αθροιστικής ρυπαντικής μάζας, με την αποτελεσματικότητα της απορρύπανσης να εξαρτάται από την ένταση του φαινομένου της εποχικής αρχικής απορροής. Στην περίπτωση αυτή γίνεται επεξεργασία του 25-84% του αθροιστικού όγκου απορροών ομβρίων με την απομάκρυνση των ρύπων να είναι 25-200% πιο αποτελεσματική σε σχέση με το σενάριο 1. Ωστόσο, το όφελος της απορρύπανσης λόγω του σεναρίου 2 μειώνεται με την αύξηση των απορροών ομβρίων που επεξεργάζονται.

Κεφάλαιο 4: Ρύποι και ρυπαντικές συγκεντρώσεις στα όμβρια

Οι ρύποι που καταγράφονται συστηματικά στις αστικές απορροές ομβρίων μπορούν να διακριθούν σε 9 βασικές κατηγορίες που αναπτύσσονται στο κεφάλαιο αυτό. Η διάκρισή τους μπορεί να γίνει ανάλογα με τη χημική τους σύσταση, τη διαλυτότητά τους, την προέλευση και τις επιπτώσεις τους στο περιβάλλον (Πίνακας 6).

4.1 Οι βασικές κατηγορίες ρύπων στις απορροές ομβρίων και οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον

Αιωρούμενα στερεά

Στις απορροές ομβρίων από αστικές περιοχές συχνά καταγράφονται υψηλές συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών (TSS) από λεπτόκοκκο υλικό που παρασύρεται και μεταφέρεται ως ίζημα σε αιώρηση. Τα αιωρούμενα στερεά στα όμβρια μπορεί να προέρχονται από τη διάβρωση των τεχνητών επιφανειών στις πόλεις, όπως είναι η ασφαλτός και τα ελαστικά στους αυτοκινητόδρομους, το σκυρόδεμα στους αγωγούς του δικτύου ομβρίων, από τη διάβρωση σε ακάλυπτους χώρους όπως εργοτάξια και χώροι ταφής απορριμάτων, από υπερχειλίσεις και διαρροές του αποχετευτικού δικτύου και από ατμοσφαιρικές αποθέσεις [109]. Ενώ η συμβολή των επιμέρους δραστηριοτήτων στη ρύπανση των ομβρίων με TSS δεν έχει μέχρι σήμερα εξακριβωθεί πλήρως, η συσχέτιση των συγκεντρώσεών τους με το βαθμό αστικοποίησης της λεκάνης απορροής έχει επαληθευτεί σε διάφορες μελέτες [110].

Τα αιωρούμενα στερεά είναι ένας από τους βασικούς ρύπους που συναντώνται στα όμβρια, υποβαθμίζοντας την ποιότητα νερού στους αποδέκτες, αυξάνοντας τη θολότητα, περιορίζοντας την ανάπτυξη των φυτών, με συνέπειες στη βιοποικιλότητα. Καθώς τα στερεά καθιζάνουν και συσσωρεύονται στο πυθμένα των αποδεκτών, καταστρέφουν βιότοπους ιδανικούς για την αναπαραγωγή και το φωλεασμό ψαριών και άλλων υδάτινων οργανισμών που διαβιούν στον πυθμένα και τις κοιλοτήτες του (θαλάμια) [111]. Έκτός από την επίχωση του πυθμένα σημαντικές επιπτώσεις έχει και η μεταφορά ρύπων οι οποίοι προσροφώνται στα αιωρούμενα στερεά και αποτίθενται στους υδάτινους αποδέκτες.

Οι απορροές ομβρίων είναι ο κυριάρχος τρόπος μέσω του οποίου εισέρχονται τα αιωρούμενα στερεά στα υδάτινα οικοσυστήματα. Χαρακτηριστικό παράδειγμα είναι το Edmonton στον Καναδά, όπου το 70% των TSS που απελευθερώνεται στον ποταμό North Saskatchewan σε ετήσια βάση, προέρχεται από τις απορροές ομβρίων [112].

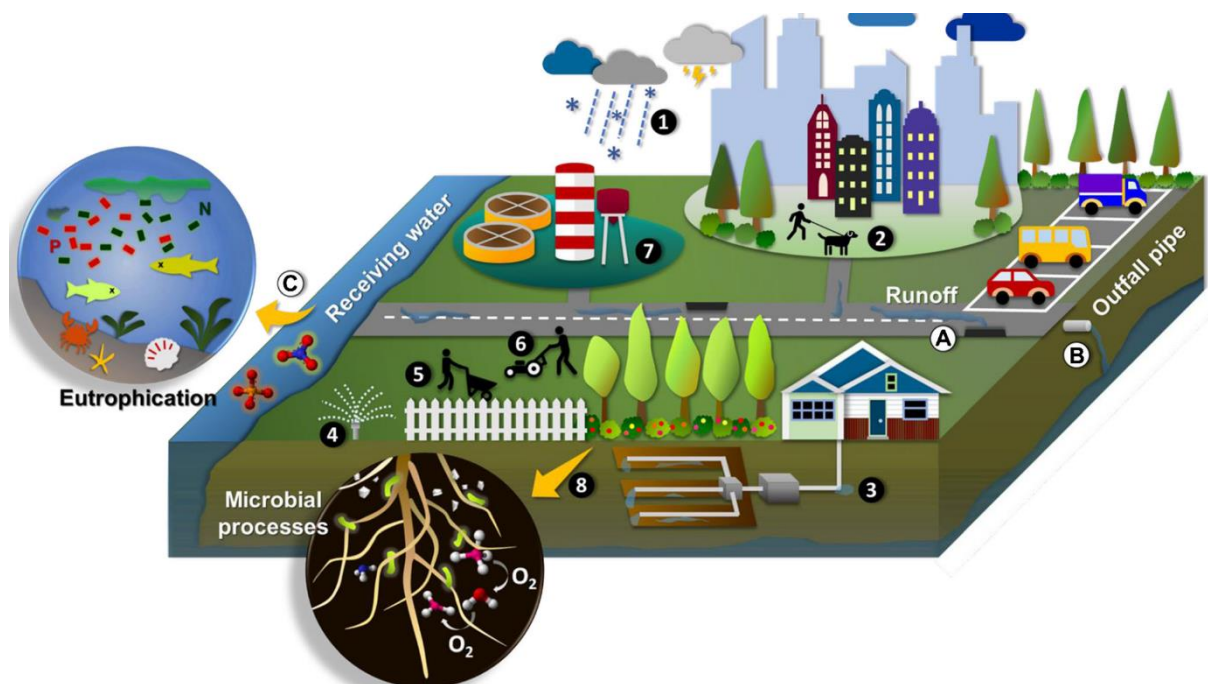
Τα αιωρούμενα στερεά είναι η κατηγορία ρύπων η οποία απομακρύνεται με τη μεγαλύτερη αποτελεσματικότητα από τα όμβρια με την εφαρμογή διαφόρων μεθόδων φίλτρανσης και καθίζησης. Με την κατακράτησή τους απομακρύνονται και οι διάφοροι ρύποι που έχουν προσροφηθεί στα στερεά όπως τα βαρέα μέταλλα και οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες. Ωστόσο, πλέον συνιστάται η εφαρμογή πρακτικών πρόληψης, όπως οι ορθές πρακτικές καθαριότητας σε δρόμους πάρκα και νοικοκυριά, η ενημέρωση μέσα από δομές εκπαίδευσης (σχολεία), η ορθολογική χρήση λιπασμάτων και ζιζανιοκτόνων, αλλά και η αποτροπή διάχυσης επεξεργασμένων και ανεπεξέργαστων λυμάτων από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων και από το αποχετευτικό δίκτυο [113, 114]. Η εφαρμογή των πρακτικών αυτών αποσκοπεί στο μετριασμό της ρύπανσης με αιωρούμενα στερεά και κατ'επέκταση στη μείωση της απαίτησης για κατασκευή έργων επεξεργασίας ομβρίων, τα οποία διακρίνονται σε 3 κατηγορίες, τα συστήματα εδαφικής κατείδυσης, τα συστήματα φίλτρανσης και τα συστήματα κατακράτησης.

Πίνακας 6. Οι ρύποι στα όμβρια, η προέλευσή τους και οι επιπτώσεις τους στο περιβάλλον.

Κατηγορίες ρύπων	Προέλευση	Περιβαλλοντικές Επιπτώσεις
Αιωρούμενα Στερεά	Διάβρωση τεχνικών υλικών όπως σκυρόδεμα, ασφαλτος, χρωματισμένες επιφάνειες, ελαστικά οχημάτων, απορρίματα, ατμοσφαιρικές αποθέσεις, εδαφικό υλικό, φύλλα, κλαδιά.	<ul style="list-style-type: none"> • Αύξηση της θολερότητας • Επίχωση του πυθμένα • Μεταφορά ρύπων, οργανικών, βαρέων μετάλλων και παθογόνων μικροοργανισμών
Θρεπτικά	Ατμοσφαιρικές αποθέσεις, λυπάσματα, ελαττωματικά αποχετευτικά δίκτυα, κλαδιά, φύλλα, γύρη, περιττώματα ζώων.	<ul style="list-style-type: none"> • Δημιουργία ευτροφικών συνθηκών στους υδάτινους αποδέκτες • Ρύπανση υπογείων υδάτων
Βιοδιασπάσιμοι Οργανικοί Ρύποι	Ατμοσφαιρικές αποθέσεις, ελαττωματικά αποχετευτικά δίκτυα, κλαδιά, φύλλα, γύρη, περιττώματα οικόσιτων ζώων.	Αποξυγόνωση στους υδάτινους αποδέκτες λόγω κατανάλωσης Οξυγόνου (BOD)
Έμμονοι Οργανικοί Ρύποι (POPs)	Διαρροές πετρελαιοειδών, πρόσμικτων ουσιών και χρήση ζιζανιοκτόνων και εντομοκτόνων στους χώρους αστικού πρασίνου.	<ul style="list-style-type: none"> • Νευρολογικές παθήσεις • Αυτοάνοσα νοσήματα • Γενετικές/εξελικτικές διαταραχές • Καρκινογενέσεις
Πλαστική ρύπανση	Έλλειψη ορθών πρακτικών διαχείρισης απορριμάτων.	<ul style="list-style-type: none"> • Φυσικές και χημικές επιπτώσεις στους οργανισμούς • Διαρροή πρόσμικτων ουσιών και POP που έχουν προσροφηθεί
Βαρέα Μέταλλα	Αποθέσεις καυσαερίων στις αστικές επιφάνειες κυρίως από καυσαέρια και την οξείδωση μετάλλων από τα κτήρια και τα τεχνικά έργα της πόλης.	Επιπτώσεις στη φυσιολογία των φυτών, χρόνιες και δριμυείς επιπτώσεις σε ζωικούς οργανισμούς
Παθογόνοι Μικροοργανισμοί	Ελαττωματικά αποχετευτικά δίκτυα, περιττώματα ζώων.	Ασθένειες που μεταδίδονται μέσω του νερού.
Φαρμακευτικές Ουσίες	Κατανάλωση φαρμάκων και φαρμακευτικά απόβλητα.	Δυνητικά γενετοξικές ουσίες/ ενδοκρινικοί διαταρράκτες
Διαλυμένα Στερεά	Ανόργανα (αλάτι αποχιονισμού, χημικά λιπάσματα για τους χώρους αστικού πρασίνου και οργανικά από υπερχειλίσσεις του δικτύου αποχέτευσης/διαφυγές.	<ul style="list-style-type: none"> • Επιπτώσεις στα φυτά λόγω της αυξημένης αλατότητας και της ύπαρξης ιόντων στα όμβρια • Μείωση της υδραυλικής αγωγιμότητας του εδάφους

Θρεπτικά

Οι πηγές αζώτου και φωσφόρου στις αστικές απορροές ομβρίων έχουν φυσική (ατμοσφαιρικές αποθέσεις) και ανθρωπογενή προέλευση (χημικά λιπάσματα, λύματα, περιττώματα κατοικίδιων, κομμένα κλαδιά και γρασίδι από τη συντήρηση των χώρων αστικού πρασίνου, κ.ά.) (Σχήμα 15). Το άζωτο (N) και ο φώσφορος (P) συναντώνται σε διαλυμένη και σε σωματιδιακή μορφή, προσροφημένα στους εδαφικούς κόκκους και στην οργανική ύλη που μεταφέρονται ως ίζημα από τις απορροές ομβρίων. Είναι τόσο οργανικής προέλευσης όσο και ανόργανα, με την αναλογία μεταξύ των δύο να εξαρτάται από τη γεωλογία, τις χρήσεις γης και τις υδρολογικές συνθήκες στη λεκάνη απορροής [115]. Οι ανόργανες μορφές του αζώτου περιλαμβάνουν το νιτρικό άζωτο ($\text{NO}_3\text{-N}$), το αμμωνιακό άζωτο ($\text{NH}_4\text{-N}$) και το διοξείδιο του αζώτου (NO_2), ενώ οι οργανικές το διαλυμένο οργανικό άζωτο (DON) και το σωματιδιακό διαλυμένο άζωτο (PON) [116]. Το ίδιο ισχύει και για το φώσφορο, ο οποίος συναντάται τόσο σε διαλυμένη μορφή (οργανικός φώσφορος και ορθοφωσφορικά), όσο και σε σωματιδιακή (προσροφημένος φώσφορος σε εδαφικούς κόκκους και σε οργανική ύλη) [117-120]. Διάφορες μελέτες έχουν γίνει για τα προσροφημένα θρεπτικά στο ίζημα που μεταφέρεται από τις απορροές ομβρίων, όπως αυτή των Vaze και Chiew [118], οι οποίοι μελετώντας τις συγκεντρώσεις αζώτου και φωσφόρου σε ίζημα με διαφορετική κοκκομετρία, παρατήρησαν ότι το 20-50% του ολικού σωματιδιακού αζώτου (TN) και το 40-50% του ολικού σωματιδιακού φωσφόρου (TP) στις απορροές ομβρίων είχαν προσροφηθεί σε ίζημα κοκκομετρίας μεταξύ 11 και 150 μm .



Σχήμα 15. Οι πηγές ρύπανσης με θρεπτικά (αριθμοί) και τα βασικά στάδια της διαδρομής τους προς τους υδάτινους αποδέκτες (γράμματα). Τα τρία στάδια της διαδρομής είναι (A) ο σχηματισμός των αστικών απορροών ομβρίων στις αδιαπέρατες τεχνητές επιφάνειες, (B) η εκροή τους από τους αγωγούς του δικτύου ομβρίων και (Γ) η διάθεση στους υδάτινους αποδέκτες και η δημιουργία ευτροφικών συνθηκών. Οι πιθανές πηγές της ρύπανσης με θρεπτικά είναι (1) οι ατμοσφαιρικές αποθέσεις, (2) τα περιττώματα ζώων, (3) τα ελαττωματικά σηπτικά συστήματα, (4) η άρδευση των χώρων αστικού πρασίνου, (5) η χρήση χημικών λιπασμάτων, (6) οι διαρροές αποχετευτικών δικτύων και (7) οι διάφορες μικροβιακές πηγές (Yang & Lusk, 2018).

Αρκετές μελέτες έχουν γίνει για τη συνεισφορά συγκεκριμένων δραστηριοτήτων και πηγών θρεπτικών στη ρύπανση με άζωτο και φώσφορο των αστικών απορροών ομβρίων. Μία σημαντική πηγή θρεπτικών είναι οι υγρές και ξηρές ατμοσφαιρικές αποθέσεις. Σε αυτές οφείλεται από το 19 έως και πάνω από το 50% του ολικού φορτίου αζώτου (TN) στις αστικές λεκάνες [121, 122] και από κάτω του 10 έως και πάνω του 90% του $\text{NO}_3\text{-N}$ στα υδάτινα οικοσυστήματα των πόλεων κατά τη διάρκεια των επεισοδίων καταιγίδας [122, 123, 124, 125]. Μόνο σε μία μελέτη βρέθηκε ότι οι ατμοσφαιρικές αποθέσεις είχαν τη μεγαλύτερη συνεισφορά στη ρύπανση των αστικών ομβρίων με φώσφορο, συνεισφέροντας το 13 με 33% του ολικού φωσφόρου (TP) σε αστική λεκάνη της Μιννεσότα [122].

Μία άλλη σημαντική πηγή ρύπανσης των απορροών ομβρίων με θρεπτικά είναι τα λιπάσματα που χρησιμοποιούνται για τους χώρους αστικού πρασίνου. Διάφορες μελέτες έχουν γίνει για τη ρύπανση με $\text{NO}_3\text{-N}$ από χημικά λιπασμάτα σε υδάτινα οικοσυστήματα, όπως λεκάνες ποταμών στη Γερμανία [126] και ποτάμια συστήματα στην Κίνα [127], καθώς και σε αστικές λεκάνες απορροής στις Η.Π.Α. [122, 124, 125]. Δεκαπέντε μελέτες [121, 122, 123, 126, 127, 128] κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι τα λιπάσματα μπορεί να έχουν σημαντική συνεισφορά στη ρύπανση με θρεπτικά, όπως διαπιστώθηκε και σε λεκάνη της Μιννεσότα, που το 37-59% του TN και το 33-44% του $\text{NO}_3\text{-N}$ προέρχεται από τη χρήση τους.

Σε αστικές περιοχές με έντονη φυτοκάλυψη σημαντική συνεισφορά στη ρύπανση με θρεπτικά έχουν και το εδαφικό και οργανικό υλικό που παρασύρεται από τις απορροές ομβρίων [122, 126, 129]. Σε μία από τις σχετικές μελέτες, οι Bratt κ.ά. [130] εκτίμησαν ότι περίπου το 50% των ετήσιων ποσοτήτων φωσφόρου και αζώτου που καταλήγουν στον υδάτινο αποδέκτη της αστικής λεκάνης στο Saint Paul της Μιννεσότα οφείλεται στα φύλλα που πέφτουν κατά τη διάρκεια του χειμώνα.

Μία ακόμα πηγή ρύπανσης με θρεπτικά στις πόλεις είναι οι διαρροές επεξεργασμένων και ανεπεξέργαστων λυμάτων [121, 122, 124, 126, 127]. Τα λύματα μπορεί να προέρχονται από διαρροές ελαττωματικών αποχετευτικών δικτύων και σηπτικών συστημάτων, καθώς και από υπερχειλίσεις εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων. Σε κάποιες περιπτώσεις η ρύπανση με θρεπτικά που προέρχεται από τα λύματα μπορεί να οφείλεται στην επεξεργασία και επαναχρησιμοποίησή τους, πρακτική της οποίας η συνεισφορά στη ρύπανση με N και P μελετήθηκε σε λεκάνη απορροής στην πολιτεία της Καλιφόρνια των Η.Π.Α. [131]. Η σημαντική συνεισφορά των λυμάτων στην αστική ρύπανση με θρεπτικά και πιο συγκεκριμένα με N (πάνω από το 23 έως και 96% του TN) έχει επαληθευτεί σε διάφορες σχετικές μελέτες που έγιναν σε αστικούς ποταμούς [124], σε ρυάκια και στις εκβολές τους σύμφωνα στο οποίο κατέληξαν και οι Carey κ.ά. [132] και Badruzzaman κ.ά. [133]. Έκτός από τα λύματα, η ρύπανση των αστικών απορροών ομβρίων με θρεπτικά περιπτώματικής προέλευσης προέρχεται και από τα περιττώματα των κατοικιδίων, των αδέσποτων και άγριων ζώων. Από δύο επιστημονικές εργασίες που έγιναν για την επίδρασή τους στη ρύπανση με θρεπτικά, μία σε λεκάνη απορροής στο Saint Paul της Μιννεσότα και η άλλη στο Phoenix της Αριζόνα (Η.Π.Α.), βρέθηκε ότι από τα περιττώματα ζώων προέρχεται περίπου το 70% του φωσφόρου [122] στη λεκάνη του Saint Paul, ενώ στη λεκάνη Phoenix η ετήσια μάζα αζώτου λόγω περιττωμάτων κατοικιδίων υπολογίστηκε στα $2,3 \times 10^6$ kg N [134].

Λόγω των επιπτώσεων από τη διάθεση των θρεπτικών στους υδάτινους αποδέκτες, σε ανεπτυγμένα κράτη είναι διαθέσιμες εκτεταμένες χρονοσειρές των συγκεντρώσεών τους στα όμβρια, όπως ισχύει με τις Η.Π.Α. που υπάρχει χρονοσειρά από το 1992 έως το 2002, οι οποίες περιλαμβάνουν δεδομένα από που συλλέχθηκαν από πάνω από 3700 επεισόδια βροχής, από 360 σημεία δειγματοληψίας καταναμημένα σε 16 πολιτείες [135].

Βιοδιασπάσιμοι Οργανικοί Ρύποι

Οι αστικές απορροές ομβρίων είναι ένας βασικός μηχανισμός μεταφοράς βιοδιασπασίμων οργανικών ρύπων από τη στεριά στους υδάτινους αποδέκτες [136] που έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση των συγκεντρώσεων διαλυμένου οξυγόνου (DO) σε αυτούς, φαινόμενο γνωστό ως αποξυγόνωση. Οι συγκεντρώσεις του DO επηρεάζονται από διάφορους φυσικούς παράγοντες, αλλά εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από την εισροή οργανικής ύλης, της οποίας η ποσότητα και η σύσταση καθορίζει τόσο το βαθμό, όσο και τον ρυθμό της αποξυγόνωσης, λόγω της μικροβιακής αερόβιας αναπνοής. Όταν οι μέσες ημερήσιες συγκεντρώσεις DO είναι κάτω από 5 mg/l, όριο που συχνά χρησιμοποιείται για τον ορισμό των συνθηκών αποξυγόνωσης [137, 138], τότε η πίεση στα υδάτινα οικοσυστήματα είναι έντονη, ενώ όταν οι συγκεντρώσεις DO φτάσουν σε υποξικά επίπεδα, κάτω από 2 mg/l, παρατηρούνται φαινόμενα μαζικών θανάτων υδάτινων οργανισμών [139, 140].

Οι βιοδιασπάσιμοι οργανικοί ρύποι στις αστικές απορροές ομβρίων συναντώνται τόσο σε σωματιδιακή όσο και σε διαλυμένη μορφή. Το σωματιδιακό κλάσμα των βιοδιασπασίμων οργανικών ρύπων προέρχεται από διάφορες πηγές όπως κλαδιά, χόρτα, φύλλα, ατμοσφαιρικές αποθέσεις, περιττώματα ζώων, υπερχειλίσεις εγκαταστάσεων επεξεργασίας λυμάτων και διαφυγές από ελαττωματικά δίκτυα. Οι μύκητες και τα μικρόβια διασπών σταδιακά το σωματιδιακό άνθρακα με τελικό προϊόν διάσπασης το CO₂. Αντίθετα, ο διαλυμένος άνθρακας, που έχει ίδια προέλευση με το σωματιδιακό, αποτελείται κυρίως από εύκολα βιοδιασπάσιμες ενώσεις όπως σάκχαρα, πρωτεΐνες και αμινοξέα, αλλά και κάποιες ενώσεις που δεν είναι άμεσα καταβολίσιμες, όπως οι χουμικές ουσίες [141-144].

Έμμονοι Οργανικοί Ρύποι (POPs)

Υπάρχουν αρκετές χιλιάδες χημικών POP που χαρακτηρίζονται από μεγάλους χρόνους ημιζωής στα εδάφη, τα ιζήματα, τον αέρα και τους ζωντανούς οργανισμούς. Οι έμμονοι οργανικοί ρύποι χωρίζονται σε διάφορες κατηγορίες χλωριωμένων (ή βρωμιωμένων) αρωματικών, συμπεριλαμβανομένων πολυχλωριωμένων διφαινυλίων (PCBs), πολυχλωριωμένων διβενζό-*p*-διοξινών και φουρανίων (PCDD/Fs), πολυβρωμιωμένων διφαινυλικών αιθέρων (PBDEs) και διαφόρων οργανοχλωρικών ζιζανιοκτόνων (DTT και οι μεταβολίτες του, ταμοξιφαίνη, χλωρδάνη κ.ά.) [145]. Παραδείγματα πιο πολικών POP είναι οι φαινόλες και οι χλωριωμένες φαινόλες.

Οι έμμονοι οργανικοί ρύποι είναι κατά κανόνα υδρόφοβες και λιπόφιλες χημικές ενώσεις και στο υδάτινο περιβάλλον αλλά και στα εδάφη συχνά προσροφώνται σε στερεά, κυρίως οργανικής σύστασης. Στους διάφορους οργανισμούς συσσωρεύονται στο λιπώδη ιστό αφού διασπαστούν σε λιπίδια. Αυτό αυξάνει τη διάρκεια ζωής των ρύπων μέσα στους οργανισμούς γιατί ο μεταβολισμός είναι αργός και έτσι τα POPs συσσωρεύονται στην τροφική αλυσίδα. Εξίσου σημαντική είναι η ιδιότητά τους να εισέρχονται σε αέρια φάση όταν εκτίθενται σε θερμοκρασία περιβάλλοντος. Έτσι, μπορεί να εξαερωθούν από τα εδάφη, τη βλάστηση και τα υδάτινα σώματα, να εισέλθουν στην ατμόσφαιρα και λόγω της ανθεκτικότητάς τους να διανύσουν μεγάλες αποστάσεις πριν αποτεθούν στο έδαφος. Ο κύκλος της εξαέρωσης και της απόθεσής τους μπορεί να παναληφθεί πολλές φορές, με αποτέλεσμα τα POP να μπορούν να συσσωρεύονται σε μια περιοχή μακριά από τη θέση εκπομπής τους. Στην ατμόσφαιρα, τα POP μπορούν να διασπαστούν σε σωματίδια και αερολύματα, κάτι που εξαρτάται από τη θερμοκρασία περιβάλλοντος και από τις ιδιότητες του χημικού. Ο συνδυασμός της ανθεκτικότητας στο μεταβολισμό και της λιποφιλικότητας είναι οι λόγοι που οδηγούν στη συσσώρευση των POP στη τροφική αλυσίδα.

Επειδή τα POP βιοσυσσωρεύονται στο περιβάλλον, υπάρχει έντονη ανησυχία για τις επιπτώσεις τους στα είδη που βρίσκονται στην κορυφή της τροφικής αλυσίδας, συμπεριλαμβανομένων και των ανθρώπων. Οι πιο εκτενώς καταγεγραμμένες επιπτώσεις των POPs στους οργανισμούς αφορούν τα πουλιά και τα θαλάσσια θηλαστικά. Διάφορες επιστημονικές εργασίες [146, 147, 148] έχουν δημοσιευτεί για την επίδραση των οργανοχλωρινών (OCs) και κυρίως του DDE-ενός μεταβολικού παραπροϊόντος του DDT στην αναπαραγωγή φωκιών και αρπακτικών πτηνών και πιο συγκεκριμένα στη μείωση του πάχους του κελύφους των αυγών τους. Επιπτώσεις από τη χρήση του DDT παρατηρούνται μέχρι και σήμερα στο αναπαραγωγικό δυναμικό ιχθυοφάγων αρπακτικών πτηνών στο οικοσύστημα των Μεγάλων Λιμνών, του θαλασσοαετού στη Βαλτική [149] και στη θάλασσα Waden της Ολλανδίας [150] και των φαλαινών μπελούνγκα στο θαλάσσιο διάδρομο του Αγίου Λαυρεντίου στον Καναδά [151] λόγω της χρήσης POPs και κυρίως PCBs. Τα POPs θεωρούνται ενδοκρινικοί διαταράκτες για τους ανθρώπους και την άγρια πανίδα και εκτός από τις επιπτώσεις στο αναπαραγωγικό σύστημα, κάποιοι από αυτούς είναι αποδεδειγμένα καρκινογόνες ενώσεις, όπως πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAHs) και οι PCDD/Fs που είναι τα πιο γνωστά παραδείγματα. Ενδείξεις υπάρχουν ακόμα και για βλάβες στο ανοσοποιητικό σύστημα κορυφαίων θηρευτών [152] ενισχύοντας έτσι την επιδεκτικότητά τους στις ασθένειες και τις επιπτώσεις που υπάρχουν στα μοτίβα των συμπεριφορών τους [153, 154].

Λόγω της ευρύτατης εφαρμογής των POPs και της συσσώρευσής τους στους οργανισμούς είναι δύσκολη η συσχέτιση συγκεκριμένου χημικού ή ακόμα και μιας οικογένειας χημικών, των μεταβολιτών τους ή αρκετών οικογενειών χημικών που δρουν συνεργατικά με μια συγκεκριμένη επίπτωση. Αυτό καθιστά τη διαχείριση του προβλήματος ιδιαίτερα δύσκολη, γιατί οι επιστήμονες δεν έχουν καταλήξει στο σε ποιά από τα POPs πρέπει να επιβληθεί κάποιος έλεγχος ή έστω περιορισμός στην κατανάλωσή τους. Λόγω της βιοσυσσώρευσής τους στη τροφική αλυσίδα είναι ιδιαίτερα σημαντική η διαχείριση της χρήσης τους στην πηγή, πριν διαχυθούν στο περιβάλλον. Τα αγροχημικά POPs προέρχονται από εφαρμογές του γεωργικού τομέα στις καλλιέργειες και το έδαφος και παρότι είναι εγκεκριμένα φυτοπροστατευτικά προϊόντα υπάρχουν ελάχιστα στοιχεία για τα τοπικά και παγκόσμια μοτίβα χρήσης τους [155]. Άλλα POPs, όπως τα PCBs για παράδειγμα μπορεί να παράχθηκαν για συγκεκριμένο σκοπό αλλά έχουν πλέον ποικίλες εφαρμογές που συντείνουν στη διάχυσή τους στο περιβάλλον. Η συνολική παραγωγή τους από τη δεκαετία του 20 που κυκλοφόρησαν είναι της τάξης των MT, ενώ οι πληροφορίες για τη χρήση τους είναι πολύ περιορισμένες, καθιστώντας πολύ δύσκολο τον προσδιορισμό των ιστορικών και των σύγχρονων πηγών τους. Το πρόβλημα είναι ακόμα πιο σύνθετο στην περίπτωση των τυχαία σχηματισμένων POPs, όπως τα PCDD/Fs, τα οποία εισέρχονται στο περιβάλλον ως παραπροϊόντα καύσης από μεταλλουργεία, από χλωριωμένα χημικά όπως είναι οι πενταχλωροφαινόλες (PCP) και τα PCBs.

Μέχρι σήμερα δεν υπάρχει σύγκληση των απόψεων στην επιστημονική κοινότητα για τον αν στις ατμοσφαιρικές εκπομπές κυριαρχεί η πρωτογενής (καύση) ή η δευτερογενής ρύπανση (κυρίως η εξαέρωση απ' το έδαφος και η χρήση χημικών) [156], καθώς και για τους λόγους της απόκλισης μεταξύ των εκπομπών σε τοπικό ή σε επίπεδο χώρας και των εκτιμήσεων των αποθέσεων. Μια ενδιαφέρουσα προσέγγιση σε αυτή την περίπτωση είναι οι τεχνικές αποτυπώματος, οι οποίες εστιάζουν σε συγκεκριμένο μίγμα ή μοτίβο των ενώσεων PCDD/F που εκπέμπονται από διαφορετικούς τύπους πηγών [157] και αντιστοιχούν σε συγκεκριμένο μίγμα ενώσεων στον αέρα ή στα εδάφη [157, 158].

Πλαστική Ρύπανση

Ως πλαστικά χαρακτηρίζονται ένα σύνολο από συνθετικά πολυμερή όπως το πολυβινυλοχλωρίδιο (PVC), το τερεφθαλικό πολυαιθυλένιο (PET), το πολυαιθυλένιο υψηλής πυκνότητας (HDPE), το πολυαιθυλένιο χαμηλής πυκνότητας (LDPE), το πολυπροπυλένιο (PP), οι πολυεστέρες (PS) κ.ά. Τα πλαστικά έχουν ιστορία πάνω από 100 χρόνων, ωστόσο πέρασαν αρκετές δεκαετίες μέχρι να καθιερωθεί η χρήση τους κατά τη διάρκεια του μεσοπολέμου και κυρίως μετά το Β΄ Παγκόσμιο Πόλεμο, όταν εμφανίστηκαν νέα συνθετικά πολυμερή όπως η πολυουρεθάνη, οι πολυεστέρες, οι σιλικόνες, το πολυπροπυλένιο και το πολυβινυλοχλωρίδιο που υποκατέστησαν σε πολλές εφαρμογές υλικά όπως το ξύλο, το γυαλί και τα μέταλλα. Από τη δεκαετία του 70 και έπειτα οι διάφορες μορφές του πλαστικού κυριάρχησαν στους τομείς της τεχνολογίας, της υγείας, αλλά και στα είδη καθημερινής χρήσης καθιστώντας το έτσι σύμβολο της καταναλωτικής κοινωνίας. 9,2 δισεκατομμύρια τόνοι πλαστικού εκτιμάται ότι έχουν παραχθεί από το 1950 ως το 2017 με τα μισά περίπου από αυτά να έχουν παραχθεί μετά το 2004 [159]. Το 2020 παράχθηκαν 400 εκατομμύρια τόνοι (MT) πλαστικού, ποσότητα που αναμένεται να φτάσει τους 1.100 MT το 2050 αν δεν υπάρξει σημαντική αλλαγή στη ζήτηση του πλαστικού.

Απόρροια της ευρύτατης χρήσης του σε όλο τον κόσμο και της κακοδιαχείρισης σε αρκετές περιπτώσεις των στερεών αποβλήτων είναι το ότι ένα σημαντικό μέρος του πλαστικού που παράγεται καταλήγει στο θαλάσσιο περιβάλλον. Αναφορές για πλαστική ρύπανση στη θάλασσα υπάρχουν ήδη από τη δεκαετία του 70 με το συνολικό πλαστικό που απορρίφθηκε στη θάλασσα να εκτιμάται στους 6,4 MT το 1975 [160]. Παρότι ορισμένες πρακτικές διαχείρισης άλλαξαν με την πάροδο των χρόνων, όπως η απαγόρευση της απόρριψης απορριμάτων από τα πλοία, υπολογίστηκε ότι το 2010 η ποσότητα των πλαστικών που καταλήγει στη θάλασσα ίσως φτάνει τους 12,7 MT από τους 275 MT που παράχθηκαν σε 192 παραθαλάσσια κράτη. Οι Geyer κ.ά. [161] εκτίμησαν τη παγκόσμια παραγωγή πλαστικού που έχει γίνει συνολικά ως το 2017 σε 6300 εκατομμύρια τόνους με το 79% να έχει απορριφθεί σε Χ.Υ.Τ.Α. και Χ.Α.Δ.Α. Σύμφωνα με τους Meljer κ.ά. [162] το 80% των πλαστικών καταλήγουν στη θάλασσα μέσω των εκβολών περίπου 1000 ποταμών σε όλο τον κόσμο. Σε επιστημονικές εργασίες για την προέλευση των πλαστικών που καταλήγουν στη θάλασσα [163, 164] χρησιμοποιήθηκαν εμπειρικοί δείκτες αντιπροσωπευτικοί της παραγωγής απορριμάτων μέσα στη λεκάνη απορροής. Από την αξιολόγηση των δεικτών αυτών προέκυψε μια σημαντική συσχέτιση μεταξύ των συγκεντρώσεων μικροπλαστικού στους ποταμούς και της πληθυσμιακής πυκνότητας. Εκτιμήθηκε επίσης ότι το σύνολο του πλαστικού που απορρίπτεται στους ποταμούς (μικροπλαστικό και μακροπλαστικό) κυμαίνεται ετησίως από 1,15 MT έως 2,41 MT [163] και από 0,41 MT έως 4 MT [164]. Σε αυτές τις επιστημονικές εργασίες προέκυψε ότι οι 10 ποταμοί που συνεισφέρουν περισσότερο στην πλαστική ρύπανση ευθύνονται για το 50-61% [163] και το 88-94% [164], χωρίς να λαμβάνεται υπόψη η χωρική κατανομή των συγκεντρώσεων πλαστικών μέσα στο ποταμό, οι κλιματικές και οι γεωγραφικές διαφοροποιήσεις μέσα στη λεκάνη απορροής. Τα αποτελέσματα των δύο μοντέλων συμφώνησαν στη δυσανάλογη μεγάλη συνεισφορά των ποταμών της Ασίας στη θαλάσσια πλαστική ρύπανση σε παγκόσμιο επίπεδο (Σχήμα 16). Στις μελέτες αυτές παρατηρήθηκε ασυμφωνία μεταξύ των καταγραφών στο πεδίο και των αποτελεσμάτων των προσομοιώσεων, αναδεικνύοντας έτσι τους περιορισμούς των μοντέλων και την ανάγκη αναθεώρησής τους ούτως ώστε να λαμβάνονται υπόψη η γεωγραφία της λεκάνης απορροής, οι χρήσεις γης και το κλίμα που σχετίζεται με την απελευθέρωση μικροπλαστικών στο περιβάλλον.



Σχήμα 16. Πλαστική ρύπανση σε ποταμό στη Μανίλα των Φιλιππίνων (plastic-pollution.org).

Η πλαστική ρύπανση κατηγοριοποιείται ανάλογα με το μέγεθος των σωματιδίων σε: νανοσωματίδια (<100 nm), μικροσωματίδια (0,0001-5 mm), μεσοσωματίδια (5-25 mm) και μακροσωματίδια (>25 mm). Με την έκθεσή τους στις ατμοσφαιρικές συνθήκες το πλαστικό κατακερματίζεται σε όλο και πιο μικρά σωματίδια, κάτι που καθιστά τη ταυτοποίηση και την απομάκρυνσή τους δύσκολη. Το μέγεθος των πλαστικών σωματιδίων εκτός από την εφαρμογή διαφορετικών πρακτικών διαχείρισης σχετίζεται και με το είδος των επιπτώσεων στο φυσικό περιβάλλον.

Οι περισσότερες επιστημονικές εργασίες για την πλαστική ρύπανση έχουν ασχοληθεί με την φυσική βλάβη που προκαλούν τα μεγαλύτερα πλαστικά αντικείμενα σε διάφορους οργανισμούς των υδάτινων οικοσυστημάτων μέσω της παγίδευσής τους σε αυτά (δίχτυα αλιείας και σχοινιά) [165]. Οι σωματικές βλάβες από την πλαστική ρύπανση δεν αφορούν μόνο μεγάλους οργανισμούς όπως τα κοιτώδη και τα ψάρια, αλλά και τους πλέον μικρούς. Οι Ziajahromi κ.ά. [166] μελετώντας τις επιπτώσεις της πλαστικής ρύπανσης στο ζωοπλανγκτόν, παρατήρησαν παραμορφώσεις στις κεραίες και στον εξωσκελετό καρκινοειδών από τις μικροπλαστικές ίνες.

Η κατανάλωση πλαστικού από τους οργανισμούς έχει αποτελέσει αντικείμενο αρκετών μελετών λόγω των σοβαρών επιπτώσεων που έχουν στην υγεία τους, όπως η μειωμένη ανάπτυξη ή ακόμα και ο θάνατος λόγω της έμφραξης του πεπτικού συστήματος [167, 168]. Εκτός από αυτές υπάρχουν και πιο ήπιες επιπτώσεις από την κατανάλωση πλαστικού όπως η μειωμένη πρόσληψη θρεπτικών, οι μεταβολές στην εντερική μικροχλωρίδα και η μείωση του ενεργειακού αποθέματος των οργανισμών με πολλαπλές επιπτώσεις, συμπεριλαμβανομένης της μειωμένης ικανότητας σε πρόσληψη τροφής, της μειωμένης συνολικής δραστηριότητας, του μειωμένου αναπαραγωγικού αποτυπώματος και τελικά της αυξημένης θνητότητας.



α)



β)

Σχήμα 17. Οι δύο κατηγορίες φυσικών επιπτώσεων της πλαστικής ρύπανσης στους οργανισμούς: α) παγίδευση (suliver.org) και β) κατανάλωση (nytimes.com).

Εκτός από τις φυσικές βλάβες στους οργανισμούς (Σχήμα 17), υπάρχει και η πιθανότητα διαρροής τοξικών ενώσεων από τα πλαστικά στο υδάτινο περιβάλλον, είτε πρόσμικτων ουσιών, είτε έμμονων οργανικών ρύπων που έχουν προσροφηθεί στην επιφάνειά τους. Μια μεγάλη ποικιλία τοξικών ενώσεων έχουν προσδιοριστεί ως ενδοκρινικοί διαταρράκτες, όπως οι πρόσμικτες ουσίες, το BPA, η νονυλφαινόλη, τα επιβραδυντικά φωτιάς και οι φθαλικές ενώσεις [169]. Η διαρροή αυτών των ουσιών στο περιβάλλον έχει δυσμενείς επιπτώσεις στην ανάπτυξη των ασπόνδυλων [170] στα αρχικά στάδια της ζωής τους, ενώ έχουν συσχετιστεί και με αναπαραγωγικές ανωμαλίες σε ένα σύνολο οργανισμών [171].

Τα πλαστικά λειτουργούν ως φορείς των έμμονων οργανικών ρύπων (POPs), διευκολύνοντας έτσι τη διάχυσή τους στο περιβάλλον [172]. Η ιδιότητά τους αυτή είναι ιδιαίτερα επιβλαβής, λόγω του μεγάλου εύρους επιβλαβών ουσιών που προσροφόνται στις επιφάνειες των πλαστικών [173] και της πιθανότητας ενίσχυσης της τοξικότητας άλλων χημικών, όπως η τρικλοσάνη [174]. Ο ρόλος των μικροπλαστικών στην οργανοχημική βιοσυσσώρευση δεν είναι ξεκάθαρος, με τις παλαιότερες μελέτες να δείχνουν αυξημένη συσσώρευση χημικών όταν αυτά προσροφώνται στα πλαστικά [175,176], κάτι με το οποίο δεν συμφωνούν οι νεότερες σχετικές εργασίες που δείχνουν ότι η χημική μεταφορά στους οργανισμούς μπορεί να είναι ασήμαντη σε σχέση με άλλη φυσική οργανική ύλη [173].

Η πλαστική ρύπανση έχει και κοινωνικοοικονομικές επιπτώσεις εξίσου σημαντικές. Η επίδρασή της στην αλιευτική δραστηριότητα είναι ιδιαίτερα έντονη λόγω της μείωσης των αλιευμάτων. Οι Mouat κ.ά. [177] αναφέρουν ότι το 86% των αλιευτικών στη Σκωτία είχαν μειωμένες ψαριές λόγω της θαλάσσιας ρύπανσης. Μία άλλη οικονομική δραστηριότητα στην οποία έχει δυσμενή επίδραση η πλαστική ρύπανση είναι ο τουρισμός. Οι επισκέπτες σε παραθαλάσσιες περιοχές ανέφεραν ότι η παρουσία απορριμάτων είναι παράγοντας που επηρεάζει την επιλογή του ταξιδιωτικού προορισμού [177]. Για το μετριασμό των επιπτώσεων που έχουν τα απορρίματα στο τουρισμό, οι τοπικές αρχές εφαρμόζουν διάφορες πρακτικές καθαρισμού, των οποίων το υψηλό κόστος αποτελεί ένα σημαντικό πρόβλημα για τον κλάδο.

Βαρέα Μέταλλα

Συγκεντρώσεις βαρέων μετάλλων όπως είναι ο Hg [48] και οι Pb, Zn, Cu, Cd, Cr [49] καταγράφονται συστηματικά στις απορροές ομβρίων και προέρχονται κυρίως από την συσσώρευση αποθέσεων καυσαερίων στις αστικές επιφάνειες και δευτερευόντως από την οξειδωση των διαφόρων μετάλλων που έχουν χρησιμοποιηθεί στα κτήρια και τα τεχνικά έργα της πόλης [61, 56, 49, 62]. Ο ρυθμός απελευθέρωσης μετάλλων λόγω οξειδωσης μπορεί να εξαρτάται από διάφορους παράγοντες όπως τα υλικά κατασκευής, η ηλικία, η έκθεση στις καιρικές συνθήκες, η θερμοκρασία και το pH των κατακρημνισμάτων, ωστόσο χαρακτηρίζεται από μικρή μεταβλητότητα και γ' αυτό αναφέρεται στη βιβλιογραφία ως στατική ρύπανση [46]. Αντίθετα, η συνεισφορά των αποθέσεων καυσαερίων στη ρύπανση με βαρέα μέταλλα χαρακτηρίζεται από μεγάλη μεταβλητότητα, εποχική λόγω των διαφορετικών κατανομών των βροχοπτώσεων και των επιπέδων της αέριας ρύπανσης από τις εκπομπές των σταθμών ηλεκτροπαραγωγής και από τα συστήματα θέρμανσης που λειτουργούν τους χειμερινούς μήνες [51].

Ξηρές και υγρές ατμοσφαιρικές αποθέσεις στις αστικές επιφάνειες έχουν συχνά αυξημένες συγκεντρώσεις σε βαρέα μέταλλα λόγω των καυσαερίων που προέρχονται από ατμοηλεκτρικά εργοστάσια και βιομηχανίες, τα οποία μπορούν να μεταφέρονται με τον αέρα και τη βροχή σε μεγάλες αποστάσεις. Τη μεγαλύτερη συνεισφορά ωστόσο στη ρύπανση με βαρέα μέταλλα έχει ο κλάδος των μεταφορών λόγω του μεγάλου κυκλοφοριακού φόρτου στις πόλεις [178, 179, 180]. Κατά τη διάρκεια των ξηρών περιόδων τα βαρέα μέταλλα προσροφόνται στην σκόνη του δρόμου και στη συνέχεια μεταφέρονται ως ίζημα από τις απορροές ομβρίων, κάτι που έχει μακροπρόθεσμες επιπτώσεις στα υδάτινα οικοσυστήματα [181]. Οι επιπτώσεις αυτές μπορεί να είναι υποβάθμιση της ποιότητας του νερού και των ενδιαιτημάτων, καθώς και μείωση της βιοποικιλότητας [182] λόγω της κατάρρευσης των πληθυσμών των ψαριών, των δίθυρων, των ασπόνδυλων, των αμφίβιων και των φυτών στα αστικά αστικά ρέματα και τους ποταμούς [178, 182, 183, 184, 185, 186]. Σε σχετική έρευνα του Οργανισμού Προστασίας Περιβάλλοντος των Η.Π.Α (USEPA, 2013) βρέθηκε ότι το 55% του συνολικού μήκους των ποταμών και ρεμάτων που μελετήθηκαν στη χώρα είχαν υποβαθμιστεί οικολογικά και δεν μπορούσαν να υποστηρίξουν υγιείς βιοκοινότητες σε αντίθεση με τα πιο αδιατάρακτα τμήματά τους στις ίδιες οικοπεριοχές. Το εκτιμώμενο κόστος για τη διαχείριση των απορροών ομβρίων από τους αυτοκινητόδρομους κυμαίνεται από 2,9 έως 15,6 δισεκατομμύρια δολάρια ανά έτος που είναι το 1,6-8,3% των ετησίων δαπανών για τις μεταφορές στους αυτοκινητόδρομους των ΗΠΑ [187].

Παρότι η πρόσληψη ορισμένων βαρέων μετάλλων σε μικρές ποσότητες όπως ο σίδηρος, το κοβάλτιο και ο ψευδάργυρος είναι απαραίτητη για την υγεία του ανθρώπινου οργανισμού, ωστόσο δεν ισχύει το ίδιο για μέταλλα όπως το κάδμιο και ο υδράργυρος που είναι ιδιαίτερος τοξικά. Η τοξικότητα των μετάλλων εξαρτάται τόσο από τη συγκέντρωση, όσο και από το χρόνο έκθεσης. Η έκθεση στα μέταλλα γίνεται μέσω εισπνοής από την ατμόσφαιρα, μέσω της πρόσληψης από το πόσιμο νερό ή ακόμα και από την επαφή με το δέρμα. Σύμφωνα με το Διεθνή Οργανισμό Έρευνας για τον Καρκίνο (IARC), το αρσενικό, το εξασθενές χρώμιο, το κάδμιο, το νικέλιο και οι ενώσεις τους είναι αποδεδειγμένα καρκινογόνες. Το αρσενικό έχει συσχετιστεί με την εμφάνιση καρκίνου στην ουροδόχο κύστη, στο συκώτι και στους πνεύμονες, το εξασθενές χρώμιο με καρκίνο στους πνεύμονες και το νικέλιο και οι ενώσεις του με καρκίνο στη ρηνική κοιλότητα και στους πνεύμονες.

Παθογόνοι Μικροοργανισμοί

Συγκεντρώσεις παθογόνων μικροοργανισμών όπως βακτήρια, ιοί και πρωτόζωα μετρώνται συστηματικά στις αστικές απορροές ομβρίων, λόγω της εισροής επεξεργασμένων και ανεπεξεργαστων λυμάτων, λόγω υπερχειλίσεων και εκροών από τις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων και μέσω ελαττωματικών αποχετευτικών δικτύων [188, 189]. Μία άλλη πηγή ρύπανσης με παθογόνους μικροοργανισμούς είναι τα περιττώματα από οικόσιτα και αδέσποτα ζώα στις επιφάνειες της πόλης [190]. Στις δύο κατηγορίες περιττωματικής ρύπανσης έχει παρατηρηθεί μια μεγάλη ποικιλία παθογόνων μικροοργανισμών με διαφορετικές ωστόσο κατανομές στην κάθε μία, κάτι που αντικατοπτρίζεται και στις απορροές ομβρίων και μπορεί να χρησιμοποιηθεί για τον προσδιορισμό της προέλευσης της ρύπανσης. Από την πληθώρα των παθογόνων μικροοργανισμών κάποιοι από τους πιο διαδεδομένους χρησιμοποιούνται ως δείκτες για την περιττωματική ρύπανση και για την πιθανή παρουσία παθογόνων και στη βιβλιογραφία αναφέρονται ως FIB (Fecal Indicator Bacteria). Συνήθως επιλέγονται ως FIB οι μικροοργανισμοί *Escherichia coli* και *Enterococcus spp.* λόγω των αυξημένων συγκεντρώσεών τους στο παχύ έντερο των θερμόαιμων ζώων. Οι συγκεντρώσεις FIB και εντερικών παθογόνων που καταγράφονται στις απορροές ομβρίων και στους υδάτινους αποδέκτες είναι συνήθως υψηλές [189, 190, 191, 192] με τα περισσότερα δείγματα να υπερβαίνουν τις επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις για τα ύδατα κολύμβησης κατά μία ή παραπάνω τάξεις μεγέθους. Οι επιπτώσεις της μόλυνσης των κολυμβητικών υδάτων με λύματα έχει ερευνηθεί σε διάφορες επιδημιολογικές μελέτες [193, 194, 195] στις οποίες αναδείχτηκε ο υψηλός κίνδυνος γαστρεντερικών παθήσεων στους κολυμβητές. Ωστόσο, ελάχιστα δεδομένα υπάρχουν για την περιττωματική ρύπανση μικτής προέλευσης (από αστικά λύματα και περιττώματα ζώων) που συναντάται στις αστικές απορροές ομβρίων, η οποία μπορεί να εγκυμονεί διαφορετικούς κινδύνους για τη ανθρώπινη υγεία.

Οι υψηλές συγκεντρώσεις σε FIB και παθογόνους μικροοργανισμούς συχνά οφείλονται στην επαναίωση του ιζήματος, στο οποίο βρίσκονται παγιδευμένοι, κατά τη διάρκεια των πλημμυρικών γεγονότων [191, 192, 196, 197]. Η πυκνότητα δόμησης σε μια λεκάνη απορροής σχετίζεται άμεσα με τις συγκεντρώσεις σε *E.Coli*, οι οποίες στις πυκνοδομημένες περιοχές είναι κατά 30 με 50 φορές υψηλότερες σε σχέση με τις αραιοκατοικημένες [198]. Οι Paule-Mercado κ.ά. [199] μελέτησαν τη διακύμανση των συγκεντρώσεων FIB στα όμβρια λεκανών απορροής με διαφορετική χρήση γης (αγροτική, οικιστική, βιομηχανική, μικτής χρήσης γης), διαφορετική έκταση και ποσοστά κάλυψης με τεχνητές επιφάνειες. Στην αστική λεκάνη μετρήθηκαν οι υψηλότερες συγκεντρώσεις σε παθογόνους μικροοργανισμούς λόγω των απορροών από περιοχές εμπορικής χρήσης, λόγω των αδιαπέρατων επιφανειών, αλλά και των υπερχειλίσεων και διαφυγών του αποχετευτικού δικτύου. Οι ερευνητές παρατήρησαν αύξηση των συγκεντρώσεων FIB κατά την πλημμυρική παροχή και έπειτα σταδιακή μείωση κατά την εξέλιξη του φαινομένου. Σημαντικές διακυμάνσεις στις συγκεντρώσεις FIB δεν καταγράφηκαν μόνο κατά τη διάρκεια του εκάστοτε πλημμυρικού επεισοδίου, αλλά παρατηρήθηκε και μια εποχική διακύμανση, με τις απορροές στα τέλη της θερινής περιόδου να έχουν τις μέγιστες εποχικές συγκεντρώσεις.

Η χρήση των FIB μπορεί να είναι ευρύτατη, όμως παρουσιάζει αρκετά μειονεκτήματα, όπως είναι η μικρή συσχέτισή τους με παθογόνους, ειδικά πρωτόζωων και εντεροϊών [200, 201, 202, 203] και το ότι δεν προσφέρουν πληροφορίες για την προέλευση της ρύπανσης, δυσχεραίνοντας έτσι την εφαρμογή πρακτικών διαχείρισης. Γι'αυτό το λόγο χρησιμοποιούνται διάφορα εργαλεία ιχνηλάτησης μικροβιακών πηγών [204].

Φαρμακευτικές ουσίες

Η χρήση μιας πληθώρας από φαρμακευτικές ουσίες, όπως είναι τα αντιβιοτικά, τα αντιφλεγμονώδη, οι συνθετικές ορμόνες και οι στατίνες, έχει οδηγήσει στη βελτίωση της ποιότητας ζωής για εκατομμύρια ανθρώπους σε όλο τον κόσμο. Τα τελευταία χρόνια μάλιστα, παρατηρείται σημαντική αύξηση στην κατανάλωσή τους, με παράλληλη αύξηση των συγκεντρώσεων των ναρκωτικών ουσιών στα λύματα, τα οποία συνήθως εντάσσονται στην ίδια κατηγορία ρύπων [205-208]. Η ευρύτατη κατανάλωση των φαρμακευτικών ουσιών, η αδυναμία των καθιερωμένων πρακτικών επεξεργασίας να τις απομακρύνουν πλήρως από τα επεξεργασμένα λύματα και σε αρκετές περιπτώσεις η ανεπαρκής διαχείριση των φαρμακευτικών αποβλήτων έχουν ως αποτέλεσμα συγκεντρώσεις τους να καταγράφονται συστηματικά στα υπόγεια νερά, σε λίμνες, σε ποταμούς και σε παράκτια ύδατα [209-214]. Η κατανομή τους στη γεώσφαιρα [215-217] και τη βιόσφαιρα [218] είναι πλέον τόσο εκεταμένη που περιλαμβάνει και τα πιο απομακρυσμένα οικοσυστήματα του πλανήτη, όπως αυτά των πόλων. Χαρακτηριστικό παράδειγμα είναι το ότι στη Βόρεια Ανταρκτική έχουν βρεθεί διάφοροι ενδοκρινικοί διαταράκτες, μαζί με μικροβιακά και συνθετικά οιστρογόνα [219]. Οι φαρμακευτικές ουσίες παρότι δεν είναι ιδιαίτερα έμμοнос και φθείρονται από την έκθεση στις ατμοσφαιρικές συνθήκες, η συνεχής εισροή τους στα οικοσυστήματα από διάφορες πηγές, τους καθιστά ψευδο-έμμοнос. Γι' αυτούς τους λόγους οι φαρμακευτικές ουσίες, παρότι δεν έχουν ενταχθεί σως σήμερα σε κάποιο κανονιστικό πλαίσιο, θεωρούνται αναδυόμενοι ρύποι, οι οποίοι στη βιβλιογραφία αναφέρονται ως CECs (Contaminants of Emerging Concern).

Οι γνώσεις για τις βραχυπρόθεσμες επιπτώσεις των φαρμακευτικών ουσιών στη χλωρίδα και την πανίδα είναι περιορισμένες, ενώ ακόμα λιγότερες πληροφορίες είναι διαθέσιμες για τις μακροπρόθεσμες επιπτώσεις στους οργανισμούς. Παρότι έχουν δημοσιευτεί διάφορες επιστημονικές εργασίες για τις επιπτώσεις των φαρμακευτικών ουσιών στο φυσικό περιβάλλον, αυτές αφορούν μια μικρή ομάδα φαρμακευτικών ενώσεων. Ο αριθμός των διαφορετικών φαρμακευτικών προϊόντων καθιστά δύσκολη τη μελέτη των επιπτώσεων από τη διάθεσή τους στο περιβάλλον, ούτε τη δημιουργία ενός κανονιστικού πλαισίου. Στην Ευρωπαϊκή Ένωση έχουν καταχωρηθεί περισσότερα από 3000 φαρμακευτικά προϊόντα, με τον αριθμό τους να αυξάνεται συνεχώς [220]. Οι φαρμακευτικές ενώσεις δεν αποτελούν μία ομάδα ομογενών ενώσεων, όπως είναι για παράδειγμα οι πολυκυκλικοί αρωματικοί υδρογονάνθρακες (PAHs) γιατί δεν έχουν παρόμοιες φυσικές, χημικές και βιολογικές ιδιότητες, ούτε ίδια μοριακή δομή. Σύμφωνα με τους Rivera-Utrilla κ.ά. [221] οι φαρμακευτικοί ρύποι διαφοροποιούνται από τις υπόλοιπες κατηγορίες για τους παρακάτω λόγους:

- α) έχουν κατά κανόνα μοριακές μάζες μικρότερες από 500 Da,
- β) τα μόριά τους είναι χημικά πολύπλοκα με μεγάλη ποικιλία δομών, σχημάτων, μοριακών μαζών και λειτουργιών,
- γ) είναι πολικά μόρια με περισσότερες από μία ιονίσιμες ομάδες,
- δ) ο βαθμός ιονισμού τους εξαρτάται και από το pH του μέσου,
- ε) έχουν λιποφιλικές ιδιότητες και μερικά έχουν μέτρια διαλυτότητα στο νερό,
- ζ) είναι έμμονοι και συσσωρεύονται στη φύση και στους ζωντανούς οργανισμούς,
- η) τείνουν να απορροφώνται από τους ζωντανούς οργανισμούς στους οποίους γίνεται μεταβολική τροποποίηση της χημικής τους δομής.

Φαρμακευτικά ενεργές ενώσεις στα υδάτινα οικοσυστήματα έχουν καταγραφεί σε επιστημονικές εργασίες ήδη από τη δεκαετία του 80. Οι Beek κ.ά. [222] τις κατέταξαν στις παρακάτω 5 κατηγορίες, των οποίων τα τοπικά μοτίβα απεικονίζονται στο Σχήμα 18:

α) αντιβιοτικά (σουλφοναμίδες, τετρακυκλίνες, πενικιλίνες, β-λακτάμες, μακρολίδες, φλουοροκινολόνες, ιμιδαζόλες)

β) αναλγητικά (ιβουπροφαίνη, παρακεταμόλη, δικλοφενάκη)

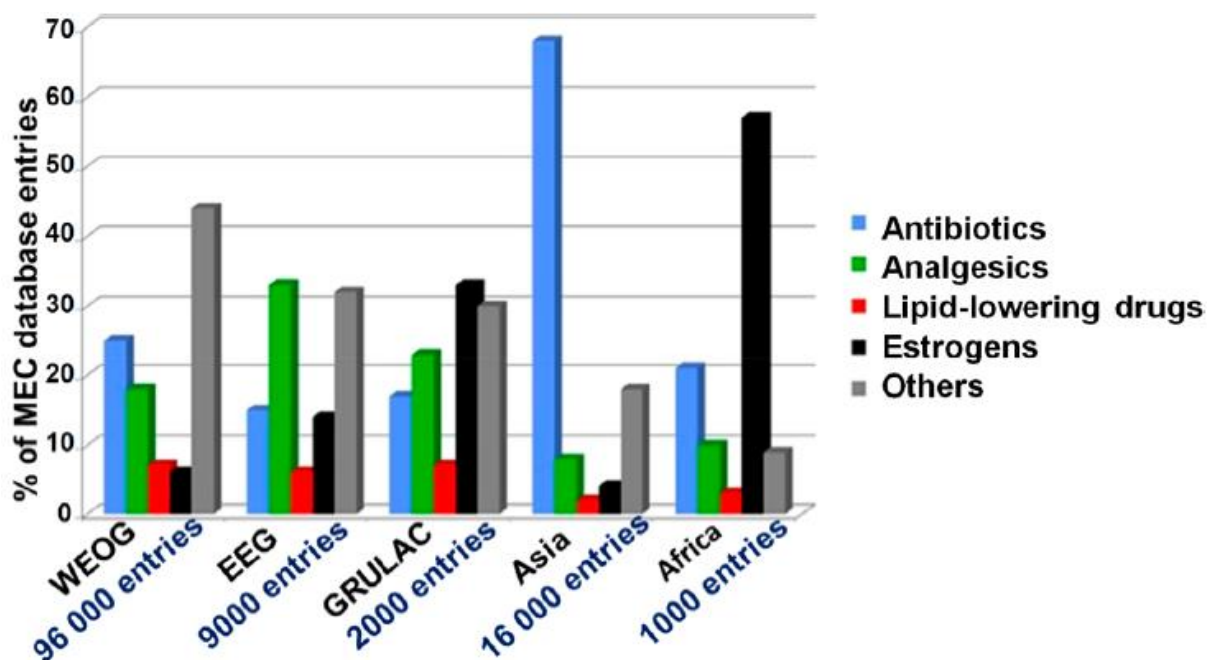
γ) αντιεπιληπτικά (καρβαμαζεπίνη)

δ) αντικαταθλιπτικά (βενζοδιαζεπίνες)

ε) λιποδιαλύτες (ίνες)

ζ) οιστρογόνα

θ) λοιπές ουσίες (βαρβιτουρικά, ναρκωτικά, αντισηπτικά κλπ.)



Σχήμα 18. Συγκεντρώσεις των κατηγοριών ρύπων στο υδάτινο περιβάλλον στις 5 περιοχές της Γης σύμφωνα με τον ΟΗΕ. WEOG = Δυτική Ευρώπη, EEG = Ανατολική Ευρώπη, GRULAC = Λατινική Αμερική/Καραϊβική και MEC = συγκεντρώσεις στο περιβάλλον (Beek κ.ά., 2016).

Διαλυμένα Στερεά

Συνήθως αναφέρονται στη βιβλιογραφία ως Ολικά Διαλυμένα Στερεά (Total Dissolved Solids-TDS) και χρησιμοποιούνται για την περιγραφή των ανόργανων και οργανικών ενώσεων στο νερό σε μοριακή, ιοντική ή κolloειδή μορφή. Τα TDS δεν είναι πρωτογενείς ρύποι, αποτελούν όμως ποιοτική παράμετρο για το γλυκό νερό, καθώς και ένδειξη για τη παρουσία μιας πληθώρας ρύπων σε αυτό. Στις αστικές απορροές ομβρίων τα TDS μπορεί να προέρχονται από υπερχειλίσεις των ΕΕΛ, τη χρήση ζιζανιοκτόνων, από τη χημική διάβρωση τεχνητών υλικών, από το αλάτι αποχιονισμού, από χημικά για τη λίπανση των χώρων αστικού πρασίνου και από κόπρανα οικόσιτων ή άγριων ζώων. Για τον προσδιορισμό των συγκεντρώσεων TDS χρησιμοποιούνται οι μέθοδοι της σταθμικής ανάλυσης για τη μέτρηση της μάζας του ιζήματος και της ηλεκτρικής αγωγιμότητας για τη μέτρηση των συγκεντρώσεων των διαλυμένων ιονισμένων στερεών στο δείγμα νερού [223].

4.2 Συγκεντρώσεις ρύπων σε όμβρια σε διάφορες περιπτώσεις μελέτης

Οι σημαντικές περιβαλλοντικές επιπτώσεις από τη διάθεση των ανεπεξέργαστων απορροών ομβρίων από αστικές περιοχές στους υδάτινους αποδέκτες, οδήγησε ήδη από τη δεκαετία του 70 (Η.Π.Α.) στην καταγραφή των ρυπαντικών συγκεντρώσεων σε αυτά. Με το Εθνικό Πρόγραμμα Απορροών Οβρίων Αστικών Περιοχών (Nationwide Urban Runoff Program-NURP) έγινε συστηματική καταγραφή των ρυπαντικών συγκεντρώσεων στις απορροές ομβρίων σε 81 περιοχές κυρίως σε αστικές λεκάνες των Η.Π.Α. μεταξύ 1978 και 1983 [224]. Η μελέτη κατέληξε στο ότι βαρέα μέταλλα, με κυριότερα το χαλκό, το μόλυβδο και το ψευδάργυρο είναι οι συνηθέστεροι ρύποι στα όμβρια των αστικών περιοχών. Οι συγκεντρώσεις των μετάλλων στα όμβρια στη θέση εκβολής του δικτύου, πριν αυτά αραιωθούν από το νερό των αποδεκτών, βρέθηκε ότι ξεπερνούν σε πολλές περιπτώσεις τις μέγιστες επιτρεπόμενες συγκεντρώσεις για το πόσιμο νερό. Επίσης, η μελέτη του NURP κατέληξε στο ότι οι οργανικοί ρύποι συναντώνται σε μικρότερες συγκεντρώσεις και συχνότητα σε σχέση με τα μέταλλα. Επιπλέον, μετρήθηκαν υψηλές συγκεντρώσεις κολοβακτηριδίων, καθώς και η παρουσία θρεπτικών σε συγκεντρώσεις ωστόσο όχι ιδιαίτερα υψηλές. Ρύποι που για την αποικοδόμησή τους απαιτείται κατανάλωση οξυγόνου βρέθηκαν σε συγκεντρώσεις παρόμοιες με αυτές των εκροών των Ε.Ε.Λ., σε αντίθεση με τις συγκεντρώσεις αιωρούμενων στερεών που βρέθηκαν υψηλότερες κάτι στο οποίο εν μέρει οφείλεται η αυξημένη τους επικινδυνότητα, λόγω της προσρόφησης ρύπων στα αιωρούμενα στερεά. Σύμφωνα με τη NURP οι μέσες ρυπαντικές συγκεντρώσεις ορίζονται ως η συνολική ρυπαντική μάζα που εκβάλλει στους υδάτινους αποδέκτες προς την αθροιστική παροχή των ομβρίων και παρουσιάζονται μαζί με το εύρος των στιγμιαίων ρυπαντικών συγκεντρώσεων στον Πίνακα 7.

Πίνακας 7. Ρυπαντικές συγκεντρώσεις στα όμβρια (μέσες τιμές και εύρος στιγμιαίων τιμών) με βάση τα δεδομένα του προγράμματος NURP στις Η.Π.Α. (Radulescu κ.ά., 2018).

Ποιοτική Παράμετρος	EMC	Εύρος στιγμιαίων συγκεντρώσεων
BOS ₅	34 µg/l	1-700 mg/l
TOC	-	1-150 mg/l
COD	65 mg/l	5-3100 mg/l
SS	-	2-11300 mg/l
TKN	1.5 mg/l	0.01-4.5 mg/l
NH ₃ N	-	0.1-2.5 mg/l
NO ₃ N	0.68 mg/l	0.01-1.5 mg/l
SP	0.12 mg/l	0.1-10 mg/l
TP	0.33 mg/l	0.1-125 mg/l
Έλαια	-	0-110 mg/l
Pb	-	0-1.9 mg/l
Ολικά Κολοβακτηριοειδή	-	200-150x10 ⁶ /100 ml
Χλωριόντα	-	2-25000 mg/l

Για την εύκολη πρόσβαση των ερευνητών σε δεδομένα σχετικά με τις απορροές ομβρίων δημιουργήθηκε από την Υπηρεσία Προστασίας του Περιβάλλοντος των Η.Π.Α. (U.S. Environmental Protection Agency - USEPA) η Εθνική Βάση Δεδομένων για τα Όμβρια (National Stormwater Quality Database- NSQD). Περιλαμβάνει τα αποτελέσματα παρακολούθησης της ποιότητας των ομβρίων σε οικισμούς με χωριστικό δίκτυο, το Εθνικό Πρόγραμμα Απορροών Ομβρίων Αστικών Περιοχών (NURP), μέρος της Διεθνούς Βάσης Δεδομένων για τα Όμβρια, καθώς και μελέτες που έχουν προστεθεί από το 2001 και έπειτα. Ενδιαφέρον παρουσιάζει το ότι οι διαφορές ανάμεσα στα δεδομένα των NURP και NSDQ βρίσκονται στο κανονικό εύρος διακύμανσης για την ποιότητα των ομβρίων, με χαμηλότερες σε γενικές γραμμές συγκεντρώσεις στις πιο πρόσφατες με σημαντικότερη διαφορά τις συγκεντρώσεις μολύβδου που μειώθηκαν κατά 4 τάξεις μεγέθους. Η μείωση αυτή οφείλεται στην απαγόρευση της χρήσης του μολύβδου ως πρόσμικτο της βενζίνης. Πιο πρόσφατες μελέτες εστιάζουν στη διερεύνηση της συνεισφοράς συγκεκριμένων ρύπων στη διάχυτη αστική ρύπανση με σκοπό την εκπόνηση και εφαρμογή προγραμμάτων ποιοτικής διαχείρισης των ομβρίων και μερικές από αυτές παρουσιάζονται παρακάτω.

Οι Choe κ.ά. [108] κατέγραψαν τις ρυπαντικές συγκεντρώσεις σε απορροές ομβρίων από ασφαλικές επιφάνειες στην πόλη Chongju της Κορέας. Σε αυτή την εργασία η περιοχή μελέτης χωρίστηκε σε 2 ζώνες ανάλογα με την κύρια χρήση γης (οικιστική και βιομηχανική), οι οποίες στη συνέχεια χωρίστηκαν σε 3 επιμέρους κατηγορίες η καθεμία ανάλογα με τον τύπο της κατοικίας ή της βιομηχανίας (Πίνακας 8). Η διακριτοποίηση της περιοχής μελέτης έγινε για τον προσδιορισμό της συνεισφοράς των δραστηριοτήτων που λαμβάνουν χώρα σε αυτές σε συγκεντρώσεις διαφόρων ρύπων στα όμβρια όπως BOD₅, COD, SS, NO₃-N, TKN, PO₄-P, TP και των βαρέων μετάλλων Cr, Pb, Cu, Fe που παρουσιάζονται στον Πίνακα 9. Ο προσδιορισμός της συνεισφοράς των επιμέρους περιοχών στη διάχυτη ρύπανση έγινε με τη χρήση της Σχέσης 14 που εκτιμά τον ετήσιο ρυθμό τροφοδοσίας ρύπων ανά περιοχή:

$$L=1/100 \times C_v \times AR \times EMC \quad (14)$$

όπου, L: ο ρυθμός τροφοδοσίας ρύπων (kg/ha/yr),

C_v: ο συντελεστής απορροής,

AR: το μέσο ετήσιο ύψος βροχής (mm/yr) και

EMC : η μέση συγκέντρωση του πλημμυρικού γεγονότος (σε mg/l).

Ένας άλλος στόχος της εργασίας αυτής [108] ήταν η συσχέτιση της συγκέντρωσης αιωρούμενων στερεών με τις συγκεντρώσεις διαφορετικών ρύπων, κάτι που έχει μεγάλη σημασία λόγω του ότι η καθίζηση είναι η βασικότερη διεργασία για την επεξεργασία των απορροών ομβρίων. Προέκυψε ότι η συσχέτιση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων με τα αιωρούμενα στερεά είναι κατά φθίνουσα σειρά Fe>COD>Pb>TP>Cu. Η υψηλή συσχέτιση των μετάλλων με τα αιωρούμενα στερεά οφείλεται στο ότι αυτά συνήθως δεσμεύονται από τους εδαφικούς κόκκους μέσω διεργασιών προσρόφησης. Γι' αυτό οι μέθοδοι επεξεργασίας ομβρίων που αποσκοπούν στην απομάκρυνση αιωρούμενων στερεών είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικές για την απομάκρυνσή τους. Οι μέσες συγκεντρώσεις των COD, SS, TKN και TP υπολογίστηκαν 313 mg/l, 279 mg/l, 8.45 mg/l και 1.98 mg/l αντίστοιχα στην οικιστική ζώνη και 80 mg/l, 106 mg/l, 5.07 mg/l και 1.93 mg/l αντίστοιχα στη βιομηχανική ζώνη. Η μέγιστη μέση συγκέντρωση SS επεισοδίου βρόχης (EMC) καταγράφηκε στην οικιστική ζώνη με 145.8 mg/l, ενώ η ελάχιστη στη βιομηχανική με 88.3 mg/l. Η συνεισφορά της οικιστικής ζώνης στη διάχυτη αστική ρύπανση ήταν συστηματικά μεγαλύτερη για όλους τους ρύπους.

Στην εργασία των Kayahan M. και Stenstrom M.K. [88] μετρήθηκαν ρυπαντικές συγκεντρώσεις σε απορροές ομβρίων σε 3 περιοχές αυτοκινητοδρόμων στην πόλη του Los Angeles στην πολιτεία της Καλιφόρνια των Η.Π.Α.. Καταγράφηκαν τόσο οι στιγμιαίες τιμές των ρυπαντικών συγκεντρώσεων με τη συλλογή δειγμάτων χειρωνακτικά, όσο και οι μέσες τιμές κάθε επεισοδίου βροχής (EMC) που προέκυψαν από αυτόματους καταγραφείς που εγκαταστάθηκαν σε εσχάρες του δικτύου ομβρίων. Τα αποτελέσματα των μετρήσεων παρουσιάζονται στον Πίνακα 10 και τον Πίνακα 11 από τους οποίους προκύπτει ότι η συγκέντρωση των TSS (mg/l) που είναι και η πιο χαρακτηριστική παράμετρος για μια πληθώρα ρύπων και κυμαίνεται μεταξύ 2.5 και 1534.7 για τις στιγμιαίες ρυπαντικές συγκεντρώσεις και μεταξύ 8.8 και 466.4 για τις μέσες συγκεντρώσεις ανά επεισόδιο (EMC).

Οι Barco κ.ά. [97] μελέτησαν την ποιότητα των απορροών ομβρίων στην αστική λεκάνη Cascina Scala της βόρειας Ιταλίας, έκτασης 12.7 εκταρίων, η οποία παροχετεύεται από παντοροϊκό δίκτυο. Συνολικά συλλέχθηκαν 281 δείγματα από 23 επεισόδια βροχής στα οποία μετρήθηκαν οι συγκεντρώσεις BOD, COD, SS, καθιζήσιμων στερεών, TP, TN, NH₃-N, μολύβδου, ψευδαργύρου, ηλεκτρικής αγωγιμότητας και υδρογονανθράκων. Η συλλογή δεδομένων έγινε από τον Ιούνιο του 2000 ως τον Οκτώβρη του 2003 και τα ύψη βροχής που καταγράφηκαν κυμαίνονται από 2 έως 39.9 mm, ενώ η διάρκεια των επεισοδίων βροχής κυμάνθηκε από 11 έως 1133 min και η προηγούμενη ξηρή περίοδος από 1 έως 30 ημέρες. Κάποιες αντιπροσωπευτικές καταιγίδες επιλέχθηκαν για αναλύσεις του φαινομένου της αρχικής απορροής των οποίων η συνολική μάζα ρύπων, οι μέσες οι ρυπαντικές του γεγονότος και οι MFF₂₀ παρουσιάζονται στον Πίνακα 12, στον οποίο διακρίνεται η μέγιστη μέση συγκέντρωση SS ανά επεισόδιο βροχής 1428mg/l και η ελάχιστη 242 mg/l.

Στην εργασία των Andres-Domenech κ.ά. [104] οι μέσες ρυπαντικές συγκεντρώσεις των επεισοδίων βροχής (EMC), που υπολογίστηκαν με ολοκλήρωση του υδρογραφήματος και του ρυπογραφήματος, ήταν εξίσου αυξημένες. Για παράδειγμα, η μέση τιμή TSS υπολογίστηκε 98 mg/l, συγκέντρωση που υπερβαίνει σημαντικά τη μέγιστη επιτρεπόμενη στα επεξεργασμένα λύματα που είναι 35 mg/l κατά την Ευρωπαϊκή Οδηγία 91/271/ECC. Η οργανική ύλη σε όρους COD έχει παρόμοια χαρακτηριστικά με τη μέση τιμή συγκεντρώσεων τα 124 mg/l με όριο εκροής στις εγκαταστάσεις επεξεργασίας λυμάτων τα 125 mg/l, του οποίου παρατηρήθηκε υπέρβαση στο 35% των καταγεγραμμένων επεισοδίων. Τα ρυπαντικά φορτία θεωρήθηκε ότι προέρχονται κατά κύριο λόγο από το κλάδο των μεταφορών, ενώ μικρή συνεισφορά οργανικής ύλης και θρεπτικών θα είχε και η επιφάνεια με γρασίδι στο κέντρο του κυκλικού ισόπεδου κόμβου, καθώς και τα δέντρα στις παρακείμενες περιοχές. Σημαντικό στοιχείο για τους οργανικούς ρύπους στα όμβρια είναι η βιοδιασπασιμότητά τους, για την περιγραφή της οποίας χρησιμοποιείται ο λόγος BOD₅ και COD. Στη συγκεκριμένη μελέτη υπολογίστηκε λόγος BOD₅/COD ίσος με 0.2, κάτι που χαρακτηρίζει οργανικούς ρύπους που κατά κύριο λόγο δεν είναι εύκολα βιοδιασπάσιμοι, ενώ ο ρυθμός διάσπασής τους βρέθηκε ότι ήταν αρκετά αργός (0.1 d⁻¹), τιμές που επαληθεύουν τα αποτελέσματα προηγούμενων ερευνών [225].

Οι μέσες τιμές των συγκεντρώσεων θρεπτικών ικανοποιούν τις απαιτήσεις για απορροές που παροχετεύονται σε ευπαθείς υδάτινους αποδέκτες κατά την Ευρωπαϊκή Οδηγία (91/271/ECC). Ωστόσο, δεν συμβαίνει το ίδιο και για τις συγκεντρώσεις μετάλλων, όπως Cu, Ni, Pb και Zn που ήταν ιδιαίτερα υψηλές. Πιο συγκεκριμένα, οι μέσες συγκεντρώσεις (EMC) των Cu, Ni και Pb, βρέθηκε ότι υπερβαίνουν κατά πολύ τα κριτήρια ποιότητας με βάση την Ευρωπαϊκή Οδηγία 2008/105/CE για τα εσωτερικά επιφανειακά ύδατα. Ο Pb ιδιαίτερα βρέθηκε ότι έχει ιδιαίτερα υψηλές συγκεντρώσεις, των οποίων η μέση τιμή είναι 0.62 mg/l.

Οι συγκεντρώσεις των ρύπων στους υδάτινους αποδέκτες εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τη διαλυτότητά τους, αλλά σε κάθε περίπτωση οι επιπτώσεις από τη διάθεσή τους στα οικοσυστήματα των υδάτινων αποδεκτών αναμένεται να είναι δυσμενείς. Στο Σχήμα 19 παρουσιάζονται συγκεντρώσεις TSS που καταγράφηκαν σε απορροές ομβρίων με μορφή ρυπογραφήματος (μέγιστη συγκέντρωση 1600 mg/l), μαζί με το αντίστοιχο υετογράφημα και υδρογράφημα. Οι επιπτώσεις από τη διάθεση των ανεπεξέργαστων ομβρίων στους υδάτινους αποδέκτες αναμένεται να είναι δυσμενής, καθώς οι συγκεντρώσεις σε TSS υπερβαίνουν κατά πολύ το αποδεκτό από τις δημοτικές αρχές όριο των 1000 mg/l.

Οι συγκεντρώσεις όλων των ρύπων στις απορροές ομβρίων που μετρήθηκαν ήταν σημαντικές και γραμμικά συσχετισμένες με τα TSS με συντελεστές συσχέτισης 0.64 για το COD, 0.35 για το BOD₅, 0.94 για τα VSS, 0.30 για τα TN, 0.87 για τον TP, 0.76 για τον Cu, 0.82 για το Ni, 0.91 για τον Pb και 0.40 για τον Zn. Μια εκτίμηση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων που σχετίζονται με τα αιωρούμενα στερεά μπορεί να γίνει από την κλίση της γραμμικής συσχέτισης. Τα αποτελέσματα έδειξαν ότι τα ιζήματα, που καταλήγουν στους υδάτινους αποδέκτες περιέχουν υψηλές συγκεντρώσεις οργανικής ύλης (41.6 g COD/100 g TSS ή 22.1 g VSS/100 g TSS), θρεπτικών (6.8 g N/kg και 1.7 g P/kg) και μετάλλων (0.3 g/kg για τον Zn, 1.7 g/kg για τον Cu, 2.1 g/kg για το Ni και 3.6 g/kg για τον Pb). Οι συγκεντρώσεις των μετάλλων, με εξαίρεση αυτή η του Zn, είναι ιδιαίτερα αυξημένες και υπερβαίνουν κατά πολύ τις οδηγίες ποιοτικής διαχείρισης του ιζήματος που χρησιμοποιούνται για την αξιολόγηση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων σε αυτά [226]. Οι υψηλές συγκεντρώσεις μετάλλων στα ιζήματα συνηγορούν στο ότι αυτά που έχει αποθεθεί και συσσωρευτεί στο δίκτυο ομβρίων λόγω χαμηλών ταχυτήτων ροής θα πρέπει να θεωρούνται επικίνδυνα απόβλητα και να έχει την αντίστοιχη διαχείριση και να μην χρησιμοποιούνται σε γεωργικές εφαρμογές σύμφωνα με την Ευρωπαϊκή Οδηγία 86/278/EEC.

Σε άλλες επιστημονικές εργασίες έγινε διερεύνηση άλλων κατηγοριών ρύπων στα όμβρια, όπως έγινε στην περίπτωση των Jiang κ.ά. [227] που διερεύνησαν τις συγκεντρώσεις εντομοκτόνων και πιο συγκεκριμένα πυρεθροειδών σε αστικές απορροές από επιφάνειες σκυροδέματος από πραγματικά και τεχνητά επεισοδία βροχής (προσομοιώσεις βροχοπτώσεων). Τα πυρεθροειδή είναι συνθετικά εντομοκτόνα με βάση το πύρεθρο και συνήθως περιέχουν τις δραστικές ουσίες περμεθρίνη (permethrin) και βιφενθρίνη (bifenthrin). Στα αστικά ρέματα και στις εκβολές τους καταγράφονται συστηματικά συγκεντρώσεις των ουσιών αυτών που υπερβαίνουν τα μέγιστα επίπεδα τοξικότητας για τη διαβίωση διαφόρων ασπόνδυλων οργανισμών [228, 229, 230, 231, 232, 233]. Τα πυρεθροειδή εμπεριέχονται σε μια πληθώρα εμπορικών εντομοκτόνων, των οποίων τα υπολείματα αποτίθενται και συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες [234].

Κατασκευάστηκαν πλάκες σκυροδέματος διαστάσεων 60x40x9 cm (LxWxH), οι οποίες στη συνέχεια τοποθετήθηκαν ούτως ώστε να έχουν μια ήπια διαμήκη κλίση (2.7 ± 0.5 μοιρών). Στο χαμηλότερο άκρο της κάθε πλάκας διαμορφώθηκε μια εγκάρσια οδόντωση σχήματος V, η οποία παροχετεύει τις απορροές μέσω ενός ορειχάλκινου σωλήνα σε ένα γυάλινο δοχείο. Οι επιφάνειες ψεκάστηκαν με το διάλυμα εντομοκτόνου σύμφωνα με τη συνιστώμενη μεθοδολογία. Μετά την εφαρμογή εκτέθηκαν σε θερμές και ξηρές καιρικές συνθήκες, με μέση ημερήσια θερμοκρασία 19,4 °C και με μέγιστη ημερήσια θερμοκρασία που ξεπερνα τους 30 °C στις 22 από τις 89 ημέρες. Οι προσομοιώσεις διήρκεσαν 89 ημέρες κατά τη διάρκεια των οποίων δεν καταγράφηκε κανένα επεισόδιο βροχής. Ο όγκος των ομβρίων που συλλέχτηκε ήταν το $56.9 \pm 8.3\%$ του όγκου με το οποίο οι πλάκες διαβρέχτηκαν.

Από την ανάλυση των δειγμάτων προέκυψαν συγκεντρώσεις βιφενθρίνης 81,9±46.0 µg/L και περμεθρίνης 5143±2604 µg/L και 5518±2896 µg/L για την cis και trans περμεθρίνη αντίστοιχα. Μετά από 20 ημέρες έκθεσης στις ατμοσφαιρικές συνθήκες, οι συγκεντρώσεις πυρεθροειδών στις απορροές ήταν χαμηλότερες σε σχέση με την πρώτη ημέρα τουλάχιστον κατά μία τάξη μεγέθους (Πίνακας 13). Στις απορροές παρατηρήθηκε επίσης ότι τα υπολείμματα εντομοκτόνων παρέμειναν στις επιφάνειες σκυροδέματος ακόμα και 112 ημέρες μετά την εφαρμογή, σε συνθήκες ηλιοφάνειας και ξηρασίας.

Στον Πίνακα 14 παρουσιάζονται οι ρυπαντικές συγκεντρώσεις ομβρίων σε διάφορες περιπτώσεις μελέτης [88, 97, 108, 235, 236, 237, 238, 239) που εξετάστηκαν στο πλαίσιο της μεταπτυχιακής διπλωματικής εργασίας.

Πίνακας 8. Η έκταση των επιφανειών της λεκάνης απορροής (Choe κ.ά, 2018).

Χρήση γης	Τύπος	Κατηγορία χρήσης /τύπος βιομηχανίας	Επιφάνεια υπολεκάνης (m ²)	Συντελεστής απορροής
Οικιστική	Πολ	Πολυκατοικία	48070	0.6
	Μον	Μονοκατοικία	32500	
	Κατ	Κατάστημα	7410	
Βιομηχανική	Μετ	Μεταλλουργείο	44200	0.6
	Τροφ	Βιομηχανία τροφίμων	59400	
	Κλωστ	Κλωστοϋφαντουργείο	42400	

Πίνακας 9. Οι μέσες συγκεντρώσεις ρύπων που καταγράφηκαν (mg/l) (Choe κ.ά., 2018).

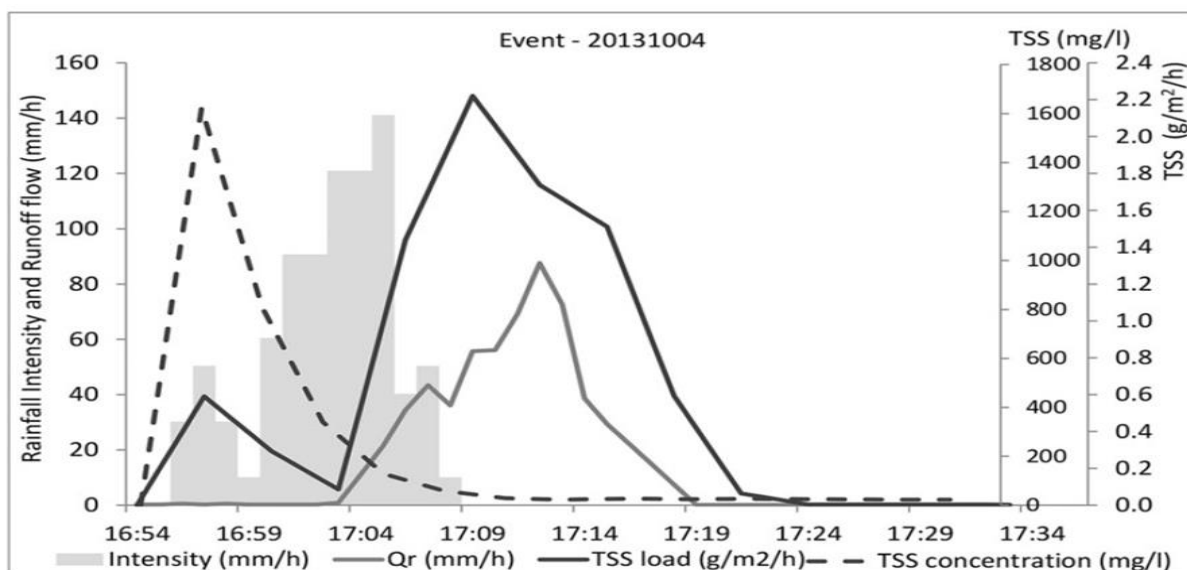
Χρήση γης		BOD	COD	SS	TKN	TP	Cr	Cu	Pb	Fe
Οικιστική	Πολ	76.2	211.2	145.8	4.46	1.21	0.051	0.077	0.426	3.910
	Μον	125.3	226.0	414.1	6.81	2.85	0.04r4	0.099	0.189	5.930
	Κατ	168.8	501.4	276.1	14.08	1.88	0.028	0.060	0.102	6.020
	Μ.Τ.	123.4	312.9	278.7	8.45	1.98	0.041	0.079	0.239	5.286
Βιομηχανική	Μετ	58.8	118.4	88.3	4.40	2.60	0.067	0.044	0.157	3.473
	Τροφ	34.2	71.7	90.7	3.60	1.30	0.080	0.045	0.085	3.903
	Κλωστ	36.1	50.0	139.8	7.20	1.90	0.054	0.020	0.079	3.900
	Μ.Τ.	43.0	80.0	106.3	5.07	1.93	0.067	0.036	0.107	3.759
Σύνολο	Μ.Τ.	83.2	196.5	192.5	6.76	1.96	0.054	0.058	0.173	4.523

Πίνακας 10. Συγκεντρώσεις στα δείγματα που συλλέχθηκαν χειρωνακτικά (Kayahan, 2005).

Θέση Δειγματοληψίας	Ρύπος	Μονάδες	Αριθμός Δειγμ.	μ	Σ	Ελάχιστη Τιμή	Μέγιστη Τιμή
7-201	TSS	mg/l	236	31.8	33.1	2.5	188.8
	COD	mg/l	236	198.7	292.7	15.19	2714.3
	DOC	mg/l	236	41.9	56.04	3.39	614.5
	O&G	mg/l	235	11.4	9.70	1.28	73.0
	Cu-d	μg/l	211	50	55	5	570
	Pb-d	μg/l	211	3	2	1	15
	Zn-d	μg/l	211	265	555	6	6489
	Cu-t	μg/l	211	67	62	10	615
	Pb-t	μg/l	211	13	10	1	69
	Zn-t	μg/l	211	341	577	36	6765
7-202	TSS	mg/l	282	102.5	136.0	4.5	1534.7
	COD	mg/l	282	347.6	702.8	7.3	8470.6
	DOC	mg/l	282	80.2	169.3	2.05	1735.8
	O&G	mg/l	268	20.5	25.6	0.7	127.9
	Cu-d	μg/l	268	103	158	1	882
	Pb-d	μg/l	268	5	7	1	57
	Zn-d	μg/l	268	596	1166	3	9920
	Cu-t	μg/l	268	139	177	9	1059
	Pb-t	μg/l	268	35	36	5	271
	Zn-t	μg/l	268	714	1222	35	10830
7-203	TSS	mg/l	283	64.3	82.7	6.3	802.3
	COD	mg/l	283	280.9	526	7.59	4000
	DOC	mg/l	283	77.6	189.4	0.94	1328.1
	O&G	mg/l	280	16.4	21.6	0.57	138.3
	Cu-d	μg/l	258	63	106	2	780
	Pb-d	μg/l	258	5	7	1	53
	Zn-d	μg/l	258	311	527	26	3983
	Cu-t	μg/l	258	78	112	8	809
	Pb-t	μg/l	258	26	17	4	114
	Zn-t	μg/l	258	369	546	39	4055

Πίνακας 11. Συγκεντρώσεις ρύπων στα δείγματα από τους αυτόματους μετρητές (Kayahan και Stenstrom, 2005).

Θέση Δειγματοληψίας	Ρύπος	Μονάδα Μέτρησης	Αριθμός Δείγματος	Μέση Τιμή	Τυπική Απόκλιση	Ελάχιστη Τιμή	Μέγιστη Τιμή
7-201	TSS	mg/l	23	29.8	19.6	8.8	86.3
	COD	mg/l	23	159.5	181.5	31.7	819.7
	DOC	mg/l	23	36.5	28.9	7.6	125.1
	O&G	mg/l	23	9.8	7.0	1.9	33.9
	Cu-d	μg/l	21	46.3	36.4	12.6	131.5
	Pb-d	μg/l	21	2.6	2.0	0.5	6.5
	Zn-d	μg/l	21	217.3	155.5	47.7	660.6
	Cu-t	μg/l	21	64.2	42.0	19.6	173.6
	Pb-t	μg/l	21	28.8	63.5	4.6	239.1
	Zn-t	μg/l	21	285.2	177.9	83.4	727.0
7-202	TSS	mg/l	27	101.7	92.4	38.5	466.4
	COD	mg/l	27	341.5	500.7	31.1	2282.8
	DOC	mg/l	27	95.8	183.0	5.4	848.8
	O&G	mg/l	27	19.6	20.3	1.5	80.2
	Cu-d	μg/l	26	108.8	162.6	8.3	735.3
	Pb-d	μg/l	26	6.7	10.2	1.2	43.5
	Zn-d	μg/l	26	755.7	1746.9	47.6	8150.0
	Cu-t	μg/l	26	152.6	194.8	26.9	920.8
	Pb-t	μg/l	26	38.4	32.8	16.7	151.6
	Zn-t	Mg/l	26	893.7	1879.8	114.3	8881.3
7-203	TSS	mg/l	23	66.3	24.9	25.2	112.8
	COD	mg/l	23	243.5	342.9	19.3	1304.8
	DOC	mg/l	23	66.1	109.4	2.9	400.0
	O&G	mg/l	23	12.2	11.4	1.5	41.8
	Cu-d	μg/l	21	42.2	47.4	5.3	193.9
	Pb-d	μg/l	21	5.1	3.4	0.5	12.6
	Zn-d	μg/l	21	259.7	359.2	42.4	1689.2
	Cu-t	μg/l	21	61.5	49.8	16.2	211.5
	Pb-t	μg/l	21	31.2	9.8	21.1	51.4
	Zn-t	μg/l	21	326.0	361.0	87.4	1747.9



Σχήμα 19. Υετογράφημα, υδρογράφημα και ρυπογράφημα μιας χαρακτηριστικής καταιγίδας σε μεσογειακά κλίματα (Andres-Domenech, 2017).

Πίνακας 12. Η συνολική μάζα ρύπων και οι αντίστοιχες μέσες συγκεντρώσεις στα 8 επιλεγμένα επεισόδια βροχής (Barco κ.ά., 2008).

Α/Α	Ημερομηνία	Συνολική Μάζα (kg)			Μέση Συγκέντρωση (mg/L)		
		SS	BOD	COD	SS	BOD	COD
5	23/06/00	311	142	307	393	180	387
7	08/07/00	352	83	282	1428	336	1143
8	10/07/00	187	41	121	383	84	248
13	10/04/01	200	117	261	417	243	544
14	20/04/01	367	197	423	384	207	443
17	11/04/03	264	109	257	257	106	250
19	24/07/03	247	98	242	486	192	475
20	31/07/03	248	129	266	242	126	259

Πίνακας 13. Η επίδραση των βροχοπτώσεων στην απορροή πυρεθροειδών (Jiang κ.ά., 2012).

Ημέρες μετά τη βροχόπτωση	Ποσοστιαίες απώλειες της αθροιστικής απορροής		
	Bifenthrin	cis-Permethrin	trans-Permethrin
1	83.29±5.75	93.10±2.94	90.10±2.94
7	12.08±3.88	4.81±2.11	6.29±2.54
20	2.32±0.75	1.25±0.51	1.80±0.67
47	1.43±1.10	0.53±0.32	0.71±0.46
89	0.88±0.46	0.30±0.18	0.44±0.24

Πίνακας 14. Οι συγκεντρώσεις ρύπων στις απορροές ομβρίων σε διάφορες περιπτώσεις μελέτης.

Επιστημονική εργασία	Περιοχή μελέτης	Μέγιστη στιγμιαία συγκέντρωση (mg/l)				Μέγιστη μέση συγκέντρωση (mg/l)			
		TSS	COD	N	TP	TSS	COD	N	TP
Kayahan και Stenstrom, 2005	Los Angeles	1534.7	8470.6	-	-	466.4	2282.8	-	-
Choe κ.ά., 2018	Πόλη Chongju, Κορέα	-	-	-	-	414.1	501.4	14.08 ⁽¹⁾	2.85
Barco κ.ά., 2018	Cascina Scala, Βόρεια Ιταλία	-	-	-	-	1428	1143	-	-
Tiefenthaler κ.ά., 1998	Orange County, California	-	-	-	-	2936.7	-	-	-
Yufen κ.ά., 2008	RCEES Campus Πεκίνο, Κίνα	4476.5	1315.31	42.93 ⁽¹⁾	3.41	567.17	-	-	-
Han κ.ά., 2006	Los Angeles	-	-	-	-	466	-	-	-
Christian κ.ά., 2020	Knoxville, Η.Π.Α.	-	-	-	-	783	-	4.77 ⁽³⁾	-
Liu κ.ά., 2019	Shenzhen, Κίνα	-	-	-	-	300.64	81.54	1.33 ⁽²⁾	0.53
Radulescu κ.ά., 2018	Βουκουρέστι, Ρουμανία	-	-	-	-	58	147.4	2.39 ⁽²⁾ 2.47 ⁽³⁾	1.75
Drapper κ.ά., 2022	Αυστραλία	1710	-	8.2 ⁽¹⁾	3.9	-	-	-	-

⁽¹⁾: Συγκέντρωση ολικού αζώτου TKN

⁽²⁾: Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου (NH₃₋₄⁺)

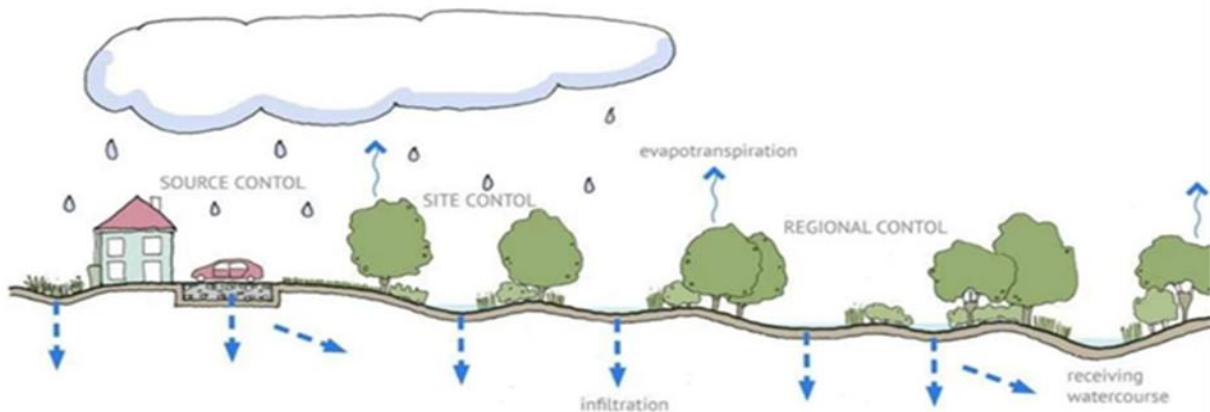
⁽³⁾: Συγκέντρωση νιτρικού αζώτου (NO₃⁻)

Κεφάλαιο 5: Τα Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS)

Η κατάταξη των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS) μπορεί να γίνει με διάφορα κριτήρια, ένα από τα οποία είναι η θέση εγκατάστασής τους στη λεκάνη απορροής. Με βάση αυτό διακρίνονται στα SuDS που αποσκοπούν στη διαχείριση των ομβρίων (Σχήμα 20):

- α) στην πηγή (SOURCE CONTROL),
- β) σε επίπεδο γειτονιάς (SITE CONTROL) και
- γ) σε επίπεδο περιοχής ή πόλης (REGIONAL CONTROL).

Στις κατηγορίες αυτές μπορεί να προστεθεί και αυτή της πρόληψης, η οποία ωστόσο δεν υλοποιείται με την εγκατάσταση Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS), αλλά με την υιοθέτηση από τους πολίτες των κατάλληλων πρακτικών για τη μείωση της εκλυόμενης ρύπανσης και με την αποτροπή της περαιτέρω αστικοποίησης της λεκάνης απορροής με την επακόλουθη κάλυψη μέρους της με τεχνητές αδιαπέρατες επιφάνειες.




Σχήμα 20. Η διαχείριση των ομβρίων με βάση τη θέση επεξεργασίας τους μέσα στην αστική λεκάνη. Επεξεργασία στην πηγή, στη γειτονιά και σε επίπεδο περιοχής ([www. susdrain.org](http://www.susdrain.org)).

5.1 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων στην πηγή

Τα SuDS που ανήκουν σε αυτή την κατηγορία είναι τα πλέον αποκεντρωμένα συστήματα και εγκαθίστανται σε κατοικίες και αυλές για την επί τόπου κατακράτηση, εκτροπή και επεξεργασία του νερού της βροχής πριν το σχηματισμό των αστικών απορροών ομβρίων. Τέτοια συστήματα είναι οι πράσινες στέγες, οι οποίες διακρίνονται σε εκτατικές με μικρό πάχος πορώδους στρώσης που συνήθως εκτείνονται σε μεγάλη επιφάνεια και στις εντατικές που έχουν μεγάλο πάχος εδαφικής στρώσης και κατά κανόνα μικρότερη έκταση. Στα SuDS που εγκαθίστανται στις στέγες κτηρίων συμπεριλαμβάνονται και οι μη-φυτεμένες στέγες που καλύπτονται από εδαφικό υλικό ή χαλίκια και πέτρες, οι οποίες εγκαθίστανται πιο σπάνια σε σχέση με τις πράσινες στέγες λόγω των σημαντικών πλεονεκτημάτων των τελευταίων. Οι φυτεμένες στέγες αναπτύσσονται στο οριζόντιο επίπεδο ή είναι κεκλιμένες, ενώ μία άλλη κατηγορία τρισδιάστατου πρασίνου στο κατακόρυφο επίπεδο είναι οι πράσινοι τοίχοι, που έχουν αρκετά πλεονεκτήματα και περιορισμούς. Άλλες τεχνολογίες επί-τόπου διαχείρισης ομβρίων είναι οι αλυσίδες βροχής, τα βαρέλια βροχής και οι κήποι βροχής, οι τάφροι διήθησης, οι περατοί θάλαμοι και οι δεξαμενές ομβρίων.

5.1.1 Πράσινες Στέγες

Οι πράσινες στέγες είναι συστήματα που επιτρέπουν την ανάπτυξη μιας φυτικής στρώσης πάνω από την πλάκα οροφής των κτηρίων, προστατεύοντάς τα ταυτόχρονα από τις δυσμενείς επιπτώσεις της υγρασίας και της ανάπτυξης του ριζικού συστήματος των φυτών. Αποτελείται από διάφορες διακριτές στρώσεις που συνήθως είναι οι εξείς: α) η φυτική στρώση, β) το υπόστρωμα/εδαφική στρώση, γ) η στρώση κατακράτησης ομβρίων, δ) η διηθητική στρώση, ε) η στραγγιστική στρώση, ζ) η αντιριζική μεμβράνη, η) προστατευτική μεμβράνη, θ) η στεγανωτική μεμβράνη για την προστασία της πλάκας από την υγρασία (Σχήμα 21). Όταν το πάχος της εδαφικής στρώσης είναι από 7 έως 15 cm, τότε η πράσινη στέγη χαρακτηρίζεται εκτεταμένη (ΕΚΠΣ), ενώ αν το πάχος είναι μεταξύ 15 και 20 cm, τότε η πράσινη στέγη χαρακτηρίζεται εντατική (ΕΝΠΣ). Μπορούν να υποστηρίξουν την ανάπτυξη ψηλότερων φυτών, ωστόσο χρησιμοποιούνται σπανιότερα λόγω του αυξημένου κόστους και του μεγαλύτερου πρόσθετου φορτίου στις κατασκευές. Στα οφέλη από την εγκατάσταση των πράσινων στεγών συγκαταλέγονται η θερμομόνωση των κτηρίων [240], η δημιουργία βιοτόπων για την άγρια ζωή [241], η αισθητική αναβάθμιση του τοπίου [242], η μείωση του φαινομένου της θερμικής νησίδας [243], η απορρόφηση του CO₂ [244] και άλλα [245]. Επιπλέον, οι πράσινες στέγες μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τη μείωση των απορροών ομβρίων στην πηγή [246]. Τα όμβρια κατεισδύουν στην πορώδη στρώση και ένα μέρος τους κατακρατείται σε αυτή ή προσλαμβάνεται από τα φυτά μέσω του ριζικού τους συστήματος και επιστρέφει στην ατμόσφαιρα μέσω της εξάτμισης από την επιφάνεια της στέγης και της εξατμισοδιαπνοής των φυτών ή εκρέει από τον αποχετευτικό αγωγό της στέγης και διοχετεύονται στη συνέχεια στο δίκτυο ομβρίων [247]. Οι πράσινες στέγες μέσω της εξάτμισης, της εξατμισοδιαπνοής και της παροχέτευσης μέρους των ομβρίων με τον αποχετευτικό αγωγό, ανακτούν την ικανότητά τους να κατακρατούν τα όμβρια μέχρι την επόμενη βροχόπτωση [248].

Οι στρώσεις των πράσινων στεγών			Κατακράτηση ομβρίων (%)
Σκαρίφημα Στρώσεων	Περιγραφή	Πάχος (cm)	
	1. Φυτική στρώση	3-25 (ΕΚΠΣ) >25 (ΕΝΠΣ)	• 13.8-60.8 (ΕΚΠΣ), [249] • 12.0-25.0 (ΕΚΠΣ), [250] • 35.5-100.0 (ΕΚΠΣ), [251]
	2. Εδαφική στρώση	7-15 (ΕΚΠΣ) 15-20 (ΕΝΠΣ)	• 32.0-50.4 (ΕΚΠΣ), [252] • 19.0-98.0 (ΕΚΠΣ), [253]
	3. Στρώση κατακράτησης ομβρίων	2-5	• 67.5 (ΕΝΠΣ), [279]
	4. Στρώση διήθησης	<1	
	5. Στραγγιστική στρώση	8	
	6. Αντιριζική μεμβράνη	<2	
	7. Προστατευτική Μεμβράνη	<3	
	8. Στεγανωτική μεμβράνη	<1	

Σχήμα 21. Τα τεχνικά χαρακτηριστικά των πράσινων στεγών και αποτελεσματικότητά τους στην κατακράτηση των ομβρίων.

Το εύρος της ποσότητας ομβρίων που κατακρατείται από μία εκτεταμένη πράσινη στέγη ποικίλει και σύμφωνα με διαφορετικούς ερευνητές κυμαίνεται από 13.8-60.8% [249], 12-25% [255], 35.5-100% [256], 32-50.4% [257] και 19-98% [258]. Οι Gregoire και Clausen [259] κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι ο μέσος όρος κατακράτησης ομβρίων από διαφορετικούς τύπους στεγών είναι 56%. Η ικανότητα των στεγών να κατακρατούν τα όμβρια εξαρτάται από το είδος των φυτών που έχει χρησιμοποιηθεί, το βάθος του υποστρώματος, την κλίση της στέγης, τη διάρκεια της περιόδου ανομβρίας που προηγήθηκε, την κλίση της στέγης, το ύψος της βροχής και το κλίμα [255]. Διαφορετικά είδη φυτών που χρησιμοποιούνται στις πράσινες στέγες έχουν διαφορετική ικανότητα κατακράτησης των ομβρίων. Τα συνηθέστερα είδη που χρησιμοποιούνται κατά αύξουσα σειρά ως προς την ικανότητα κατακράτησης νερού είναι η χλόη, το σέδο και η φόρβη [256, 257, 258]. Κάτω από τα φυτά, μια στρώση υποστρώματος μεγαλύτερου πάχους κατακρατά μεγαλύτερο όγκο νερού και κατά συνέπεια καθυστερεί περισσότερο την παροχή αιχμής [259]. Ο ετήσιος συντελεστής απορροής μιας στέγης μειώνεται, καθώς το πάχος του υποστρώματος αυξάνεται [260]. Οι πράσινες στέγες με μικρή κλίση κατακρατούν μεγαλύτερη ποσότητα ομβρίων στο υπόστρωμα και η επιφανειακή απορροή είναι μικρότερη [261], ενώ η ικανότητά τους αυτή εξαρτάται από την διάρκεια της ξηρής περιόδου πριν το επεισόδιο της βροχής. Η ικανότητα κατακράτησης των ομβρίων επηρεάζεται και από την διάρκεια της ξηρής περιόδου πριν τη βροχοπτώση, με μεγαλύτερη κατακράτηση για εκτεταμένης διάρκειας ξηρασίες [260]. Ο λόγος του όγκου που κατακρατείται από το σύστημα προς το όγκο ομβρίων που πέφτει στη στέγη μειώνεται καθώς το ύψος βροχής αυξάνεται. Οι Bliss κ.ά. [262] βρήκαν ότι οι στέγες κατακρατούν το μεγαλύτερο κλάσμα των ομβρίων σε περιπτώσεις βροχοπτώσεων με μικρό ύψος βροχής και μικρή διάρκεια. Η ικανότητα κατακράτησης ομβρίων στις πράσινες στέγες έχει έντονα εποχική διακύμανση όπως και οι βροχοπτώσεις.

Αποτέλεσμα της κατακράτησης ομβρίων στο σύστημα είναι η μείωση της παροχής αιχμής. Οι Fassman κ.ά. [263] παρατήρησαν μείωση της παροχής αιχμής κατά 60-90% σε τέσσερις εκτεταμένες πράσινες στέγες, σε σχέση με μια συμβατική, ενώ οι Bliss κ.ά. [262] κατέγραψαν μείωση της απορροής 5-70% σε σχέση με μια στέγη διαστρωμένη με έρμα. Ο μέσος συντελεστής απορροής εξαρτάται σε μεγάλο βαθμό από το μήκος της διαδρομής του νερού μέχρι αυτό να διέλθει μέσα από το σύστημα. Επακόλουθο είναι η περαιτέρω μείωση της παροχής αιχμής που καταλήγει στις υδροροές αν το μήκος της διαδρομής του νερού μέσα από το σύστημα αυξηθεί ή χρησιμοποιηθούν υλικά υποστρώματος που επιβραδύνουν τη ροή [264]. Η ροή επιβραδύνεται και λόγω του χρόνου κορεσμού του πορώδους υποστρώματος, ο οποίος είναι αρκετές ώρες, καθώς και για τη διύληση του νερού μέσα από αυτό [265, 266]. Καθώς ο χρόνος που απαιτείται για τον κορεσμό του υποστρώματος είναι της τάξης των μερικων ωρών η εμφάνιση της παροχής αιχμής μετατοπίζεται επίσης κατά μερικές ώρες [267]. Η χρονική αυτή μετατόπιση, μπορεί να κυμαίνεται από μισή [268, 269] έως δύο [270] ή ακόμα και τρεις ώρες [262], ενώ ο πραγματικός χρόνος κορεσμού εξαρτάται από το ύψος και την ένταση της βροχής [271].

Ο ακριβής προσδιορισμός της υστέρησης της παροχής αιχμής είναι δύσκολος, αλλά και ασήμαντος λόγω των αβεβαιοτήτων και της μεταβλητότητας στα μοτίβα βροχοπτώσεων και στην αποθηκευτική ικανότητα μιας πράσινης στέγης [270]. Σε γενικές γραμμές μια πράσινη στέγη έχει μεγάλη ικανότητα να μειώνει τον όγκο των ομβρίων σε μικρά επεισόδια βροχής [271], όμως σε περιπτώσεις ισχυρών βροχοπτώσεων η υπερχειλίση είναι αναπόφευκτη [272]. Το ύψος βροχής που κατακρατά μια πράσινη στέγη είναι 1-5cm [273], με αποτέλεσμα την περιορισμένη συνεισφορά τους στην αντιπλημμυρική προστασία των πόλεων [274].

Όσον αφορά την απόδοση διαφόρων ειδών φυτών στην κατακράτηση του νερού υπάρχουν κάποιες αντιφατικές παρατηρήσεις. Οι Whittinghill κ.ά. [275] μελέτησαν την απορροή από τις πράσινες στέγες φυτεμένες με σέδο και χλόη. Οι Vanuytrecht κ.ά. [256] βρήκαν ότι στέγες φυτεμένες με γρασίδι και αρωματικά φυτά κατακρατούν πιο αποτελεσματικά το νερό της βροχής σε σχέση με αυτές που έχουν φυτευτεί με σέδο. Οι Nagase και Dunnett [258] κατέληξαν στο ότι οι στέγες με γρασίδι έχουν την καλύτερη απόδοση ως προς τη μείωση της απορροής ομβρίων, ακολουθούμενες από αυτές με σέδο και τέλος τις φυτεμένες με φορβή. Επίσης βρέθηκε ότι φυτά με ψηλότερο μίσχο, πυκνότερα φυλλώματα, μεγαλύτερους βλαστούς και βαθύτερες ρίζες, κατακρατούν μεγαλύτερους όγκους ομβρίων [258]. Αντίθετα, οι Buccola και Srolek [259] βρήκαν ότι τα ποσοστά κατακράτησης ομβρίων που αποδίδονται σε διαφορετικά είδη φυτικής στρώσης οφείλονται πρωτίστως στα διαφορετικά βάθη υποστρώματος, με τα υποστρώματα μεγαλύτερου πάχους να έχουν καλύτερη απόδοση από τα λεπτά υποστρώματα. Οι Voyde κ.ά. [276] παρατήρησαν ότι η προηγούμενη ξηρή περίοδος ορίζει σε μεγάλο βαθμό την κατακράτηση του νερού που επιτυγχάνει το σύστημα. Οι Buccola και Srolek κατέληξαν στο ότι η ικανότητα μιας στέγης να κατακρατεί τα όμβρια οφείλεται σε μεγάλο βαθμό στο πάχος του υποστρώματος, γιατί η προηγούμενη ξηρή περίοδος ορίζει την περιεχόμενη υγρασία του [277].

Οι εντατικές πράσινες στέγες, έχουν υπόστρωμα μεγαλύτερου πάχους και μπορούν να υποστηρίξουν την ανάπτυξη ψηλότερων φυτών. Απαιτούν περισσότερη συντήρηση και είναι πιο ακριβές, κάτι που συνεπάγεται τη μειωμένη χρήση τους [278]. Παρακολουθώντας την απορροή από μια τέτοια στέγη στο Manchester του Ηνωμένου Βασιλείου, κατά τη διάρκεια 69 επεισοδίων βροχής, οι Speak κ.ά. [279] υπολόγισαν μέση κατακράτηση απορροών για τις εντατικές στέγες 67.5%. Ο Kolb [280] μετρώντας τους συντελεστές εξάτμισης και απορροής ενός τέτοιου συστήματος, βρήκαν ότι σε σχέση με μια εκτεταμένη πράσινη στέγη η εξάτμιση είναι πολύ πιο έντονη με αποτέλεσμα μικρότερος όγκος ομβρίων να διαφεύγει από το σύστημα. Οι Razzaghamanesh και Beecham [281] παρακολουθώντας την υδρολογική απόδοση εκτεταμένων και εντατικών στεγών για δύο χρόνια, βρήκαν ότι η μείωση της απορροής είναι παρόμοια και στα δύο συστήματα, αλλά η μείωση της παροχής αιχμής και η υστέρηση της εμφάνισής της είναι μεγαλύτερη στις εντατικές στέγες.

5.1.1 Μη-φυτεμένες Στέγες

Εκτός από τις πράσινες, χρησιμοποιούνται σπανιότερα και μη-φυτεμένες στέγες για τη μείωση της απορροής των ομβρίων [282]. Ο VanWoert κ.ά. [261] μελέτησαν τη μείωση της απορροής δύο μη-φυτεμένων στεγών, μίας με εδαφικό υλικό και μίας με χαλίκια, ίδιου πάχους. Το πείραμα διήρκεσε 14 μήνες, στη διάρκεια των οποίων έλαβαν χώρα επεισόδια βροχής μεγάλου (>6mm), μέτριου (2-6mm) και μικρού ύψους βροχής (<2mm). Από τη μελέτη προέκυψε ότι παρά του ότι οι στέγες με χαλίκια κατακρατούν το μικρότερο ποσοστό ομβρίων από όλα τα υπέργεια συστήματα SuDS, η ποσότητα αυτή παραμένει σημαντική. Εξίσου σημαντική με την κατακράτηση των ομβρίων είναι και η καθυστέρηση της απορροής, η οποία κυμαίνεται από ένα τέταρτο ως και μισή ώρα, ανάλογα με το ύψος και την ένταση της βροχής. Σε αυτό το συμπέρασμα κατέληξαν και οι Carpenter και Kalunakolanu [283] μετά από παρατήρηση της απορροής ομβρίων σε στέγη διαστρωμένη με πέτρες σε περίοδο έξι μηνών. Η στέγη με πέτρες κατακρατά περίπου το 50% του όγκου ομβρίων, μειώνει την παροχή αιχμής και την καθυστερεί κατά 1.2 ώρες. Οι παρατηρήσεις αυτές έγιναν κατά τη διάρκεια μικρών επεισοδίων βροχής. Παρότι οι μη-φυτεμένες στέγες μπορούν να συμβάλλουν στη διαχείριση των ομβρίων, χρησιμοποιούνται σπάνια λόγω των σημαντικών συγκριτικών πλεονεκτημάτων που παρουσιάζουν οι φυτεμένες στέγες.

5.1.3 Πράσινοι Τοίχοι

Σε αντιστοιχία με τις πράσινες στέγες που αναπτύσσονται σε οριζόντιο ή κεκλιμένο επίπεδο, υπάρχουν διάφοροι τύποι κατακόρυφων φυτεμένων συστημάτων, που αναφέρονται στη βιβλιογραφία συλλογικά ως πράσινοι τοίχοι. Οι πράσινοι τοίχοι εκτός από εξωτερικούς, μπορεί να εγκαθίστανται και σε εσωτερικούς χώρους για αισθητικούς λόγους και για τη βελτίωση της ποιότητας του αέρα σε αυτούς. Οι εξωτερικοί πράσινοι τοίχοι έχουν μια περιορισμένη συνεισφορά στην κατακράτηση των ομβρίων και των ρύπων που περιέχονται σε αυτά. Ως πρώτη μορφή τους μπορούν να θεωρηθούν τα αναρριχόμενα φυτά που φύονται στο έδαφος και αναπτύσσονται στην επιφάνεια των εξωτερικών τοίχων του κτηρίου (Σχήμα 22.α) ή σε αυτοφερόμενες κατασκευές με συρματοσχοίνα (Σχήμα 22.β). Πλέον υπάρχουν συστήματα τα οποία επιτρέπουν τη βλάστηση των φυτών απευθείας στους εξωτερικούς τοίχους του κτηρίου (Σχήμα 22.γ) ή σε μικρή απόσταση από αυτούς σε αρθρωτά υποστρώματα με προκατασκευασμένα τεμάχια (Σχήμα 22.δ). Είναι δυνατή η ανάπτυξη των φυτών και σε μεταλλικά πλαίσια με αυτόνομο σύστημα άρδευσης που ενεργοποιείται από αυτόματους μετρητές για την ελαχιστοποίηση της κατανάλωσης νερού.

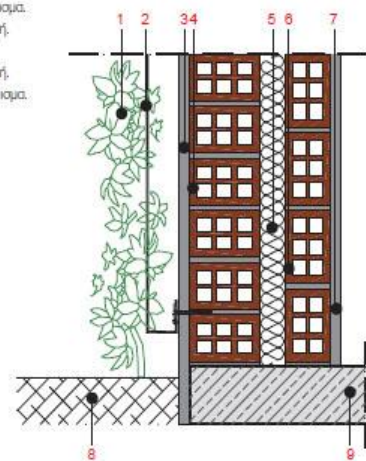
Τύπος "πράσινης" πρόσοψης (οριζόντια ανάπτυξη φυτών στο έδαφος) - άμεση σχέση.

1. Αναρριχώμενο φυτό.
2. Εξωτερικό επίκρισμα.
3. Οπτοπλινθοδομή.
4. Θερμομόνωση.
5. Οπτοπλινθοδομή.
6. Εσωτερικό επίκρισμα.
7. Χώμα.
8. Οπλισμένο σκυρόδεμα.



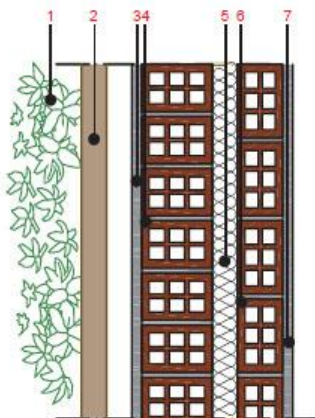
Τύπος "πράσινης" πρόσοψης (οριζόντια ανάπτυξη φυτών στο έδαφος) - έμμεση σχέση.

1. Αναρριχώμενο φυτό.
2. Συρματοσχοίνα.
3. Εξωτερικό επίκρισμα.
4. Οπτοπλινθοδομή.
5. Θερμομόνωση.
6. Οπτοπλινθοδομή.
7. Εσωτερικό επίκρισμα.
8. Χώμα.
9. Οπλισμένο σκυρόδεμα.



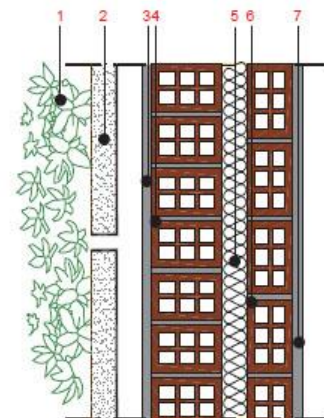
Τύπος "ζωντανού" τοίχου με εδαφικό υπόστρωμα φύτευσης - συνεχές σύστημα.

1. Αναρριχώμενο φυτό.
2. Εδαφικό υπόστρωμα.
3. Εξωτερικό επίκρισμα.
4. Οπτοπλινθοδομή.
5. Θερμομόνωση.
6. Οπτοπλινθοδομή.
7. Εσωτερικό επίκρισμα.



Τύπος "ζωντανού" τοίχου με προκατασκευασμένα τεμάχια - αρθρωτά.

1. Αναρριχώμενο φυτό.
2. Προκατασκευασμένα τεμάχια.
3. Εξωτερικό επίκρισμα.
4. Οπτοπλινθοδομή.
5. Θερμομόνωση.
6. Οπτοπλινθοδομή.
7. Εσωτερικό επίκρισμα.

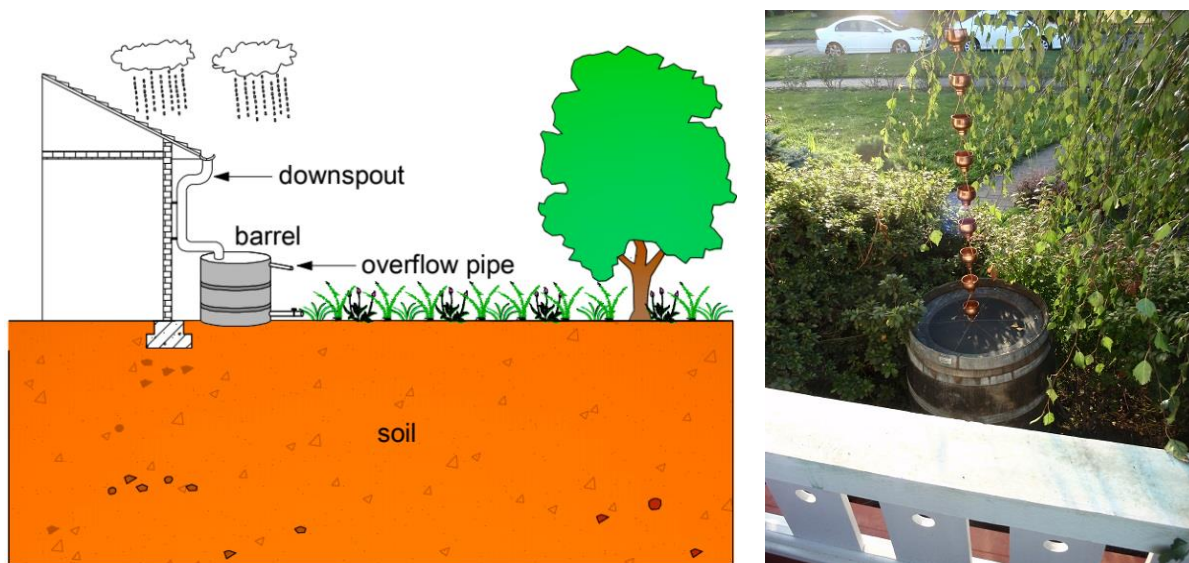


Σχήμα 22. Τέσσερις τύποι πράσινων τοίχων (Θεοδωρίδου & Μέρμηγκα, 2018).

5.1.4 Βαρέλια Συλλογής Ομβρίων

Τα βαρέλια συλλογής ομβρίων είναι ακόμη μία πρακτική επί-τόπου διαχείρισης ομβρίων και εγκαθίσταται σε θέση παρακείμενη των κτηρίων στα οποία επιδιώκεται η μείωση του όγκου των απορροών ομβρίων (Σχήμα 23.α) [284]. Στα βαρέλια καταλήγουν τα όμβρια μέσα από λούκια υδροροών ή με αλυσίδες βροχής, που είναι μία εναλλακτική πρακτική που αναπτύχθηκε στην Ιαπωνία και είναι πλέον δημοφιλής και σε άλλες χώρες όπως οι Η.Π.Α. (Σχήμα 23.β). Οι αλυσίδες βροχής είναι μια ακολουθία από μεταλλικά κύπελα με μια οπή στον πυθμένα τους ή κρίκους που αναπτύσσονται κατακόρυφα.

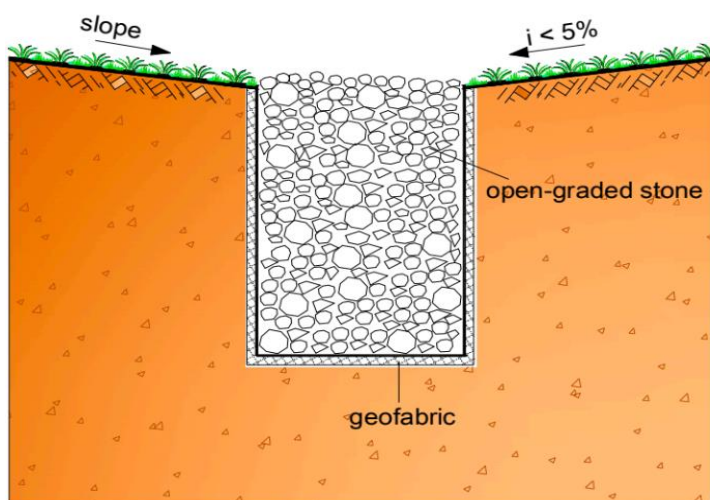
Ο όγκος αυτός των ομβρίων αποθηκεύεται μέσα στο βαρέλι, ενώ η ποσότητα που υπερβαίνει τη χωρητικότητά του εκτρέπεται μέσω ενός αγωγού υπερχείλισης προς ένα διηθητικό μέσο, όπως είναι οι κήποι βροχής και τα ξηρά πηγάδια. Οι Jennings κ.ά. [285] βρήκαν ότι ένα βαρέλι βροχής χωρητικότητας 189 lt, που χρησιμοποιήθηκε για τη συλλογή των ομβρίων από μία στέγη επιφάνειας 186 m², επαρκεί για την άρδευση ενός κήπου έκτασης 14 m² στο Cleveland των Η.Π.Α., μειώνοντας έτσι την ετήσια απορροή της στέγης κατά 1.4-3.2. Οι Litofsky και Jennings [286] κατέληξαν σε παρόμοιο συμπέρασμα από προσομοιώσεις ενός μοντέλου με βαρέλι βροχής 235lt, η χρήση του οποίου είχε ως αποτέλεσμα τη μείωση της απορροής από μία παραδοσιακή στέγη κατά 3-44%, ανάλογα με τον καιρό και το ύψος βροχής. Για μικρά ύψη βροχής, η απορροή της στέγης μετά από ένα επεισόδιο βροχής κατακρατείται πλήρως μέσα σε ένα άδειο βαρέλι. Ωστόσο, όταν αυτό γεμίσει δεν συνεισφέρει πλέον στη μείωση της απορροής, μέσω της αποθήκευσης μέρους του όγκου ομβρίων σε επόμενο επεισόδιο βροχής [287]. Γι' αυτό το λόγο πολλές φορές απαιτείται από τους ιδιοκτήτες να αδειάζουν ανά διαστήματα τα βαρέλια [288] για να αποκαθίσταται η ικανότητά τους να συλλέγουν τα όμβρια. Οι Gao κ.ά. [289] βρήκαν ότι κάτοικοι που έχουν ενημερωθεί για την ορθολογική διαχείριση του νερού της βροχής ήταν πιο θετικοί στο να εγκαταστήσουν τέτοια συστήματα. Συνοψίζοντας, τα βαρέλια βροχής είναι μία χρήσιμη πρακτική ήπιας διαχείρισης ομβρίων που παρουσιάζει όμως μειονεκτήματα, όπως είναι η περιορισμένη χωρητικότητά του βαρελιού και η απαίτηση από τους ιδιοκτήτες για τακτική συντήρησή του (άδειασμα).



Σχήμα 23. α. Η λειτουργία ενός βαρελιού συλλογής ομβρίων από τη στέγη κτηρίου μέσω του λουκιού υδρορροής και ο αγωγός υπερχείλισης για την εδαφική διάθεση (Qin, 2020). β. Η εναλλακτική λύση των λουκιών υδρορροών, οι αλυσίδες βροχής με κύπελα.

5.1.5 Τάφροι Διήθησης

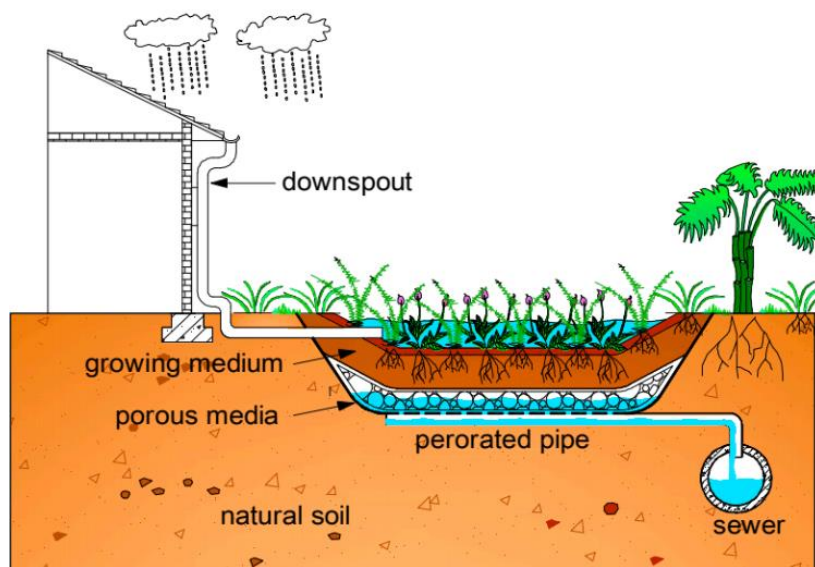
Οι τάφροι διήθησης είναι κανάλια πληρωμένα με πέτρες και θραυσμένα βράχια για την αποθήκευση των ομβρίων και τη μετέπειτα διήθησή τους στο έδαφος που συχνά κατασκευάζονται σε αυλές κατοικιών [290]. Η διήθηση των ομβρίων στο έδαφος είναι μία αργή διεργασία και γι' αυτό το λόγο οι τάφροι συχνά υπερχειλίζουν σε επεισόδια έντονων βροχοπτώσεων και καταιγίδων. Το αν η τάφος αποστραγγιστεί πλήρως μέχρι την επόμενη βροχοπτώση εξαρτάται από την υδραυλική αγωγιμότητα του εδάφους, το βάθος του υδροφόρου ορίζοντα και τη διάρκεια της περιόδου ανομβρίας μεταξύ των επεισοδίων βροχής. Μία τάφος για να είναι λειτουργική θα πρέπει το υποκείμενο έδαφος να έχει αρκετά μεγάλη υδραυλική αγωγιμότητα και η στάθμη του υδροφόρου ορίζοντα να βρίσκεται κάποια μέτρα κάτω από τον πυθμένα [291]. Για τη διατήρηση της υδατοπερατότητας του υποκείμενου εδάφους σε βάθος χρόνου είναι σημαντικό να γίνεται κάποια προεπεξεργασία των ομβρίων πριν την εισροή τους στη τάφο, κάτι που συμβαίνει στις φυτεμένες με γρασίδι κεκλιμένες παρειές της τάφρου (Σχήμα 24.α), είτε σε λεκάνη καθίζησης ή ακόμα και στη μερική διήθησή τους λόγω της διάθεσης από το στραγγιστικό αγωγό. Αν το λεπτόκοκκο υλικό δεν απομακρυνθεί από τα όμβρια πριν την εισροή τους στη τάφο, ειδικά κατά τη διάρκεια της κατασκευής, είναι αναπόφευκτη η έμφραξη των κενών μεταξύ των πετρών και των θραυσμένων βράχων, γεγονός που θα οδηγήσει στην ελαχιστοποίηση της διηθητικής ικανότητας του συστήματος. Οι Warnhaars κ.ά. [292] από την καταγραφή των όγκων των απορροών ομβρίων από τάφρους διήθησης σε μία αστική περιοχή κατά τη διάρκεια 3 ετών παρατήρησαν ότι σταδιακά υπήρξε μία ελαφριά έμφραξη που μείωνε τη διηθητική ικανότητα των τάφρων. Ένα μειονέκτημα από την εγκατάσταση τέτοιων συστημάτων το γεγονός ότι η διήθηση του νερού στο έδαφος ίσως αυξήσει το κίνδυνο γεωτεχνικής αστοχίας στα παρακείμενα κτήρια λόγω του κορεσμού του εδάφους και της επακόλουθης μείωσης των ενεργών τάσεων. Γι' αυτό το λόγο συχνά τοποθετούνται διάτρητοι στραγγιστικοί αγωγοί κοντά στον πυθμένα της τάφρου που εκτρέπουν την πλεονάζουσα ποσότητα των ομβρίων (Σχήμα 24.β). Ένας ακόμα πιο σημαντικός περιοριστικός παράγοντας είναι το γεγονός ότι η υδραυλική αγωγιμότητα του εδάφους στις αστικές περιοχές είναι μειωμένη λόγω της συμπύκνωσης που αυτό έχει υποστεί από τις δραστηριότητες του κατασκευαστικού κλάδου.



Σχήμα 24. α. Διατομή μιας τυπικής τάφρου διήθησης, πληρωμένη με αδρόκοκκο υλικό και γεωύφασμα για την παρεμπόδιση της έμφραξης των πόρων μεταξύ των λίθων (Qin, 2020).
β. Τάφος διήθησης με διάτρητους στραγγιστικούς αγωγούς.

5.1.6 Κήποι Βροχής

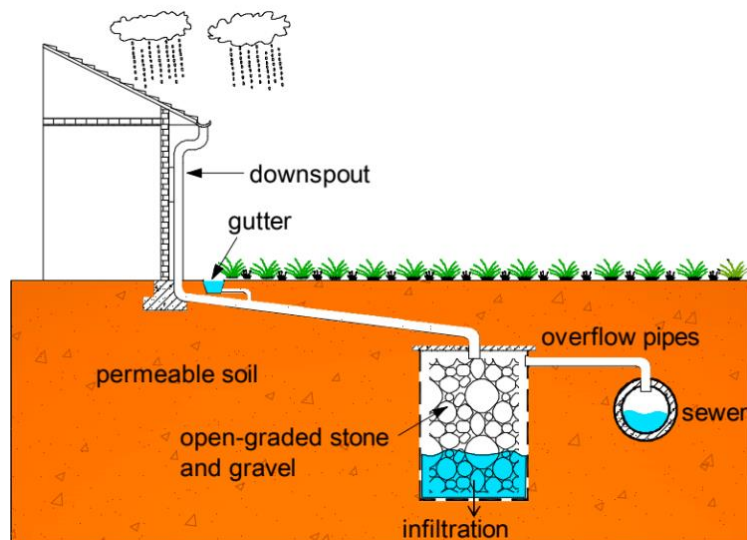
Μία ακόμα πρακτική ήπιας επεξεργασίας ομβρίων στο επίπεδο του εδάφους είναι οι κήποι βροχής. Οι κήποι βροχής είναι περιοχές βιολογικής κατακράτησης του νερού και βιοφίλτρασής του, που μπορούν να κατασκευαστούν τόσο σε ιδιωτική, όσο και σε δημόσια γη σε αστικές περιοχές για τη μείωση του όγκου απορροών ομβρίων, για τη χρονική μετατόπιση της εμφάνισης της παροχής αιχμής και την προεπεξεργασία των απορροών πριν από την εισροή τους στο δίκτυο ομβρίων [293-295]. Συνήθως ένας κήπος βροχής κατασκευάζεται με την αφαίρεση του υπάρχοντος εδαφικού υλικού για τη δημιουργία μιας ρηχής κοιλάτητας, η οποία πληρώνεται μερικώς με μία στρώση πορώδους μέσου και μια υπερκείμενη στρώση καλλιεργητικού μέσου, που είναι και αυτό έδαφος με ανώτερα όμως φυσικά χαρακτηριστικά ως προς την ανάπτυξη των φυτών (Σχήμα 25) [296, 297]. Η ρηχή κοιλάτητα που δημιουργείται είναι ιδανική για την ανάπτυξη φυτών και για την κατακράτηση των απορροών από γειτονικές αδιαπέρατες επιφάνειες. Το πορώδες μέσο είναι σημαντικό για τη γρήγορη αποστράγγιση μετά τη βροχή, για να μη γίνει ο κήπος εστία μόλυνσης από την αναπαραγωγή των κουνουπιών. Οι κήποι βροχής συχνά κατασκευάζονται δίπλα σε κτήρια, και είναι αποδέκτες των απορροών από στέγες, αίθρια και κήπους. Τα συστήματα αυτά μειώνουν την παραγόμενη στο κτήριο απορροή ομβρίων, καθυστερούν την εμφάνιση της παροχής αιχμής και τροφοδοτούν τους υποκείμενους υδροφορείς. Οι Dietz και Clausen [298] κατασκεύασαν έναν τέτοιο κήπο με 0.6m πορώδους εδάφους και έναν διάτρητο στραγγιστικό αγωγό. Βρήκαν ότι μόνο το 0.8% της ποσότητας ομβρίων που εισέρχεται στον κήπο υπερχειλίζει, κάτι που πρακτικά σημαίνει ότι σχεδόν ολόκληρη η ποσότητα ομβρίων (99.2%) κατεισδύει στο έδαφος και τροφοδοτεί τους υπογείους υδροφορείς [298]. Η υδρολογική απόδοση ενός πραγματικού κήπου βροχής εξαρτάται επίσης και από παράγοντες όπως το κλίμα [299] και ο σχεδιασμός του ίδιου του κήπου [300]. Παρότι ο κήπος βροχής μπορεί να κατακρατήσει μια σημαντική ποσότητα νερού και να μειώσει τον κίνδυνο υπερχειλίσας, η μείωση αυτή βρέθηκε ότι ήταν μικρή στις περιπτώσεις έντονης βροχόπτωσης. Γι' αυτό το λόγο και η συνεισφορά των κήπων βροχής στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών είναι περιορισμένη [301].



Σχήμα 25. Διατομή ενός τυπικού κήπου βροχής. Διακρίνονται ο αποχετευτικός αγωγός της στέγης, το καλλιεργητικό υπόστρωμα (έδαφικό υλικό), το πορώδες μέσο και η σύνδεση του συστήματος με το δίκτυο ομβρίων με διάτρητο αγωγό (Qin, 2020).

5.1.7 Περατοί Θάλαμοι

Οι περατοί θάλαμοι, μαζί με υπόγειες δεξαμενές που παρουσιάζονται στη συνέχεια, είναι τα δύο πιο συνηθισμένα υπεδάφια συστήματα SUDS. Οι περατοί θάλαμοι διήθησης (Σχήμα 26) είναι μικρής χωρητικότητας θάλαμοι, πληρωμένοι με χαλίκια και πέτρες που κατακρατούν το εισερχόμενο από τον αποχετευτικό αγωγό νερό της βροχής για τη μετέπειτα διήθησή του στο έδαφος [302]. Όσον αφορά τις διεργασίες κατακράτησης και διήθησης των ομβρίων στο έδαφος, η λειτουργία των συστημάτων προσεγγίζει εκείνη των τάφρων διήθησης. Ωστόσο, το συγκριτικό πλεονέκτημα των θαλάμων διήθησης είναι ότι επειδή εγκαθίστανται υπόγεια, δεν δεσμεύεται επιφάνεια του εδάφους, η οποία μπορεί να αξιοποιηθεί με διαφορετικούς τρόπους. Τα συστήματα αυτά κατασκευάζονται κοντά σε έναν κήπο βροχής ή σε μία αυλή, όπου τα όμβρια που συλλέγονται από διάφορες μη-υδατοπερατές επιφάνειες συγκεντρώνονται και οδηγούνται σε αυτά με έναν σωλήνα μέσω βαρύτητας (Σχήμα 26) [303]. Σε αρκετές περιπτώσεις εγκαθίσταται και ένας δεύτερος αγωγός για την παροχέτευση του πλεονάζοντος όγκου νερού στο τοπικό αποχετευτικό δίκτυο. Με τη σταδιακή κατείσδυση του νερού στο έδαφος, ένας θάλαμος διήθησης μειώνει τον όγκο των απορροών ομβρίων και την παροχή αιχμής. Καθώς τα συστήματα αυτά δεν δεσμεύουν έκταση στην επιφάνεια, εγκαθίστανται σε πυκνοδομημένες περιοχές.

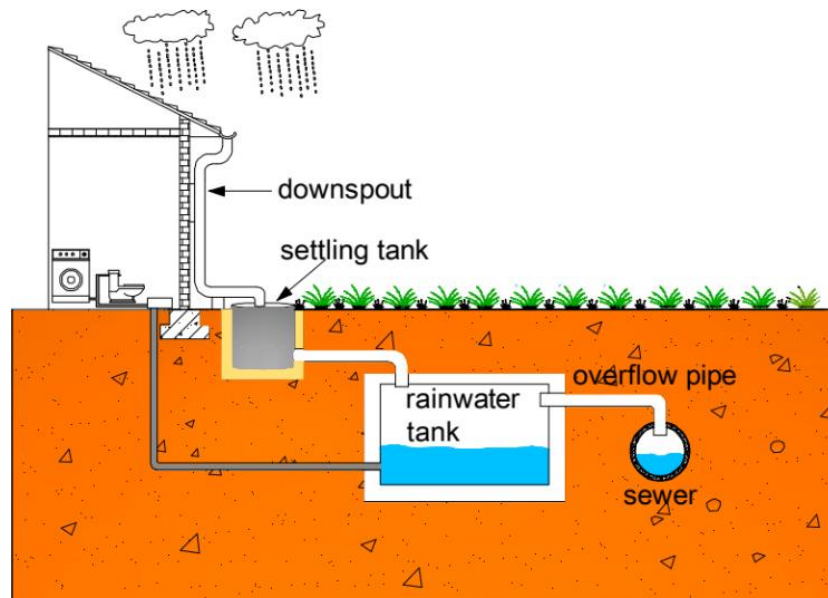


Σχήμα 26. Σκαρίφημα ενός τυπικού συστήματος περατού θαλάμου. Διακρίνονται ο αποχετευτικός αγωγός της στέγης, το αδρόκοκκο υλικό πλήρωσης και ο αγωγός υπερχειλίσης για την εκτροπή του πλεονάζοντος νερού στο δίκτυο ομβρίων (Qin, 2020).

Παρά τα σημαντικά πλεονεκτήματα των συστημάτων αυτών, υπάρχουν και αρκετοί περιορισμοί στη χρήση των θαλάμων διήθησης. Βασικός περιορισμός είναι η απαίτηση της εγκατάστασής του σε έδαφος με αρκετά μεγάλη υδραυλική αγωγιμότητα για τη γρήγορη αποστράγγιση του νερού μεταξύ των επεισοδίων της βροχής. Σημαντικός παράγοντας είναι και το βάθος στο οποίο βρίσκεται η στάθμη του υδροφόρου ορίζοντα. Πιο συγκεκριμένα, αυτή πρέπει να βρίσκεται κάποια μέτρα κάτω από τον πυθμένα του θαλάμου, γιατί σε αντίθετη περίπτωση παρατηρείται τοπική ανύψωση της στάθμης του και μείωση της διηθητικής ικανότητας του εδάφους. Ο όγκος του νερού που εισέρχεται λόγω ενός επεισοδίου βροχής σε αυτές τις περιπτώσεις συχνά δεν θα έχει αποστραγγιστεί μέχρι το επόμενο [304, 305]. Για να αποφευχθεί αυτό τοποθετούνται σωλήνες στην κορυφή του θαλάμου για τη μεταφορά του επιπλέον όγκου νερού που θα υπερχειλίζει [306].

5.1.8 Υπόγειες Δεξαμενές

Οι υπόγειες δεξαμενές λειτουργούν με παρόμοιο τρόπο με τα βαρέλια βροχής και η συνεισφορά τους στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών εξαρτάται από τη χωρητικότητά τους, τη συμμετοχή των κατοίκων και το ύψος της βροχής [307, 308]. Οι Khastagir και Jayasuriya [309] βρήκαν ότι μια τυπική μη-υδατοπερατή στέγη επιφάνειας 100 m² με μια δεξαμενή χωρητικότητας 3 m³ για την αποθήκευση του νερού και τη μετέπειτα χρήση του στο καζανάκι της τουαλέτας, στην άρδευση του κήπου και στο πλύσιμο των ρούχων, οδηγεί στη μείωση του όγκου της απορροής κατά 70%. Η μείωση αυτή επηρεάζεται επίσης και από τη χρήση του βρόχινου νερού που έχει συλλεχθεί [310]. Εάν η δεξαμενή κατασκευαστεί για τη συλλογή ομβρίων για διάφορες χρήσεις νερού, αυτή γίνεται πιο αποτελεσματική σε σχέση με τις δεξαμενές μιας χρήσης [311, 312]. Σημαντικό στοιχείο για τη λειτουργία τους είναι το ότι αν δεν αδειάσει η δεξαμενή από τις χρήσεις των νοικοκυριών στο χρονικό διάστημα μεταξύ δύο μεγάλων επεισοδίων βροχής, το σύστημα θα αποτύχει να μειώσει την απορροή από τη δεύτερη βροχόπτωση [313]. Μια κοινότητα μπορεί εύκολα να δεχτεί την εγκατάσταση υπογείων δεξαμενών στην περιοχή της, όμως σπανίως δείχνει το ίδιο ενδιαφέρον για τη συντήρησή τους [314]. Σε ένα ισχυρό επεισόδιο βροχής, μια υπόγεια δεξαμενή έχει περιορισμένη συνεισφορά στη μείωση της παροχής αιχμής [315].



Σχήμα 27. Σκαρίφημα ενός τυπικού συστήματος περατού θαλάμου. Διακρίνονται το λούκι υδρορροής, το αδρόκοκκο υλικό πλήρωσης και ο αγωγός υπερχειλίσης (Qin, 2020).

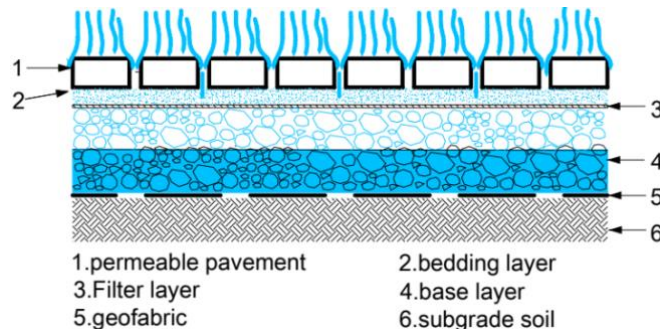
Μια δεξαμενή νερού (Σχήμα 27) λειτουργεί απαραίτητως με ρυθμιστές ροής, αγωγούς, αντλίες και άλλες συσκευές [316]. Το σύστημα πρέπει να τροφοδοτείται με ηλεκτρική ενέργεια για τη μεταφορά του νερού από τη δεξαμενή προς τη θέση που υπάρχει ζήτηση (σπίτι ή κήπος), κάτι που οδηγεί σε ένα αυξημένο αρχικό κόστος λόγω της αγοράς αντλίας, αλλά και σε αυξημένο κόστος συντήρησης. Οι Gowland και Younos [311] μελετώντας τη βιωσιμότητα των δεξαμενών συλλογής βρόχινου νερού, βρήκαν ότι το κόστος άντλησης είναι η μεγαλύτερη επένδυση κεφαλαίου, ωστόσο γίνεται απόσβεσή του σε βάθος χρόνου λόγω της αξιοποίησης του νερού που συλλέγεται για τις διάφορες χρήσεις πλην της ύδρευσης. Ο χρονικός ορίζοντας στον οποίο γίνεται η απόσβεση εξαρτάται από τη χωρητικότητα της δεξαμενής [317], τη χρήση του νερού [318], τη τιμή του νερού στη περιοχή εγκατάστασης [319], τις τοποθεσίες [320] και συνολικά το κόστος ζωής [321].

5.2 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων σε Επίπεδο Γειτονιάς

Τα SuDS σε επίπεδο γειτονιάς είναι λιγότερο αποκεντρωμένα σε σχέση με τα SuDS που εγκαθίστανται επί τόπου και αποσκοπούν στη διαχείριση των ομβρίων από που προέρχονται από οικοδομικά τετράγωνα, πάρκα, θέσεις στάθμευσης και συνοικιακούς δρόμους. Περιλαμβάνουν τα περατά πεζοδρόμια και οδοστρώματα, τα αστικά δέντρα σε λάκκους πεζοδρομίων και πάρκα, τα φυτεμένα κανάλια και τις φυτεμένες λωρίδες γης.

5.2.1 Περατά Πεζοδρόμια

Τα περατά πεζοδρόμια αποτελούνται από μία υδατοπερατή στρώση πάνω από μια στρώση βάσης από αδρόκοκκα αδρανή υλικά (Σχήμα 28) [322]. Ένα γεωύφασμα τοποθετείται συνήθως κάτω από τη στρώση της βάσης για να εμποδίζει την εμφραξη των πόρων του υλικού της βάσης από το λεπτόκοκκο κλάσμα του εδάφους που μεταφέρεται από το νερό [323]. Ένας διάτρητος αγωγός τοποθετείται μερικές φορές στην κορυφή της στρώσης βάσης για την παροχέτευση του πλεονάζοντος νερού και για την αποτροπή της υπερχειλίσης. Τυπικές μορφές περατών πεζοδρομίων έχουν επιφάνειες που αποτελούνται από αλληλεμπλεκόμενους τεχνητούς λίθους, πλέγματα πληρωμένα με εδαφικό υλικό, πλάκες από πορώδη άσφαλτο ή πορώδες σκυρόδεμα [324, 325]. Σαν επιλογή για την ήπια διαχείριση των ομβρίων, τα περατά πεζοδρόμια προσφέρουν πολλαπλά οφέλη μεταξύ των οποίων είναι η εδαφική επεξεργασία του νερού [326], η αποκατάσταση της φυσικής υδρολογίας [327], η μείωση της απορροής οβρίων [328], ο μετριασμός του φαινομένου της θερμικής νησίδας [329] και η μείωση του θορύβου από την κίνηση των οχημάτων [330].



Σχήμα 28. Οι στρώσεις του περατού πεζοδρομίου (1), της έδρασης (2), της διήθησης (3), της βάσης, το γεωύφασμα (5) και το υπεδάφος (6) (Qin, 2020).

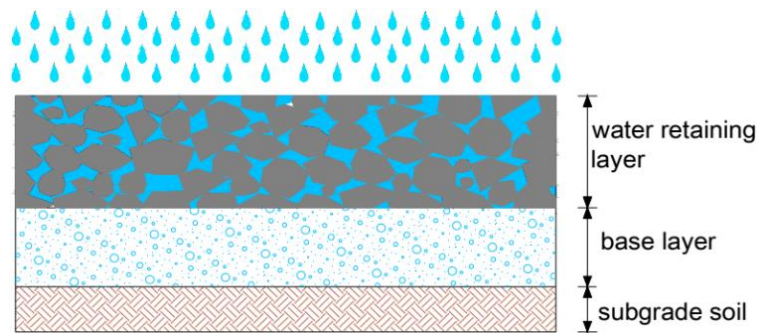
Η υδρολογική απόδοση ενός περατού οδοστρώματος εξαρτάται από την αποθήκευση νερού στη στρώση βάσης και από την υδραυλική αγωγιμότητα του υπεδάφους. Η βάση κατακρατά προσωρινά και πρέπει να στραγγίζεται εγκαίρως για να ανακτά το σύστημα την ικανότητά του να κατακρατά τα όμβρια μέχρι το επόμενο επεισόδιο βροχής [331]. Μία στρώση βάσης μεγαλύτερου πάχους και πορώδους αποθηκεύει μεγαλύτερο όγκο νερού και έτσι αποτρέπεται πιο αποτελεσματικά η υπερχειλίση από την επιφάνεια του οδοστρώματος [332]. Όπου ο ρυθμός διήθησης του εδάφους είναι χαμηλός, τα όμβρια που κατακρατώνται καλύπτουν μια μεγαλύτερη επιφάνεια για να διηθηθούν μέσα από αυτό [333]. Αυτό το πρόβλημα μπορεί να παρακαμφθεί με δύο τρόπους. Ο ένας είναι η αύξηση του πάχους της στρώσης βάσης για την κατακράτηση μεγαλύτερου όγκου νερού και ο άλλος η εγκατάσταση διάτρητων αγωγών για τη διοχέτευση του πλεονάζοντος νερού της βροχής στο δίκτυο ομβρίων [334, 335]. Η τοποθέτηση του διάτρητου αγωγού κοντά στην επιφάνεια αυξάνει την ικανότητα του κατακράτησης των οβρίων και τη διηθητική ικανότητα της υποκείμενης στρώσης συνεισφέροντας στην αποκατάσταση της υδρολογίας της περιοχής [336].

Ο τύπος του περατού πεζοδρομίων που χρησιμοποιείται σε κάθε περίπτωση επηρεάζει σε μεγάλο βαθμό την υδρολογική απόδοση του συστήματος [337]. Οι Rodriguez κ.ά. [338] μελέτησαν τέσσερα συστήματα περατών πεζοδρομίων με διαφορετικές στρώσεις στην επιφάνεια και διαφορετικά υλικά βάσης. Το οδόστρωμα από πορώδες σκυρόδεμα με υποκείμενη στρώση ανακυκλωμένων αδρανών βρέθηκε ότι κατακρατά μεγαλύτερη ποσότητα ομβρίων και καθυστερεί πιο αποτελεσματικά την εμφάνιση της παροχής αιχμής σε σχέση με το περατό οδόστρωμα με αλληλοεμπλεκόμενους λίθους. Στην περίπτωση των πεζοδρομίων με αλληλοεμπλεκόμενους λίθους τα όμβρια κινούνται μέσα από τα διάκενά τους, με αποτέλεσμα τη μείωση της υστέρησης εμφάνισης της αιχμής και της κατακράτησης τους νερού. Τα περατά πεζοδρόμια καθυστερούν τη διήθηση και κατακρατούν όλη την ποσότητα ομβρίων σε περιπτώσεις μικρών επεισοδίων βροχής. Σε περίπτωση καταιγίδων ωστόσο αυτό είναι ανέφικτο με αποτέλεσμα να υπάρχουν τοπικές υπερχειλίσεις [339]. Πέρα από το νερό της βροχής που δέχονται απευθείας τα περατά οδοστρώματα, σε αυτά καταλήγουν και απορροές από στέγες, καπό των αυτοκινήτων και άλλες επιφάνειες [340].

Τα περατά πεζοδρόμια από πορώδες σκυρόδεμα έχουν τη τάση να φράσουν από το λεπτόκοκκο εδαφικό υλικό που μεταφέρεται από το νερό της βροχής [341]. Άμμος, οργανικά και άλλα στερεά μεταφέρονται από διάφορες πηγές και επικάθονται στους πόρους του σκυροδέματος προκαλώντας την έμφραξή τους [342]. Ένα γεγονός που μειώνει την αποτελεσματικότητα των περατών πεζοδρομίων είναι το ότι τα εδάφη στις αστικές περιοχές έχουν μειωμένη υδραυλική αγωγιμότητα λόγω εργασιών του κατασκευαστικού κλάδου. Η κατασκευή τέτοιων συστημάτων πάνω σε αδιατάρακτα εδάφη θα είχε ως αποτέλεσμα τη διατήρηση της περατότητάς του [343]. Έχει παρατηρηθεί ότι η έμφραξη των πόρων συμβαίνει με ταχύτερους ρυθμούς σε περιοχές στις οποίες οι απορροές ομβρίων έχουν μεγάλη περιεκτικότητα σε αδρόκοκκα ιζήματα και οργανικά στερεά [344]. Τα σωματίδια αυτά που φράζουν τους επιφανειακούς πόρους του οδοστρώματος μπορούν να απομακρυνθούν με τη χρήση μιας ειδικής ηλεκτρικής σκούπας, με την εφαρμογή νερού υπό πίεση ή με έναν συνδυασμό και των δύο μεθόδων [345]. Αυτές οι πρακτικές ωστόσο δεν μπορούν να χρησιμοποιηθούν για τον καθαρισμό των πόρων σε βαθύτερες στρώσεις του οδοστρώματος [346] στις οποίες αποτίθεται το πλέον λεπτόκοκκο κλάσμα των στερεών που μπορεί να φτάσει μέχρι και τη διεπιφάνεια της στρώσης βάσης και του εδάφους.

5.2.2 Περατά Οδοστρώματα

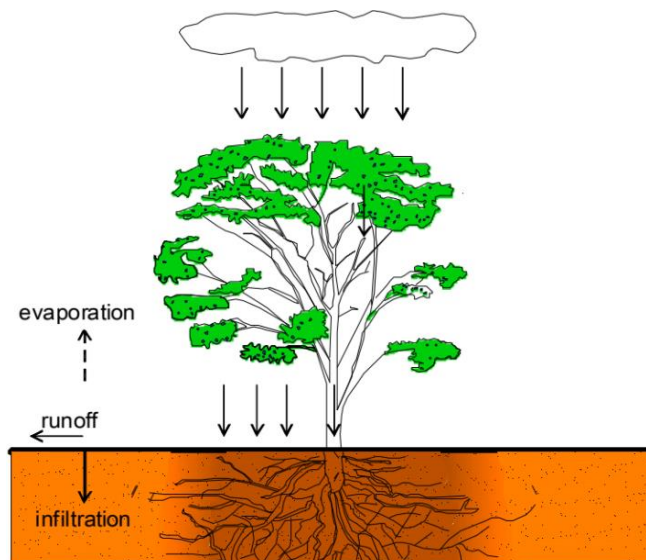
Μία ακόμα τεχνολογία ήπιας διαχείρισης ομβρίων είναι τα περατά οδοστρώματα (Σχήμα 29). Με αυτή την πρακτική τα όμβρια εγκλωβίζονται στους πόρους της επιφάνειας του οδοστρώματος που έχει ως συνδετικό υλικό το τσιμέντο ή την άσφαλτο και στη συνέχεια εξατμίζεται. Τα οδοστρώματα κατασκευάζονται με πλήρωση των πόρων με σκωρία υψικαμίνων, κονίαμα, βρύα, υδροφιλικό ιστό ή κάποιο άλλο μέσο που κατακρατά το νερό [347]. Ο κύριος στόχος τους είναι ο μετριασμός του φαινομένου της θερμικής νησίδας μέσω της πτώσης της θερμοκρασίας των επιφανειών λόγω της εξάτμισης [348]. Ωστόσο, αυτά μπορούν να παίξουν ένα σημαντικό ρόλο και στη διαχείριση των ομβρίων μέσω της κατακράτησης μέρους των απορροών στους πόρους τους. Ανάλογα με το υλικό και το βάθος πλήρωσης, ένα τέτοιο οδόστρωμα μπορεί να κατακρατήσει έως και 15 kg/m² νερού της βροχής [349]. Η ποσότητα αυτή μπορεί να αυξηθεί περαιτέρω με τη βελτιστοποίηση της δομής των οδοστρωμάτων [350]. Αυτή η ικανότητα κατακράτησης ομβρίων πρακτικά σημαίνει ότι το οδόστρωμα μπορεί να απορροφήσει ένα ύψος βροχής 1.5 cm χωρίς το σχηματισμό απορροής [351], σε περίπτωση καταιγίδας όμως είναι αναπόφευκτο να υπάρξει υπερχειλίση μετά τον κορεσμό της στρώσης βάσης και του υποκείμενου εδάφους.



Σχήμα 29. Οι τρεις στρώσεις ενός τυπικού οδοστρώματος κατακράτησης ομβρίων υδάτων. Διακρίνονται από πάνω η στρώση κατακράτησης νερού, η στρώση βάσης και η στρώση του υποκείμενου εδάφους (Qin, 2020).

5.2.3 Αστικά δέντρα

Μία ακόμα πρακτική επίγεια ήπια διαχείρισης ομβρίων μπορούν να θεωρηθούν τα δέντρα στις αστικές περιοχές. Τα δέντρα προσφέρουν πολλαπλά οφέλη όσον αφορά το μετριασμό του φαινομένου της θερμικής νησίδας, τη βελτίωση της ποιότητας του αέρα και άλλα [352]. Ένα άλλο όφελος είναι η μείωση των αστικών απορροών ομβρίων μέσω της καθυστέρησης εμφάνισης της παροχής αιχμής λόγω της παρεμπόδισης της πτώσης του νερού στο έδαφος από τα φυλλάματά τους, της εξάτμισης από την επιφάνειά τους, της ευκολότερης κατείσδυσης στο έδαφος λόγω του ριζικού τους συστήματος και της αποθήκευσής του στον κορμό τους [353, 354] (Σχήμα 30). Η απορροή σε δεδροφουτεμένες αστικές περιοχές μειώνεται σε διαφορετικές χρονικές κλίμακες. Αρχικά οι φυλλωσιές των δέντρων παρεμποδίζουν το νερό της βροχής να φτάσει στο έδαφος, το οποίο μετά τον κορεσμό των επιφανειών τους αρχίζει να κυλά προς τα κάτω. Η εξατμισοδιαπνοή διαρκεί πολλή ώρα μετά το πέρας κάθε επεισοδίου βροχής και έχει μικρή συνεισφορά στη μείωση των απορροών ομβρίων σε αντίθεση με την παρεμπόδιση της βροχής από τις φυλλωσιές και την ευκολότερη κατείσδυση των ομβρίων στο έδαφος λόγω του ριζικού συστήματος των φυτών. Ωστόσο, η εξατμισοδιαπνοή των είναι σημαντική γιατί επιστρέφει το νερό στην ατμόσφαιρα, διατηρώντας την υγεία των φυτών και αποκαθιστώντας την ικανότητά τους να καθυστερούν τη ροή του νερού προς το έδαφος μέχρι το επόμενο επεισόδιο βροχής [355].



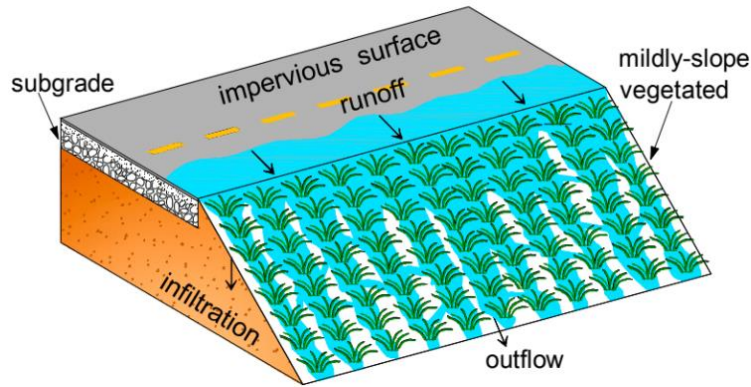
Σχήμα 30. Οι μηχανισμοί κατακράτησης, διευκόλυνσης της κατείσδυσης στο έδαφος και της εξατμισοδιαπνοής που προσφέρουν τα δέντρα στις αστικές περιοχές (Qin, 2020).

Όπως αναφέρθηκε και προηγουμένως όταν το νερό της βροχής πέφτει πάνω σε ένα δέντρο, ένα μέρος του αναχαιτίζεται από τις φυλλωσιές, ενώ το υπόλοιπο φτάνει στο έδαφος είτε μέσα από τα κενά της κόμης, είτε κυλώντας στην επιφάνεια του κορμού. Η μείωση των απορροών ομβρίων λόγω των δέντρων κυμαίνεται μεταξύ 10 και 50% [356] και εξαρτώνται από το είδος του δέντρου [357] και το κλίμα της περιοχής [358]. Ο Inkilainen κ.ά. [359] βρήκαν ότι η μέγιστη μείωση της απορροής ομβρίων λόγω της ανάσχεσης από τις φυλλωσιές είναι 9.1-21.4%, ενώ ο Χiao [360] υπολόγισε την ανάσχεση της βροχόπτωσης από 15.3% για το είδος *Jacaranda mimosifolia* έως και 66.5% για ένα ώριμο δέντρο *Tristania conferta*. Τα κωνοφόρα μπορούν να ανασχέσουν μεγαλύτερο ποσοστό των ομβρίων σε σχέση με τα πλατύφυλλα δέντρα [324], πιθανά γιατί τα πρώτα έχουν μεγαλύτερη ειδική επιφάνεια από τα τελευταία. Ο Χiao κ.ά. [360] βρήκε ότι το ποσοστό μείωσης των απορροών ομβρίων είναι περίπου 15% για ένα δέντρο αχλαδιάς και 27% για μία οξυά. Οι απώλειες ανάσχεσης ενός δέντρου επηρεάζονται σε μεγάλο βαθμό από κλιματικούς παράγοντες, όπως η ένταση της βροχόπτωσης, η ταχύτητα του ανέμου, η διάρκεια της βροχόπτωσης, το ύψος βροχής και η συχνότητα των επεισοδίων βροχής [361, 362]. Μία σημαντική παράμετρος για την επιλογή των κατάλληλων δέντρων προς φύτευση στους αστικούς κήπους είναι η εντοπιότητα των ειδών, γιατί τα φυτά αυτά είναι προσαρμοσμένα στο κλίμα της περιοχής, έχουν μικρότερες απαιτήσεις σε αρδευτικό νερό και χρειάζονται λιγότερη συντήρηση [363].

Σημαντική διεργασία για τη μείωση της απορροής των ομβρίων από τα δέντρα είναι η ευκολότερη κατείσδυση από το ριζικό τους σύστημα. Ο Armsom κ.ά. [364], μελετώντας την κατείσδυση σε ένα λάκκο με μικρό δέντρο, υπολόγισαν ότι η απορροή ήταν κατά 60% μειωμένη σε σχέση με αυτή ενός λάκκου διαστρωμένου με ασφαλικό σκυρόδεμα. Από πειράματα στα οποία μελετήθηκαν οι διαφορετικοί ρυθμοί ανάπτυξης των ριζών βρέθηκε ότι αυτές διεισδύουν και σε συμπιεσμένα εδάφη [365] και αυξάνουν την κατείσδυση των ομβρίων σε αυτά έως και 150% [366]. Οι λάκκοι δέντρων σχεδιάζονται για να κατακρατούν τις απορροές από παρακείμενες αδιαπέρατες επιφάνειες και να τις διηθούν μέσα από το έδαφος με αυξημένο ρυθμό λόγω του ριζικού συστήματος των δέντρων. Παρότι τα δέντρα στις αστικές περιοχές συνεισφέρουν στη μείωση του όγκου των απορροών, είναι αποτελεσματικά στην αναχέτιση του νερού της βροχής μόνο για μικρά επεισόδια βροχής. Σε περίπτωση καταιγίδων, η υπερχειλίση είναι αναπόφευκτη. Γι' αυτό το λόγο τα δέντρα θεωρούνται πιο σημαντικά για τη βελτίωση της ποιότητας του αστικού νερού και της ποιότητας του αέρα στις πόλεις από ότι για το μετριασμό των αστικών πλημμυρών [367].

5.2.4 Φυτεμένες λωρίδες

Οι φυτεμένες λωρίδες φίλτρασης είναι άλλη μία πρακτική ήπιας διαχείρισης ομβρίων, με την οποία επιτυγχάνεται ομοιόμορφη διάχυση των απορροών στην επιφάνειά τους και καλύτερη διήθηση [368]. Η επιφάνεια αυτή είναι φυτεμένη, συνήθως με γρασίδι και έχει ήπια κλίση για να επιτυγχάνεται η διήθησή των απορροών [369]. Οι παράγοντες που επιδρούν στην απόδοση ενός τέτοιου συστήματος είναι η κλίση της φυτεμένης λωρίδας, το μήκος της και τα είδη της χλόης που έχουν χρησιμοποιηθεί [370, 371]. Ωστόσο, καθώς οι φυτεμένες λωρίδες έχουν σχεδιαστεί πρωτίστως για την ανάσχεση της ροής και τη μείωση της ταχύτητάς της για τη βελτίωση της ποιότητας του νερού, η ικανότητά τους να μειώνουν την ποσότητα των ομβρίων είναι μειωμένη. Η χλόη πρέπει να συντηρείται τακτικά για να είναι εφικτή η επιφανειακή απορροή των ομβρίων σε βάθος χρόνου [372]. Μειονέκτημα του συστήματος είναι οι μεγάλες επιφάνειες που απαιτούνται για την εγκατάστασή τους με καταλληλότερες θέσεις τα επιχώματα δρόμων [372] (Σχήμα 31).



Σχήμα 31. Σκαρίφημα ενός συστήματος με φυτεμένες λωρίδες φίλτρασης σε θέση επιχώματος δρόμου Διακρίνονται η αδιαπέρατη επιφάνεια, η κεκλιμένη φυτεμένη λωρίδα και η διάχυση των ομβρίων σε αυτήν (Qin, 2020).

Τα σύγχρονα συστήματα φυτεμένων λωρίδων συνήθως περιλαμβάνουν και ένα κανάλι από οπλισμένο σκυρόδεμα, το οποίο διαχέει πιο αποτελεσματικά τα όμβρια κατά μήκος της φυτεμένης λωρίδας, διευκολύνοντας έτσι την εδαφική κατείσδυση [373]. Αυτό επιτρέπει και την πιο αποτελεσματική εδαφική κατείσδυση των ομβρίων για την επίτευξη της οποίας προτιμώνται περιοχές με εδάφη υψηλής υδραυλικής αγωγιμότητας [374]. Το κανάλι από σκυρόδεμα μειώνει την ταχύτητα ροής, συνεισφέροντας έτσι στην επεξεργασία των ομβρίων, τη μείωση του όγκου των απορροών και της παροχής αιχμής [373]. Οι Hunt κ.ά. [375] παρατηρώντας την υδρολογική απόκριση ενός τέτοιου συστήματος κατά τη διάρκεια 20-23 επεισοδίων βροχής, βρήκαν ότι οι απορροές ελαχιστοποιούνται και η μείωση του όγκου των ομβρίων είναι της τάξης του 85%. Οι Line και Hunt [376] κατέληξαν σε παρόμοια συμπεράσματα μελετώντας την απόκριση μίας φυτεμένης λωρίδας με κανάλι σκυροδέματος κατά τη διάρκεια 14 επεισοδίων βροχής και βρήκαν ότι ο όγκος της απορροής ομβρίων μειώνεται κατά 49% και ότι η παροχή αιχμής μειώνεται κατά 23%. Σε κάποιες περιπτώσεις, οι παροχές αιχμής μειώθηκαν έως και μία τάξη μεγέθους [374]. Παρά τη θετική συνεισφορά των φυτεμένων λωρίδων στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών, για μεγάλα ύψη βροχής δεν παρατηρείται από ένα σημείο και μετά περαιτέρω μείωση της παροχής αιχμής λόγω του σταδιακού κορεσμού του εδάφους.

5.2.5 Φυτεμένα κανάλια

Τα φυτεμένα κανάλια είναι συστήματα παρόμοια στην κατασκευή και τη λειτουργία με τις φυτεμένες λωρίδες, με διαφορετική γεωμετρία. Είναι ανοικτοί αγωγοί, χαμηλού βάθους, με επίπεδο πυθμένα και επιφανειακή στρώση με χλόη. Οι βασικές λειτουργίες τους είναι η παροχέτευση των ομβρίων, η επεξεργασία μέσω της φυτεμένης τους επιφάνειας και η μείωση του όγκου των απορροών και της παροχής αιχμής. Η απομάκρυνση των ρύπων από τα όμβρια γίνεται είτε μέσω της καθίζησης των TSS και της κατακράτησής τους στη βλάστηση, είτε με την προσρόφηση των ρύπων σε διαλυμένη μορφή από τους πόρους του εδάφους. Βασική προϋπόθεση της αποτελεσματικότητας της δέσδεμυσης των TSS είναι η αποτροπή της επαναιώρησής τους στις απορροές ομβρίων. Για τη βελτίωση της απόδοσης των φυτεμένων καναλιών συνιστάται η εγκατάσταση ενός υποκείμενου συστήματος διάτρητων αγωγών, εγκιβωτισμένων σε μία τάφρο διήθησης. Η αποτελεσματικότητα αυτής της συγκεκριμένης πρακτικής διαπιστώθηκε και στη μελέτη των Abida & Sabourin [377], με την παρακολούθηση τέτοιων συστημάτων επί 3 μήνες κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η εκροή των ομβρίων από αυτά είναι 13 φορές μειωμένη σε σχέση με τα συμβατικά.

5.3 Συστήματα Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων σε επίπεδο περιοχής

Τα SUDS σε επίπεδο περιοχής αποσκοπούν σε μια πιο κεντρική διαχείριση των αστικών απορροών, συνήθως σε επίπεδο αστικής υπολεκάνης και βρίσκονται ανάντη των θέσεων εισόδου του δικτύου ομβρίων ή είναι ενσωματωμένα σε αυτό. Τα βασικότερα από αυτά είναι οι παγίδες μακρορύπων, οι τεχνητοί υγροβιότοποι, οι λεκάνες διήθησης και οι δεξαμενές αναρρύθμισης παρουσιάζονται παρακάτω, μαζί με τα σχεδιαστικά κριτήρια.

5.3.1 Παγίδες Μακρορύπων

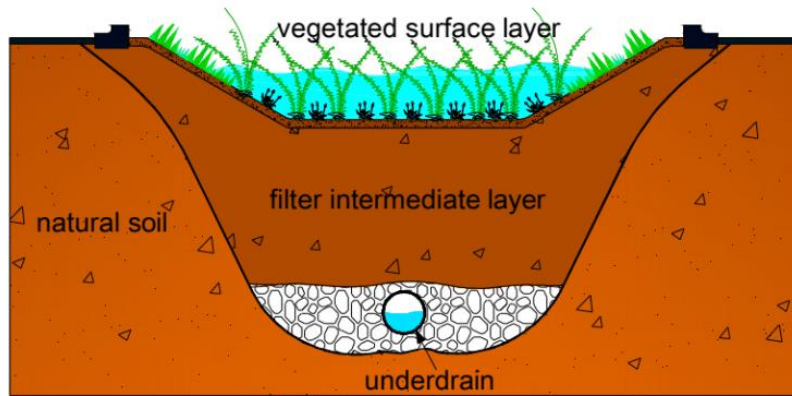
Οι παγίδες μακρορύπων είναι ένα σύνολο από πρακτικές διαχείρισης που αποσκοπούν στην κατακρατηση του αδρομερούς κλάσματος των στερεών που μεταφέρεται από τις απορροές ομβρίων πριν αυτές καταλήξουν στους υδάτινους αποδέκτες. Έχουν αναδειχτεί σε σημαντικά στοιχεία για την ποιοτική διαχείριση των ομβρίων, λόγω του ότι το 80% των πλαστικών που καταλήγουν στη θάλασσα προέρχεται από τις εκβολές περίπου 1000 λεκανών απορροής [162]. Οι παγίδες μακρορύπων περιλαμβάνουν καθιερωμένες πρακτικές, όπως οι εσχάρες του δικτύου ομβρίων, αλλά και πιο καινοτόμες λύσεις, όπως η εγκατάσταση πασσάλων στα αστικά ρέματα και κανάλια (Σχήμα 32.a) και δικτυωτών φραγμών στους ποταμούς (Σχήμα 32.b). Μειονέκτημα των SUDS για τη δέσμευση των μακρορύπων είναι η απαίτηση για συστηματική συντήρησή τους και την αποτροπή της έμφραξής τους από τα αδρομερή στερεά.



Σχήμα 32. Συστοιχία πασσάλων σε φυτεμένο κανάλι στο Christchurch της Νέας Ζηλανδίας και δίκτυο-φραγμός μακρορύπων (Waterways, Wetlands and Drainage Guide, 2012).

5.3.2 Τεχνητοί Υγροβιότοποι

Οι τεχνητοί υγροβιότοποι (Σχήμα 33) είναι κοιλάττες που έχουν σκαφτεί στο έδαφος και στη συνέχεια πληρωθεί μερικώς με μία ανώτερη φυτική στρώση, μία διηθητική ενδιάμεση στρώση και μία στρώση αποστράγγισης από αδρόκοκκο υλικό [378]. Διακρίνονται σε δύο επιμέρους κατηγορίες, τους υγροβιότοπους επιφανειακής ροής που η λειτουργία τους προσομοιάζει αυτή των φυσικών υγροβιότοπων και τους υπο-επιφανειακής ροής. Το υλικό πλήρωσης της περιοχής που εκσκάπτεται είναι και το μέσο αποθήκευσης στο οποίο κατακρατάται το νερό της βροχής [379]. Το νερό αυτό περνά μέσα από τη στρώση διήθησης και την αποστραγγιστική στρώση και τελικά κατεισδύει στο υποκείμενο φυσικό έδαφος. Σε περιπτώσεις που η υδραυλική αγωγιμότητα του υποκείμενου εδάφους είναι μικρή εγκαθίστανται διάτρητοι αγωγοί για την παροχέτευση του πλεονάζοντος νερού της βροχής προς τους παρακείμενους αποχετευτικούς αγωγούς ομβρίων [380]. Σε περιοχές στις οποίες η στάθμη του υδροφόρου ορίζοντα είναι σε χαμηλό βάθος από την επιφάνεια του εδάφους, παρατηρείται μια τοπική υπερύψωση της στάθμης του υδροφόρου ορίζοντα [381, 382].



Σχήμα 33. Διατομή ενός τυπικού συστήματος τεχνητού υγραβιότοπου. Διακρίνονται η επιφανειακή φυτεμένη στρώση, η ενδιάμεση στρώση διήθησης, η στρώση αποστράγγισης με το αδρόκοκκο υλικό και το στραγγιστικό αγωγό και το φυσικό έδαφος (Qin, 2020).

Οι τεχνητοί υγραβιότοποι επιφανειακής ροής λειτουργούν κατά παρόμοιο τρόπο με τους φυσικούς υγραβιότοπους, παρότι η ισορροπία μεταξύ των διεργασιών μπορεί να διαφέρει. Οι τεχνητοί υγραβιότοποι επιφανειακής ροής διακρίνονται στους διακοπτόμενης λειτουργίας που σχεδιάζονται να έχουν ελεύθερη επιφάνεια μόνο κατά τη διάρκεια βροχοπτώσεων και στους υγραβιότοπους που έχουν μόνιμα ελεύθερη επιφάνεια. Οι τελευταίοι έχουν το πλεονέκτημα ότι έχουν μεγαλύτερο χρόνο παραμονής και κατά συνέπεια αποτελεσματικότερη απομάκρυνση ρύπων και κατακράτηση ιζήματος λόγω καθίζησης. Για τους υγραβιότοπους με μόνιμη ελεύθερη επιφάνεια συνιστάται η κατασκευή τους ανάντη του φυτεμένου τμήματος του υγραβιότοπου.

Η άλλη κατηγορία είναι οι υγραβιότοποι υπό-επιφανειακής ροής που λειτουργούν με καθεστώς οριζόντιας ή κατακόρυφης ροής και κατασκευάζονται με μια επιφανειακή φυτική στρώση, μια εδαφική στρώση και μια υποκείμενη βάση από χαλίκια. Η απομάκρυνση των ρύπων γίνεται παρόμοια με τους υγραβιότοπους επιφανειακής ροής, εκτός από τη διεργασία της διήθησης μέσα από την πορώδη στρώση. Οι υγραβιότοποι υπο-επιφανειακής ροής είναι ιδιαίτερα αποτελεσματικοί στα αρχικά στάδια της λειτουργίας τους, αλλά έχουν το σημαντικό μειονέκτημα της χαμηλής υδραυλικής φόρτισης, η οποία μειώνεται με την έμφραξη του υποστρώματος από τις ρίζες των φυτών και την ανάπτυξη βιοφίλμ.

Οι Abida και Sabougin [383] υπολόγισαν ότι ο συνολικός όγκος των εποχικών απορροών από έναν τεχνητό υγραβιότοπο με διάτρητο αγωγό είναι 2.7-13 φορές λιγότερες σε σχέση με έναν υγραβιότοπο χωρίς διάτρητο αποστραγγιστικό αγωγό. Ένα τέτοιο σύστημα με ενδιάμεση στρώση διήθησης μεγάλου πάχους είναι εν γένει πιο αποτελεσματικό στη μείωση της παροχής αιχμής και στη μείωση του όγκου απορροής ομβρίων. Η κατακράτηση ομβρίων και η διηθητική ικανότητα της ενδιάμεσης στρώσης πρέπει να βελτιστοποιούνται ούτως ώστε να επιτυγχάνεται η μέγιστη κατακράτηση του νερού και η μέγιστη μείωση του όγκου απορροής ταυτόχρονα [384]. Ενώ ένας τεχνητός υγραβιότοπος μπορεί να κατακρατήσει πλήρως τον όγκο των ομβρίων σε μικρά ή μέτριας έντασης επεισόδια βροχής, η υπερχειλίση είναι αναπόφευκτη σε καταιγίδες και βροχοπτώσεις μεγάλης διάρκειας, με την ποσότητα που υπερχειλίζει να είναι μικρότερη στις περιπτώσεις που η ζώνη αποθήκευσης του νερού έχει μεγάλο πάχος. Η ποσότητα των ομβρίων που υπερχειλίζουν από το σύστημα μειώνεται όσο η αποθηκευτική του ικανότητα αυξάνεται [379]. Ο όγκος του νερού που υπερχειλίζει εξαρτάται επίσης από τη διάρκεια, την ένταση της βροχόπτωσης και την υδραυλική αγωγιμότητα του υποκείμενου εδάφους [385].

5.3.3 Λεκάνες Κατακράτησης/Διήθησης

Οι λεκάνες διήθησης είναι δημόσια έργα για την ποσοτική και ποιοτική διαχείριση των ομβρίων. Οι απορροές κατακρατούνται στη λεκάνη διήθησης και στη συνέχεια κατεισδύουν στο έδαφος μέσω του πυθμένα της δεξαμενής με ρυθμό που εξαρτάται από την υδραυλική αγωγιμότητα της ανώτερης στρώσης του. Μέσω της συγκεκριμένης διεργασίας γίνεται και η δέσμευση των ρύπων που περιέχονται στα όμβρια, οι οποίοι εγλωβίζονται στα κενά μεταξύ των κόκκων ή προσροφούνται σε αυτούς. Τα όμβρια καταλήγουν στους υπόγειους υδροφορείς ή παροχετεύονται μέσω στραγγιστικών αγωγών στα επιφανειακά ύδατα.

Η βλάστηση σε αυτά τα συστήματα συνεισφέρει στην κατακράτηση των TSS ως ίζημα, στη μείωση της ταχύτητας ροής και στη διατήρηση του πορώδους του εδάφους. Η υδραυλική φόρτιση δεν πρέπει να υπερβαίνει τα 75 mm/hr για να εξασφαλίζεται η αποτελεσματική επεξεργασία των ομβρίων, με συνιστώμενη τιμή τα 20 mm/hr λόγω της σταδιακής έμφραξης των πόρων από την κατακράτηση των αιωρούμενων στερεών [386]. Η επιλογή εδάφους κατάλληλης κοκκομετρίας για τη διάστρωση του πυθμένα είναι σημαντική για τη διατήρηση της διηθητικής του ικανότητας και της λειτουργικότητάς του σε βάθος χρόνου.

Ένα άλλο κρίσιμο στοιχείο για το σχεδιασμό των λεκανών διήθησης είναι ο ωφέλιμος όγκος τους, που θα πρέπει να είναι αρκετός για την αποθήκευση τουλάχιστον του όγκου αρχικής απορροής, ενώ θα πρέπει να έχει προβλεφθεί και ένας επιπλέον όγκος για την αποτροπή υπερχειλίσεων ή η κατασκευή ενός επαρκούς συστήματος υπερχειλίσης. Η εγκατάσταση τέτοιων συστημάτων συνιστάται να γίνεται κοντά σε επιφανειακά ύδατα, όπως τεχνητούς ταμιευτήρες για την άμεση παροχέτευση σε αυτούς της ποσότητας των ομβρίων που υπερχειλίζει, αλλά και ως δευτερεύοντες αποθηκευτικοί χώροι σε περιπτώσεις καταιγίδων.

Για τη διαστασιολόγηση των λεκανών διήθησης χρησιμοποιούνται τα μεγέθη της πλημμυρικής παροχής και του πλημμυρικού όγκου που υπολογίζονται από τη σχέση:

$$Q_{RO} = Q_i + Q_s$$

Όπου Q_{RO} = πλημμυρική παροχή

Q_i = παροχή διήθησης

Q_s = ρυθμός συσσώρευσης ομβρίων στη λεκάνη

Με το πέρας της καταιγίδας, μια ποσότητα ομβρίων έχει εισέλθει στο έδαφος και μια άλλη έχει αποθηκευτεί στη λεκάνη, των οποίων οι όγκοι ισούνται με τον πλημμυρικό όγκο:

$$V_{RO} = V_i + V_s$$

Όπου V_{RO} = πλημμυρικός όγκος

V_i = όγκος διήθησης

V_s = όγκος αποθήκευσης στη λεκάνη

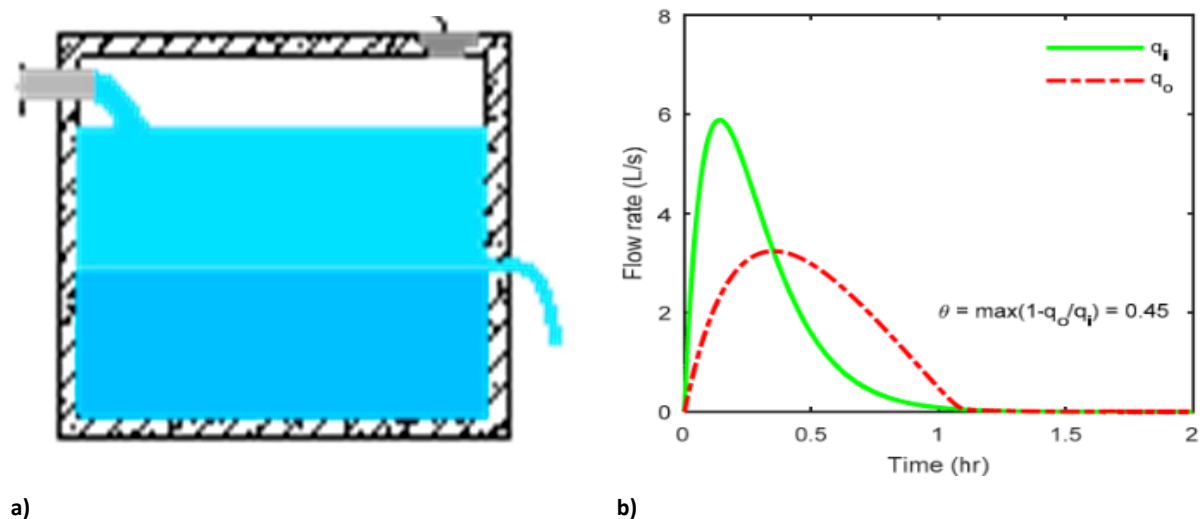
Στις μικρές λεκάνες απορροής και σε περιπτώσεις βροχοπτώσεων μικρής διάρκειας, κρίσιμος παράγοντας σχεδιασμού είναι η χωρητικότητα της λεκάνης, ενώ σε βροχοπτώσεις μεγάλης διάρκειας κρίσιμο κριτήριο σχεδιασμού είναι ο όγκος διήθησης. Σε λεκάνες απορροής με πιο σύνθετα χαρακτηριστικά απορροής, ο ωφέλιμος όγκος προκύπτει:

$$V_s = \Sigma Q_s \Delta t$$

Όπου Q_s = ο ρυθμός συσσώρευσης ομβρίων στη λεκάνη

5.3.4 Αναρρυθμιστικές Δεξαμενές

Μία τέτοια πρακτική διαχείρισης πλημμυρικών ροών πρότεινε ο Qin κ.ά. [387]. Πρόκειται για μια ρυθμιστική δεξαμενή που μπορεί προσωρινά να αποθηκεύσει το νερό της βοχής και στη συνέχεια να το διοχετεύσει σταδιακά στο δίκτυο ομβρίων. Τα όμβρια εισέρχονται από τη μία πλευρά της δεξαμενής μέσω ενός μεγάλου σωλήνα κοντά στην ανώτατη στάθμη της δεξαμενής, ενώ η εκροή τους γίνεται από την άλλη πλευρά μέσω μιας οπής που βρίσκεται σε κάποιο ύψος από τον πυθμένα για την αποφυγή της έμφραξης της λόγω των φερτών. Οι απορροές από οδοστρώματα, πεζοδρόμια, στέγες και άλλες μη-υδατοπερατές επιφάνειες εισέρχονται με τη βαρύτητα στη δεξαμενή και αποθηκεύονται προσωρινά σε αυτήν, μειώνοντας έτσι την πίεση στο δίκτυο ομβρίων. Όταν η δεξαμενή είναι άδεια, τα όμβρια κατακρατώνται στη δεξαμενή, ενώ όταν η στάθμη του νερού στη δεξαμενή είναι πάνω από την οπή εκροής ένα μέρος των απορροών που εισρέουν κατακρατώνται στη δεξαμενή και ένα μέρος εκρέει από την οπή. Τα όμβρια από τη δεξαμενή συνεχίζουν να εκρέουν από την οπή μέχρις ότου η στάθμη του νερού στη δεξαμενή να φτάσει στο ύψος της οπής. Έτσι, το σύστημα ανακτά με έναν αυτόματο τρόπο την ικανότητά του να αποθηκεύει προσωρινά πλημμυρικές ροές πριν το επόμενο επεισόδιο βροχής. Θεωρώντας μια λεκάνη απορροής με εμβαδό 100 m^2 , συντελεστή απορροής 0.8 , επιφάνεια της δεξαμενής 2 m^2 , ύψος δεξαμενής 1.5 m και θεωρώντας ένα ύψος βροχής 10 cm για μια βροχόπτωση της οποίας η ένταση είναι μια κατανομή γάμμα με διάρκεια 0.25 hr , ο Qin κ.ά. [388] βρήκαν ότι η παροχή αιχμής μειώνεται περίπου 45% και μετατοπίζεται χρονικά περίπου κατά ένα τέταρτο της ώρας (Σχήμα 34). Τα 10 cm ύψος βροχής και οι 0.25 hr διάρκεια βροχόπτωσης θεωρούνται ως ένα εξαιρετικά δριμύ επεισόδιο βροχής, συμπεραίνεται ότι με μια σειρά τέτοιων ρυθμιστικών δεξαμενών, κατάλληλων διαστάσεων, στις κατάλληλες θέσεις για την κατακράτηση των ομβρίων στην πηγή, μπορεί να μετριαστεί σημαντικά μια αστική πλημμύρα.

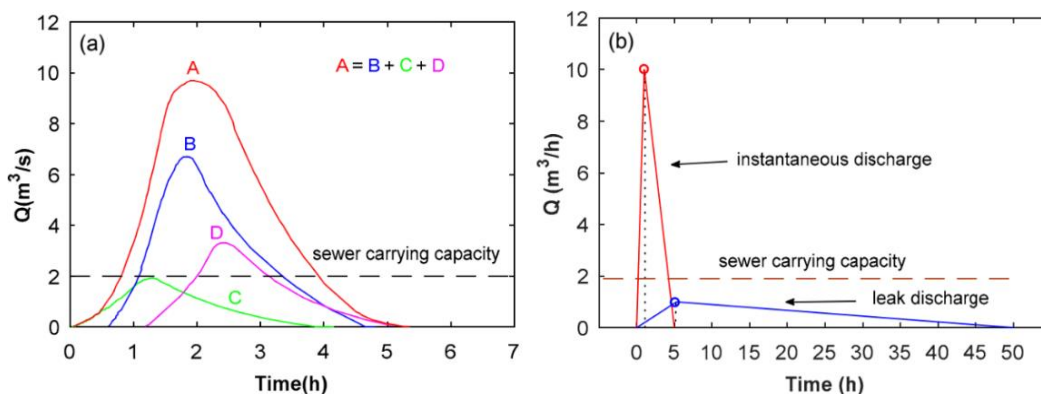


Σχήμα 34. (a) Σκαρίφημα αναρρυθμιστικής δεξαμενής, με την προσωρινή κατακράτηση των ομβρίων και τη σταδιακή εκροή τους από οπή σε ορισμένο ύψος από τον πυθμένα για την αποτροπή της έμφραξης από τα φερτά. (b) Διάγραμμα με τη μείωση της παροχής αιχμής και τη χρονική μετατόπισή της λόγω της εγκατάστασης μιας ρυθμιστικής δεξαμενής. Κατά την προσομοίωση θεωρήθηκε λεκάνη απορροής με εμβαδόν 100 m^2 , συντελεστής απορροής 0.8 , επιφάνεια δεξαμενής 2 m^2 , ύψος δεξαμενής 1.5 m και θεωρώντας ύψος βροχής 10 cm της οποίας η ένταση είναι μια κατανομή γάμμα και έχει διάρκεια 0.25 hr . $q_i(\text{L/s})$ = παροχή εισροής, $q_o(\text{L/s})$ = παροχή εκροής και θ = ρυθμός μείωσης της παροχής αιχμής (Qin, 2020).

5.4 Περιορισμοί για την εγκατάσταση των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων

Τα συστήματα διήθησης παρά τα πλεονεκτήματά τους, παρουσιάζουν το σημαντικό μειονέκτημα της σταδιακής έμφραξης της πορώδους στρώσης τους, γεγονός καταστροφικό για την απόδοση τέτοιων συστημάτων. Παρακολουθώντας την υδραυλική αγωγιμότητα των βιοφίλτρων ομβρίων, ο Le Coustumer κ.ά. [389] βρήκαν ότι ένα βιοφίλτρο με μια αρχικά χαμηλή υδραυλική αγωγιμότητα μειώνεται ελάχιστα στη πάροδο του χρόνου, κάτι που όμως δεν ισχύει στην περίπτωση βιοφίλτρων με μεγάλη υδραυλική αγωγιμότητα. Η μείωση της υδραυλικής αγωγιμότητας με την πάροδο του χρόνου οφείλεται στην απόθεση φερτών στερεών στη διεπιφάνεια εδάφους-αέρα και στη σταδιακή στερεοποίηση του εδάφους. Σε αντίθεση με τις μη-φυτεμένες τάφρους διήθησης που συνήθως φράζουν μόνιμα λόγω της συσσώρευσης ιζήματος που μεταφέρεται από το νερό της βροχής [380], τα βιοφίλτρα είναι λιγότερο πιθανό να φράξουν πλήρως γιατί οι ρίζες των φυτών παρέχουν στο σύστημα διόδους για τη διήθηση του νερού [390]. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξε και ο Dechesne κ.ά. [391], οι οποίοι βρήκαν ότι η διηθητική ικανότητα ενός τέτοιου συστήματος παραμένει ικανοποιητική και μετά από 20 χρόνια λειτουργίας. Ο κίνδυνος έμφραξης μειώνεται με την εγκατάσταση φραγμών ελέγχου σε ανάντη θέσεις για τη μείωση της ταχύτητας ροής και της καθίζησης των στερεών πριν στον υγροβιότοπο [379].

Κάποιες από τις πρακτικές που παρουσιάστηκαν παραπάνω μπορούν να χρησιμοποιηθούν συνδυαστικά για τη μείωση του όγκου των αστικών απορροών και της παροχής αιχμής. Ωστόσο, έχει αποδειχτεί ότι ένα σύνολο τέτοιων συστημάτων σε μία περιοχή έχουν το ίδιο αποτέλεσμα με το άθροισμα της συνεισφοράς που έχει το κάθε ένα ανεξάρτητα [392, 393]. Οι καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης πλημμυρικών ροών μπορούν να μετριάσουν τις αστικές πλημμύρες σε μικρά επεισόδια βροχής, αλλά δεν το πετυχαίνουν σε περιπτώσεις ισχυρών βροχοπτώσεων. Κατά τη διάρκεια αυτών, απορροές από διάφορες υδατοπερατές και μη-υδατοπερατές επιφάνειες συμβάλουν και η παροχή αιχμής πολλές φορές υπερβαίνει την παροχетеυτικότητα του δικτύου ομβρίων. Κάποια από τα SuDS, όπως οι κήποι βροχής, οι φυτεμένες λωρίδες φίλτρασης και οι τεχνητοί υγραβιότοποι απαιτούν μεγάλες διαθέσιμες εκτάσεις που σε πολλές περιπτώσεις δεν είναι διαθέσιμες στα αστικά κέντρα και η ενδεχόμενη εγκατάστασή τους θα δημιουργούσε προβλήματα σχετικά με τις χρήσεις γης. Άλλες πρακτικές όπως τα περατά οδοστρώματα δεν μπορούν να αντικαταστήσουν τα συμβατικά οδοστρώματα σε όλες τις περιπτώσεις, παρά μόνο σε δρόμους χαμηλής κυκλοφορίας, χώρους στάθμευσης και πεζοδρόμια. Γι' αυτό η συνεισφορά των SuDS στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών είναι περιορισμένη.



Σχήμα 35. Η μείωση της παροχής αιχμής λόγω της αύξησης του χρόνου εκροής των ομβρίων από το κάθε σύστημα (Q_{in} , 2020).

Σημαντικό στοιχείο για το μετριασμό της διάχυτης αστικής ρύπανσης είναι το ότι οι απορροές από διάφορες επιφάνειες συμβάλλουν στη δημιουργία της παροχής αιχμής που σε αρκετές περιπτώσεις υπερβαίνει την παροχετευτική ικανότητα του δικτύου (Σχήμα 34). Όπως διακρίνεται στο Σχήμα 35a, οι απορροές των λεκανών B, C και D συμβάλλουν δημιουργώντας το υδρογράφημα A που είναι σημαντικά μεγαλύτερο από την παροχετευτική ικανότητα του τοπικού δικτύου ομβρίων. Για να αποφευχθεί αυτό το γεγονός θα πρέπει να υπάρξει σημαντική μείωση της παροχής αιχμής [394]. Θεωρώντας μια απλουστευμένη τριγωνική μορφή των υδρογραφημάτων (Σχήμα 35b), στην οποία το εμβαδό του τριγώνου αντιστοιχεί στο συνολικό όγκο απορροής, πρέπει να γίνει μείωση της παροχής αιχμής ώστε να μην υπάρχει υπέρβαση της παροχετευτικότητας του δικτύου. Υπάρχει αναλογία μεταξύ της παροχής αιχμής και του χρόνου εκροής, δηλαδή για μείωση της παροχής αιχμής κατά 50%, πρέπει να διπλασιαστεί ο χρόνος εκροής. Ενώ οι πράσινες στέγες, τα περατά οδοστρώματα, οι τεχνητοί υγροβιότοποι και κάποια άλλα συστήματα αυξάνουν το χρόνο εκροής ως ένα βαθμό, αυτή η αύξηση δεν είναι σημαντική, ειδικά σε περιπτώσεις έντονων βροχοπτώσεων. Οι υπόγειοι περατοί θάλαμοι μπορούν να κατακρατήσουν και στη συνέχεια να διοχετεύσουν στο έδαφος αρκετά μεγάλους όγκους ομβρίων, ωστόσο ο ωφέλιμος όγκος είναι που μπορεί στιγμιαία να κατακρατήσει ένας θάλαμος είναι ίσος με τον όγκο των κενών μεταξύ του υλικού πλήρωσης. Εκτός αυτού και η διεργασία της διήθησης των ομβρίων στο έδαφος δεν είναι ελεγχόμενη και εξαρτάται απόλυτα από την υδραυλική αγωγιμότητα του εδάφους. Μία μεγάλη υδραυλική αγωγιμότητα μπορεί απλά να μεταφέρει το πρόβλημα της πλημμύρας σε περιοχές χαμηλότερου υψομέτρου. Γι' αυτό έχουν αναπτυχθεί νέες τεχνολογίες ελέγχου των εκροών για την αύξηση του χρόνου απορροής και τη μείωση της παροχής αιχμής.

Η μείωση της απόδοσης των SUDS σε βάθος χρόνου έχει αποσχολήσει ιδιαίτερα τους ερευνητές και είναι ένας από τους βασικούς λόγους που τα συστήματα ήπιας διαχείρισης ομβρίων αντιμετωπίζονται με σκεπτικισμό μέχρι σήμερα. Για παράδειγμα, ο Bergman κ.ά. [390] μελετώντας την υδρολογική συμπεριφορά δύο τάφρων διήθησης που κατασκευάστηκαν στα τέλη της δεκαετίας του 90 στο κέντρο της Κοπεγχάγης, στη Δανία, κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι ο κύκλος ζωής ενός τέτοιου συστήματος είναι στην πράξη πολύ μικρότερος από το αναμενόμενο λόγω της σταδιακής έμφραξης των διάκενων μεταξύ του υλικού πλήρωσης. Προβληματισμούς για τη διάρκεια ζωής των SUDS εξέφρασε και ο Achleitner κ.ά. [395], μελετώντας τη μεταβολή της υδραυλικής αγωγιμότητας ενός συστήματος τεχνητού υγροβιότοπου σε βάθος χρόνου. Τα αποτελέσματά των μετρήσεων έδειξαν ότι οι χημικές συνθήκες στο εδαφικό δείγμα εξαρτώνται σε μεγάλο βαθμό από τις συγκεντρώσεις υποβάθρου. Ο Zhou κ.ά. [396] περιέγραψαν μια περίπτωση μελέτης με τάφρους διήθησης και λεκάνες ανάσχεσης για το μετριασμό του πλημμυρικού κινδύνου υπό την επίδραση της κλιματικής αλλαγής. Η μελέτη αυτή ανέδειξε τις δυνατότητες των λεκανών ανάσχεσης τόσο στη μείωση του όγκου των πλημμυρικών ροών σε περιπτώσεις πολύ ισχυρών επεισοδίων βροχής, όσο και στη δημιουργία χώρων πρασίνου και αναψυχής στο αστικό τοπίο, παρά το σημαντικό τους μειονέκτημα που είναι η μεγάλη απαιτούμενη επιφάνεια για την εγκατάστασή τους, που δεν είναι πάντα διαθέσιμη στις αστικές περιοχές.

Παρότι τα διάφορα SUDS κατακρατούν, αποθηκεύουν ή διηθούν τα όμβρια, παρατηρούνται υπερχειλίσεις κατά τη διάρκεια καταιγίδων. Καθώς μια αστική πλημμύρα εξελίσσεται με τη συμβολή υπερχειλίσεων από διαφορετικές υπολεκάνες, με παροχή αιχμής που υπερβαίνει την παροχετευτική ικανότητα του δικτύου ομβρίων, τα καθιερωμένα SUDS αδυνατούν να τη μετριάσουν γι' αυτό και πλέον η έρευνα εστιάζεται σε συστήματα ελέγχου της εκροής.

5.5 Οι Πράσινες και Γκρι Υποδομές στη διαχείριση των απορροών ομβρίων

Διάφορα κριτήρια μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την κατάταξη των πρακτικών και τεχνολογιών διαχείρισης των ομβρίων στις πόλεις. Μερικά από αυτά είναι η κλίμακα των έργων, τα υλικά κατασκευής, η λειτουργία τους, το ιδιοκτησιακό καθεστώς (ιδιωτικά ή δημόσια), το πόσο αποκεντρωμένα είναι (επίπεδο οικίας ή γειτονιάς), καθώς και από τη θέση εγκατάστασής τους μέσα στην αστική λεκάνη. Στη βιβλιογραφία οι υποδομές επεξεργασίας απορροών ομβρίων συνήθως διακρίνονται στις Πράσινες ή Μπλε-Πράσινες (Green/Blue-Green Infrastructure) και στις Γκρι Υποδομές (Grey Infrastructure), έννοιες που εμπεριέχουν τα παραπάνω κριτήρια και κυρίως τα υλικά κατασκευής, τη λειτουργία και την κλίμακα. Τα τελευταία χρόνια έχει επικρατήσει μια υβριδική προσέγγιση στη διαχείριση των ομβρίων με την ενσωμάτωση τέτοιων υποδομών στις ήδη υπάρχουσες Γκρι Υποδομές του αποχετευτικού δικτύου, αξιοποιώντας έτσι τα πλεονεκτήματα και των δύο [397, 398].

Τα τεχνητά στοιχεία του αστικού υδρογραφικού δικτύου που χρησιμοποιούνται στις καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης των ομβρίων χαρακτηρίζονται ως Γκρι Υποδομές λόγω της εκτεταμένης χρήσης σπλισμένου σκυροδέματος και περιλαμβάνουν κανάλια, εγκιβωτισμένα και υπογειοποιημένα ρέματα. Η λειτουργία τους αποσκοπεί στη γρήγορη εκτροπή και παροχέυτευση των ομβρίων προς τους υδάτινους αποδέκτες, κατά κανόνα χωρίς κάποια επεξεργασία. Η συμπαράσυρση από τις ροές διαφόρων ρύπων που αποτίθενται και σταδιακά συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες, έχει ως αποτέλεσμα την υποβάθμιση της ποιότητας των υδάτων στους αποδέκτες και σε κάποιες περιπτώσεις στη ρύπανση των υπογείων υδάτων που συχνά χρησιμοποιούνται για την κάλυψη μέρους των υδρευτικών αναγκών των πόλεων. Ένα από τα πρώτα συστήματα επεξεργασίας ήταν οι δεξαμενές κατακράτησης της αρχικής απορροής, που παρουσιάζουν τις μεγαλύτερες συγκεντρώσεις ρύπων και η απομάκρυνση των αιωρούμενων στερεών με καθίζηση.

Η σύγχρονη προσέγγιση για το μετριασμό της διάχυτης αστικής ρύπανσης εστιάζει στην αντιμετώπιση του προβλήματος στην πηγή, με τις Μπλε-Πράσινες Υποδομές, η κατασκευή των οποίων απαιτεί ελαχιστη χρήση τεχνητών υλικών όπως το σκυρόδεμα. Οι Μπλε-Πράσινες Υποδομές εγκαθίστανται σταδιακά ως έργα συμπληρωματικά των δικτύων ομβρίων στα περισσότερα ανεπτυγμένα κράτη και στο Ηνωμένο Βασίλειο και τις χώρες της Ευρωπαϊκής Ένωσης αναφέρονται ως SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems). Τα SUDS αξιοποιούν φυσικές διεργασίες όπως είναι η διήθηση, η εδαφική κατείδυση, η προσρόφηση, η εξάτμιση και η εξατμισοδιαπνοή για την αποκατάσταση του υδρολογικού κύκλου των πόλεων στην κατάσταση που ήταν πριν αστικοποιηθεί. Κατακρατούν μέρος των ομβρίων στις πορώδεις στρώσεις τους, το οποίο επιστρέφει στην ατμόσφαιρα μέσω της εξάτμισης και της εξατμισοδιαπνοής ή εκτρέπεται προς τους υπόγειους υδροφορείς. Έτσι επιτυγχάνεται μείωση της πίεσης στο δίκτυο η οποία οφείλεται όχι μόνο στη μείωση των εισρεόντων όγκων ομβρίων αλλά και στη χρονική υστέρηση της ποσότητάς τους που επηρεάζει από τα SUDS να εισέλθει στο δίκτυο. Ωστόσο, η συμβολή τους στην αντιπλημμυρική προστασία των πόλεων είναι περιορισμένη λόγω φαινομένων όπως η σταδιακή έμφραξη των πόρων. Τα συστήματα αποσκοπούν εκτός από τη βελτίωση της ποιότητας του νερού, και στη βελτίωση της ποιότητας του αέρα, αλλά και στη διατήρηση και την ανάπτυξη των αστικών οικοσυστημάτων λόγω των φυτικών στρώσεων που συνήθως περιλαμβάνουν. Επειδή είναι αποκεντρωμένα έργα, σε επίπεδο οικίας ή γειτονιάς, δεσμεύουν επί τόπου μέρος των ρυπαντικών φορτίων που περιέχονται στα όμβρια κυρίως μέσω διεργασιών προσρόφησης στις πορώδεις στρώσεις τους. Ένα μέρος των ρύπων που περιέχονται στα όμβρια δεσμεύονται στις πορώδεις στρώσεις τους μέσω προσρόφησης.

5.6 Η απόδοση των SuDS και η επίδραση του δομημένου περιβάλλοντος

Η αποτελεσματικότητα των SuDS εξαρτάται από το βαθμό που επιτυγχάνουν τους στόχους τους στην περιοχή μελέτης. Αυτοί μπορεί να κυμαίνονται σε επίπεδο κατοικίας από την αισθητική αναβάθμιση και την εξοικονόμηση ενέργειας μέσω της εγκατάστασης μιας πράσινης στέγης μέχρι την αντιπλημμυρική προστασία και το μετριασμό της διάχυτης ρύπανσης σε επίπεδο πόλης με την κατασκευή πιο κεντρικών συστημάτων όπως τεχνητοί υγροβιότοποι και τη συνολική επίδραση των αποκεντρωμένων SuDS. Η μείωση της πλημμυρικής παροχής επιτυγχάνεται με την εκτροπή μέρους των ομβρίων προς τους υπόγειους υδροφορείς και την ατμόσφαιρα μέσω εξατμισοδιαπνοής και της καθυστέρησης των όγκων που υπερχειλίζουν, ενώ ο μετριασμός της διάχυτης ρύπανσης επιτυγχάνεται με τη δέσμευση των ρύπων σε πορώδεις στρώσεις μέσω διεργασιών προσρόφησης. Στην ενότητα αυτή παρουσιάζονται βιβλιογραφικά στοιχεία για τη μείωση των απορροών ομβρίων και των ρύπων που περιέχονται σε αυτά που επιτυγχάνουν διάφορα SuDS.

5.6.1 Η αποτελεσματικότητα των SuDS στη μείωση των απορροών ομβρίων

Τα περισσότερα από τα SuDS αποσκοπούν στη μείωση των απορροών ομβρίων με την εκτροπή μέρους τους προς τους υπόγειους υδροφορείς και της επιστροφής τους στην ατμόσφαιρα μέσω της διεργασίας της εξατμισοδιαπνοής. Η αποτελεσματικότητα των SuDS στη μείωση των απορροών ομβρίων έχει διερευνηθεί σε διάφορες επιστημονικές εργασίες, τα αποτελέσματα 15 εκ των οποίων παρουσιάζονται στον Πίνακα 15.

Πίνακας 15. Η απόδοση διαφορετικών SuDS ως προς τη μείωση των απορροών ομβρίων.

SuDS	Μείωση απορροών ομβρίων	Επιστημονική εργασία
Εκτεταμένες πράσινες στέγες	<ul style="list-style-type: none">• 13.8-60.8%• 12-25%• 35.5-100%• 32-50.4%• 19-98%	<ul style="list-style-type: none">• Lee κ.ά., 2015• Spolek κ.ά., 2008• Zhang κ.ά., 2015• Palermo κ.ά., 2019• DeNardo κ.ά., 2005
Εντατικές πράσινες στέγες	67.5%	Speak κ.ά., 2013
Στέγες με στρώση χαλικιών	50%	Carpenter & Kaluvakolanu, 2011
Βαρέλια συλλογής ομβρίων	3-44%	Litofsky & Jennings, 2014
Κήποι βροχής	99.2%	Dietz & Clausen, 2005
Υπόγειες δεξαμενές	70%	Khastagir & Jayasuriya, 2010
Περατά οδοστρώματα	15 kg/m ²	Yamagata κ.ά., 2008
Αστικό πράσινο (δέντρα)	<ul style="list-style-type: none">• 10-50%• 9.1-21.4%• 15.3-66.5%	<ul style="list-style-type: none">• Roth κ.ά., 2007• Inkilainen κ.ά., 2013• Xiao κ.ά., 2002
Φυτεμένες λωρίδες	49%	Line & Hunt, 2009

5.6.2 Η απόδοση των SuDS στη μείωση των ρύπων στις απορροές ομβρίων

Τα SuDS κυρίως μέσω της καθίζησης, της διήθησης μέσα από πορώδεις στρώσεις και της βιοαποικοδόμησης οδηγούν στη μείωση των ρυπαντικών φορτίων στις απορροές ομβρίων που επεξεργάζονται. Αρκετές επιστημονικές εργασίες έχουν εκπονηθεί για τη διερεύνηση της αποτελεσματικότητάς τους στην απομάκρυνση των ρύπων από τα όμβρια.

Στην εργασία του Davis [399] καταγράφηκε η μείωση των ρυπαντικών φορτίων στα όμβρια που επεξεργάζονται δύο συστήματα διήθησης και βιοαποικοδόμησης που έχουν εγκατασταθεί στη πανεπιστημιόπολη του Maryland στις Η.Π.Α. μεταξύ του καλοκαιριού του 2003 και της άνοιξης του 2004. Το ένα κύτταρο είχε τον κλασικό σχεδιασμό, ενώ το άλλο περιλάμβανε και σηπτική δεξαμενή. Έγινε συλλογή δεδομένων από 12 επεισόδια βροχής στα οποία έγινε έπειτα ανάλυση για τον προσδιορισμό της περιεκτικότητάς τους σε TSS, φώσφορο και ψευδάργυρο. Εννέα ζεύγη τιμών συλλέχθηκαν για συγκεντρώσεις χαλκού και μόλυβδου και τρία για νιτρικά. Σε δύο επεισόδια βροχής δεν υπήρξε καθόλου εκροή από τα συστήματα, ενώ στα υπόλοιπα επεισόδια παρατηρήθηκε μείωση της συγκέντρωσης ρύπων στα όμβρια 47% στα TSS, 76% στον TP, 83% στο NO₃-N και 57(Cu)-83(Pb)% στα μέταλλα.

Στην εργασία των Lu & Stanford [400] έγινε διερεύνηση της απόδοσης του συστήματος διήθησης και βιοαποικοδόμησης Filtterra ως προς την αποτελεσματικότητα της απομάκρυνσης ρύπων από τις απορροές ομβρίων. Το σύστημα Filtterra αποτελείται από εδαφικό φίλτρο μέσα σε κιβώτιο από οπλισμένο σκυρόδεμα που στη συνέχεια φυτεύτηκε με βλάστηση. Τα συστήματα εγκαταστάθηκαν στην περιοχή στάθμευσης έκτασης 210 m² μπροστά από το δημαρχείο του Falls Church στην πολιτεία της Virginia στις Η.Π.Α. Από την επεξεργασία των δεδομένων που συλλέχθηκαν βρέθηκε σημαντική μείωση των ρύπων στα όμβρια, με μεγαλύτερη αυτή στα TSS που είναι της τάξης του 85% και ακολουθούν 55% του TP, 20% του TKN, 16% του 16% και 50% του Zn.

Οι Diblasi κ.ά. [401] εξέτασαν τον κύκλο ζωής 16 πολυκυκλικών αρωματικών υδρογονανθράκων που είναι ουσίες προτεραιότητας στα όμβρια και την απομάκρυνσή τους με τη λειτουργία συστήματος διήθησης και βιοαποικοδόμησης. Από τις μετρήσεις των συγκεντρώσεων PAHs στα όμβρια πριν και μετά την επεξεργασία προέκυψε μέση μείωση της μάζας της τάξης του 87%, με εύρος 31-99%.

Οι Wan κ.ά. [402] διερεύνησαν την απομάκρυνση του αζώτου από τα όμβρια μέσω συστημάτων διήθησης και βιοαποικοδόμησης που εγκαταστάθηκε στην πόλη της Σαγκάης στην Κίνα. Η συλλογή των ομβρίων έγινε σε επιφάνεια 400 m², ενώ η επιφάνεια του συστήματος ήταν 20m². Συχνά σε αυτά τα συστήματα παρατηρείται διαφυγή αζώτου και γι' αυτό το λόγο στη συγκεκριμένη εργασία έγινε χρήση πριονιδιού. Η χρήση πριονιδιών αποδείχθηκε ιδιαίτερα αποτελεσματική ως προς την παρεμπόδιση των διαφυγών αζώτου. Το ολικό άζωτο που απομακρύνεται από τις απορροές ομβρίων με το συγκεκριμένο σύστημα φτάνει το 54.5%.

Αντίστοιχη εργασία με έμφαση ωστόσο στο διαλυμένο άζωτο είναι αυτή των Lopez-Ronnada κ.ά. [403], οι οποίοι υπολόγισαν την απομάκρυνση του ολικού αζώτου από τις απορροές ομβρίων στο 90%.

Τέλος, οι Lieske κ.ά. [404] εξέτασαν τα ποσοστά απομάκρυνσης αιωρούμενων στερεών από τις απορροές ομβρίων με την εγκατάσταση αποκεντρωμένων συστημάτων επεξεργασίας ομβρίων και υπολόγισαν μείωση των συγκεντρώσεων κατά 19% και 29% στις δύο περιοχές δειγματοληψίας που εξετάστηκαν.

Οι Hartwell & Roberts ανέλυσαν δείγματα απορροών ομβρίων από το Auckland της Νέας Ζηλανδίας και μέτρησαν τις συγκεντρώσεις 5 ποιοτικών παραμέτρων, τα TSS, τον ολικό φώσφορο, το άζωτο, τα βαρέα μέταλλων και τα βακτήρια. Οι συγκεντρώσεις των παραμέτρων μετρήθηκαν πριν και μετά την επεξεργασία τους από διάφορα SuDS όπως τα φυτεμένα κανάλια, οι λεκάνες διήθησης, οι ξηρές λεκάνες κατακράτησης, οι εκτεταμένες λεκάνες κατακράτησης και οι τεχνητοί υγροβιότοποι. Τα αποτελέσματα των μετρήσεων παρουσιάζονται στον Πίνακα 16 μαζί με τα αποτελέσματα των υπόλοιπων επιστημονικών εργασιών που παρουσιάστηκαν στην ενότητα αυτή.

Πίνακας 16. Η απόδοση διαφορετικών SuDS ως προς τη μείωση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων στα όμβρια.

SuDS	Απομάκρυνση ρυπαντικών φορτίων (%)							Πηγή
	TSS	TP	N	BOD	Metals	PAH	E. coli	
Συστήματα διήθησης σε επίπεδο γειτονιάς	47	76	83 ⁽²⁾	-	57-83	-	-	Davis, 2007
	85	55	20 ⁽¹⁾	-	16-50	-	-	Stanford & Yu, 2007
	-	-	-	-	-	31-99	-	Dibiasi κ.ά., 2009
	-	-	54.5 ⁽¹⁾	-	-	-	-	Wan κ.ά., 2018
	-	-	90 ⁽¹⁾	-	-	-	-	Lopez-Ponnada κ.ά., 2020
	19-29	-	-	-	-	-	-	Lieske κ.ά., 2021
Φυτεμένα κανάλια	20-60	20-40	20-40 ⁽¹⁾	20-40	20-60	-	20-40	Hartwell & Roberts, 2002
Λεκάνες διήθησης	60-100	40-80	40-80 ⁽¹⁾	20-60	40-100	-	60-100	
Ξηρές λεκάνες κατακράτησης	40-80	40-60	20-40 ⁽¹⁾	20-40	20-60	-	0-40	
Εκτεταμένες λεκάνες κατακράτησης	60-80	40-80	40-60 ⁽¹⁾	20-60	40-80	-	40-80	
Τεχνητοί υγροβιότοποι	60-80	40-80	20-60 ⁽¹⁾	20-40	40-80	-	60-100	

(¹): Συγκέντρωση ολικού αζώτου TKN

(²): Συγκέντρωση νιτρικού αζώτου (NO₃⁻)

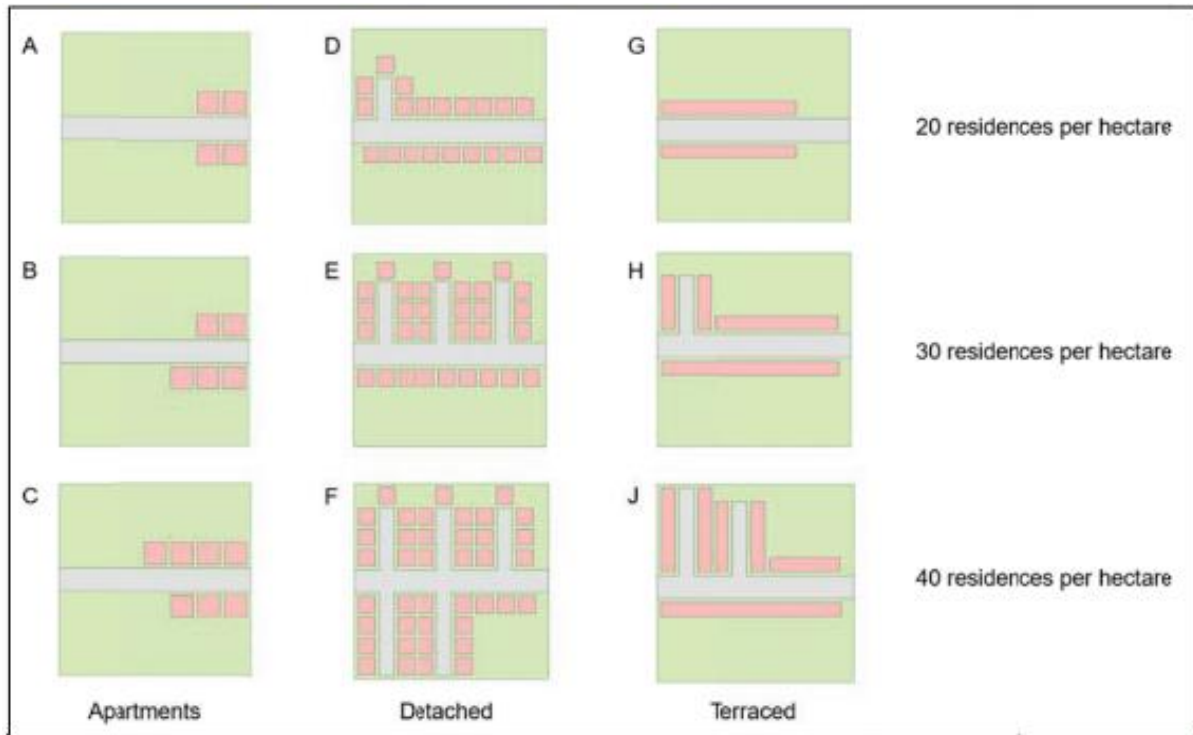
(³): Συγκέντρωση αμμωνιακού αζώτου (NH₃₋₄⁺)

5.6.3 Η επίδραση του δομημένου περιβάλλοντος στην απόδοση των SuDS

Για την επιλογή των κατάλληλων SuDS στους νέους οικισμούς ή στις περιοχές των λεκανών απορροής που υπάρχει επέκταση του αστικού ιστού μεγάλη σημασία έχει η πυκνότητα δόμησης. Η αστική πυκνότητα εκτός από τη διαχείριση ομβρίων επηρεάζει και τομείς όπως η ενέργεια και η βιωσιμότητα μιας πόλης. Η κατανάλωση ενέργειας έχει εξελιχθεί σε σημαντικό παράγοντα για τον πολεοδομικό σχεδιασμό, με τις πυκνοδομημένες πόλεις να επιτυγχάνουν σημαντική μείωση της, κυρίως μέσω των μειωμένων απαιτήσεων για μετακινήσεις [405,406], ωστόσο από ένα σημείο πυκνότητας δόμησης και μετά η κατανάλωση ενέργειας αυξάνεται. Μία ακόμα παράμετρος που έχει απασχολήσει για δεκαετίες τους πολεοδόμους είναι η βιωσιμότητα των πόλεων και η έλλειψη δημοσίων χώρων πρασίνου και αναψυχής σε αρκετές πόλεις, με τις πιο αραιοκατοικημένες πόλεις να σχετίζονται με μια καλύτερη ποιότητα ζωής [407]. Η αστική πυκνωση και η επέκταση των πόλεων παρουσιάζουν πλεονεκτήματα και μειονεκτήματα, γι' αυτό η σύγχρονη τάση είναι να γίνεται ένας συγκερασμός των δύο [408]. Τα SuDS δρουν κατά κανόνα επικουρικά με το δίκτυο ομβρίων λόγω της μειωμένης συνεισφοράς τους στην αντιπλημμυρική προστασία των πόλεων γι' αυτό θεωρούνται ιδανική λύση σε περιπτώσεις επέκτασης του οικιστικού ιστού πόλεων που διαθέτουν δίκτυο ομβρίων που δεν μπορεί να υποστηρίξει περαιτέρω ανάπτυξη. Η αύξηση των αδιαπέρατων επιφανειών στις λεκάνες απορροής, είτε λόγω της αστικής πυκνωσης είτε λόγω της δημιουργίας νέων οικισμών οδηγεί στην αύξηση του όγκου των επιφανειακών απορροών και του ρυθμού σχηματισμού τους στην αστική λεκάνη, καθώς και στην αύξηση της συχνότητας εμφάνισης και της δριμύτητας των αστικών πλημμυρών. Η καθιερωμένη πρακτική διαχείρισης των ομβρίων αποσκοπεί στη ταχύτερη δυνατή παροχέτευσή τους προς τους υδάτινους αποδέκτες και λόγω της έλλειψης αποθηκευτικού χώρου στα δίκτυα ομβρίων, όταν η εισροές είναι μεγαλύτερες από τις εκροές, τα προβλήματα επιδεινώνονται. Η σύνδεση σε ένα αποχετευτικό δίκτυο νέων κλάδων λόγω της επέκτασης μιας πόλης μπορεί να οδηγήσει στον κορεσμό του, ενώ η αύξηση της παροχετευτικότητάς του δικτύου απαιτεί ιδιαίτερα ακριβά έργα για τη τροποποίηση των υφιστάμενων υποδομών. Οι Lenon, Scott και O'Neil [409] υποστηρίζουν ότι οι καθιερωμένες πρακτικές διαχείρισης θα γίνουν στο μέλλον παρωχημένες, λόγω της κλιματικής αλλαγής και της αστικοποίησης που εκτιμάται ότι θα ενταθεί. Η ενσωμάτωση των Πράσινων Έργων Υποδομής στον πολεοδομικό σχεδιασμό εξελίσσεται σε μια επιτακτική ανάγκη για την ανθεκτικότητα των πόλεων.

Για το σωστό σχεδιασμό ενός δικτύου ομβρίων είναι απαραίτητη η κατανόηση του αστικού υδρολογικού κύκλου και η αλληλεπίδραση των φυσικών και ανθρωπογενών στοιχείων του, όπως οι διεργασίες της αποθήκευσης και μεταφοράς των ομβρίων [410]. Οι αστικές λεκάνες χαρακτηρίζονται από πιο σύνθετες διαδρομές των ομβρίων και κατά συνέπεια από δυσκολότερη παρακολούθηση του υδρολογικού κύκλου, πρόβλημα το οποίο εντείνεται λόγω της μειωμένης προσβασιμότητας σε αρκετά στοιχεία του αστικού υδρογραφικού δικτύου που είναι ιδιότητα [411]. Ένα άλλο χαρακτηριστικό των αστικών λεκανών είναι ότι οι υδρολογικές διεργασίες σε αυτές είναι πολύ μικρότερες σε σχέση με τις φυσικές. Οι Niemcyniowicz κ.ά. (1999) κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι και η συλλογή δεδομένων θα πρέπει να γίνεται και αυτή σε μικρότερη κλίμακα, για τη βελτίωση της ακρίβειας των αποτελεσμάτων των μοντέλων και την καλύτερη παρακολούθηση των διεργασιών. Παρότι η χρήση δεδομένων που έχουν συλλεχθεί σε μεγαλύτερη κλίμακα είναι μία πηγή προβλημάτων στις προσομοιώσεις των μαθηματικών μοντέλων, αυτά χρησιμοποιούνται ευρύτατα από τους μελετητές λόγω της διαθεσιμότητάς τους.

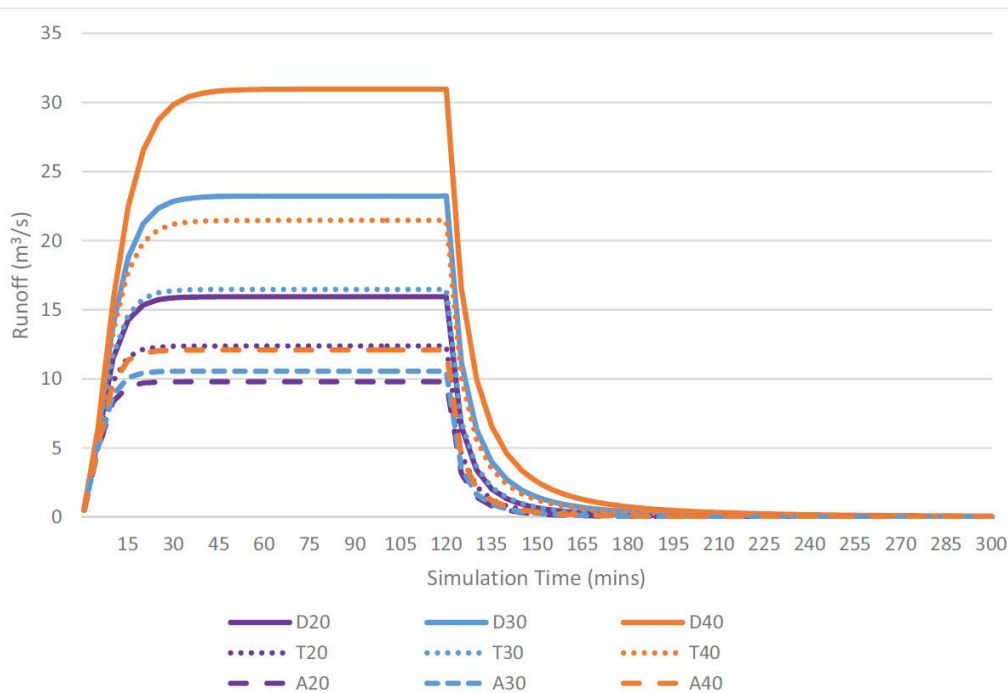
Οι Charman και Hall [412] για τη διερεύνηση της σχέσης μεταξύ της οικιστικής πυκνότητας και του τύπου των κατοικιών με τον σχηματισμό απορροών ομβρίων έκαναν προσομοιώσεις υδρολογικών μοντέλων σε λεκάνη απορροής με έκταση 1 εκταρίου με 20, 30 και 40 κατοικίες και τρεις διαφορετικούς τύπους κατοικίας, διαμερίσματα σε πολυκατοικίες, ανεξάρτητες μονοκατοικίες και σπίτια σε σειρές (Σχήμα 37).



Σχήμα 37. Τα 9 διαφορετικά σενάρια που μοντελοποιήθηκαν στην εργασία των Charman & Hall, 2021.

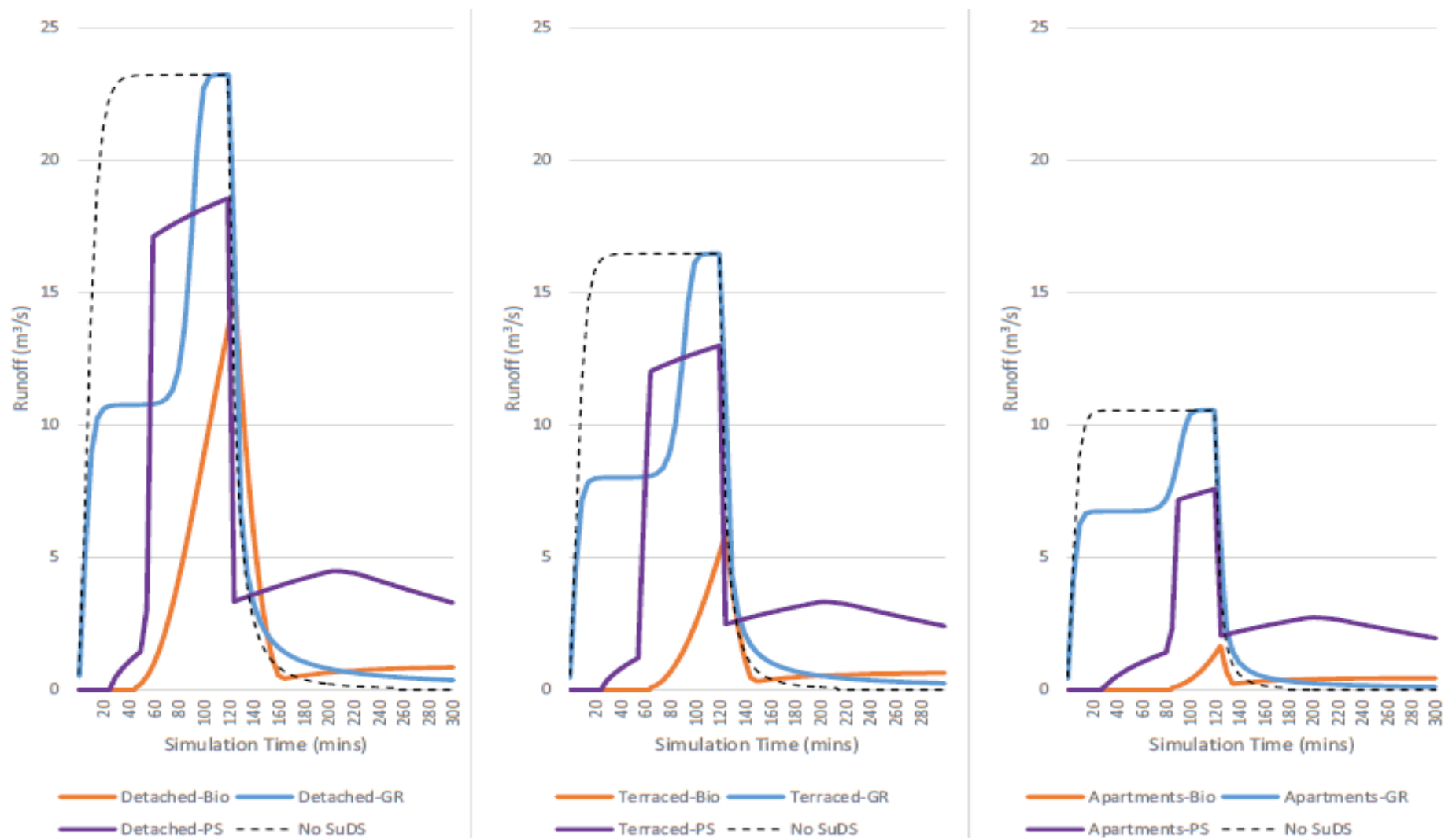
Από τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων προέκυψε ότι ανεξάρτητα από το σενάριο η αστική υδρολογία της περιοχής μελέτης παρουσίαζε κάποια κοινά μοτίβα. Η χαμηλή υγρασία πριν τη βροχόπτωση είχε ως αποτέλεσμα αυξημένη υστέρηση και μειωμένη παροχή αιχμής, καθώς η εδαφική κατείδυση είναι πιο εύκολη ξηρασίας πριν τη βροχόπτωση. Μετά τον κορεσμό του εδάφους η επιπλέον ποσότητα ομβρίων σχημάτιζε επιφανειακές απορροές, ενώ η κλίση στην περιοχή μελέτης οδηγούσε σε μείωση του χρόνου υστέρησης και αύξηση της παροχής αιχμής, καθώς αναπτύσσονται μεγαλύτερες ταχύτητες ροής στις κεκλιμένες επιφάνειες. Ανάλογα με τον τύπο εδάφους καταγράφηκαν διαφορετικές πλημμυρικές παροχές, λόγω των διαφορετικών ρυθμών κατείδυσης που τα χαρακτηρίζουν. Ο αμμώδης τύπος εδάφους έδωσε τη χαμηλότερη πλημμυρική παροχή και το μεγαλύτερο χρόνο υστέρησης που οφείλεται στο αυξημένο πορώδες, ενώ στα αργιλώδη εδάφη παρατηρήθηκε το αντίθετο.

Τόσο η πυκνότητα δόμησης όσο και ο τύπος των κατοικιών παρατηρήθηκε ότι είχε επίδραση στην υδρολογική απόκριση της λεκάνης. Η αυξημένη πυκνότητα δόμησης οδήγησε στην αύξηση των παροχών που καταγράφηκαν όσο και της παροχής αιχμής. Αυτό παρατηρήθηκε και τους 3 διαφορετικούς τρόπους που αναπτύχθηκε ο οικισμός, με τις πολυκατοικίες να οδηγούν σε μειωμένο σχηματισμό απορροών ομβρίων, σε αντίθεση με τις μονοκατοικίες που οδήγησαν στις μεγαλύτερες πλημμυρικές παροχές λόγω της μεγαλύτερης κάλυψης της περιοχής μελέτης με αδιαπέρατες επιφάνειες. Η επίδραση των δύο αυτών παραγόντων στην υδρολογική απόκριση της λεκάνης διακρίνεται στο Σχήμα 38.



Σχήμα 38. Η επίδραση του τύπου κατοικίας και της πυκνότητας δόμησης στο υδρογράφημα για επεισόδιο βροχής 2-h και περιόδου επαναφοράς 5-y. Με D, T και A απεικονίζονται τα διαμερίσματα σε πολυκατοικίες, οι ανεξάρτητες μονοκατοικίες και τα σπίτια σε σειρές αντίστοιχα, ενώ με διαφορετικά χρώματα το πλήθος των κατοικιών στην περιοχή μελέτης, μωβ για 20, γαλάζιο για 30 και πορτοκαλί για 40 κατοικίες (Chapman & Hall, 2021).

Στη συγκεκριμένη εργασία [412] έγινε και διερεύνηση της συνεισφοράς διαφόρων SuDS στην ανάσχεση του σχηματισμού απορροών ομβρίων. Τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων παρουσιάζονται στο Σχήμα 39, στο οποίο διακρίνονται τα υδρογραφήματα του σεναρίου βάσης και η μεταβολή στη πλημμυρική παροχή λόγω της εγκατάστασης 3 διαφορετικών τύπων SuDS στην περιοχή μελέτης και πιο συγκεκριμένα συστήματα βιοκατακράτησης (Bio), πράσινων στεγών (GR) και υδατοπερατών επιφανειών (PS) στους 3 διαφορετικούς τύπους δόμησης (πολυκατοικίες, μονοκατοικίες, σπίτια σε σειρά). Τα υδρογραφήματα με την εγκατάσταση συστημάτων βιοκατακράτησης παρουσιάζουν χαρακτηριστική μορφή με έναν απότομο ανιόντα κλάδο και έναν εξίσου απότομο κατιόντα κλάδο. Μετά τον κατιόντα κλάδο παρατηρήθηκε σε όλες τις περιπτώσεις και μια δεύτερη μικρότερη κορυφή στο υδρογράφημα, καθώς η απορροή που έχει επιβραδυνθεί από το σύστημα εξακολουθεί να εκρέει από αυτό μετά το επεισόδιο βροχής. Καθώς η βιοκατακράτηση αυξάνεται, η παροχή αιχμής μειώνεται και αυξάνεται ο χρόνος υστέρησης, κάτι που παρατηρήθηκε σε όλα τα σεναρία πυκνότητας δόμησης και τύπου κατοικίας. Η υδρολογική απόκριση στα σεναρία με τις πράσινες στέγες χαρακτηρίζεται από μία έντονη αρχική αύξηση στις πλημμυρικές παροχές πριν το στάδιο σταθεροποίησης. Το αρχικό στάδιο του υδρογραφήματος οφείλεται στο ότι το νερό της βροχής δεν πέφτει σε μη-φυτεμένες στέγες. Μετά την πρώτη φάση σταθεροποίησης ακολουθεί ένα στάδιο απότομης αύξησης της παροχής και μια δεύτερη φάση σταθερής παροχής. Το δεύτερο στάδιο αύξησης των παροχών οφείλεται στον κορεσμό της πορώδους στρώσης των πράσινων στεγών και στα όμβρια που υπερχειλίζουν από αυτές. Οι υδατοπερατές επιφάνειες επίσης χαρακτηρίζονται από δύο στάδια αύξησης της απορροής, με σημαντική διαφορά μεταξύ του πρώτου και του δεύτερου. Καθώς η πλημμυρική παροχή μειώνεται και ο χρόνος υστέρησης αυξάνεται παρατηρήθηκε αύξηση της δεύτερης αιχμής του υδρογραφήματος.



Σχήμα 39. Η επίδραση 3 διαφορετικών τύπων SuDS στο υδρογράφημα της περιοχής μελέτης με έκταση 1 εκτάριο και επεισόδιο βροχής με διάρκεια 2 h και περίοδο επαναφοράς 5 έτη για τους 3 τύπους κατοικίας (Charman & Hall, 2021).

Κεφάλαιο 6: Λογισμικά για την ποιοτική διαχείριση των ομβρίων

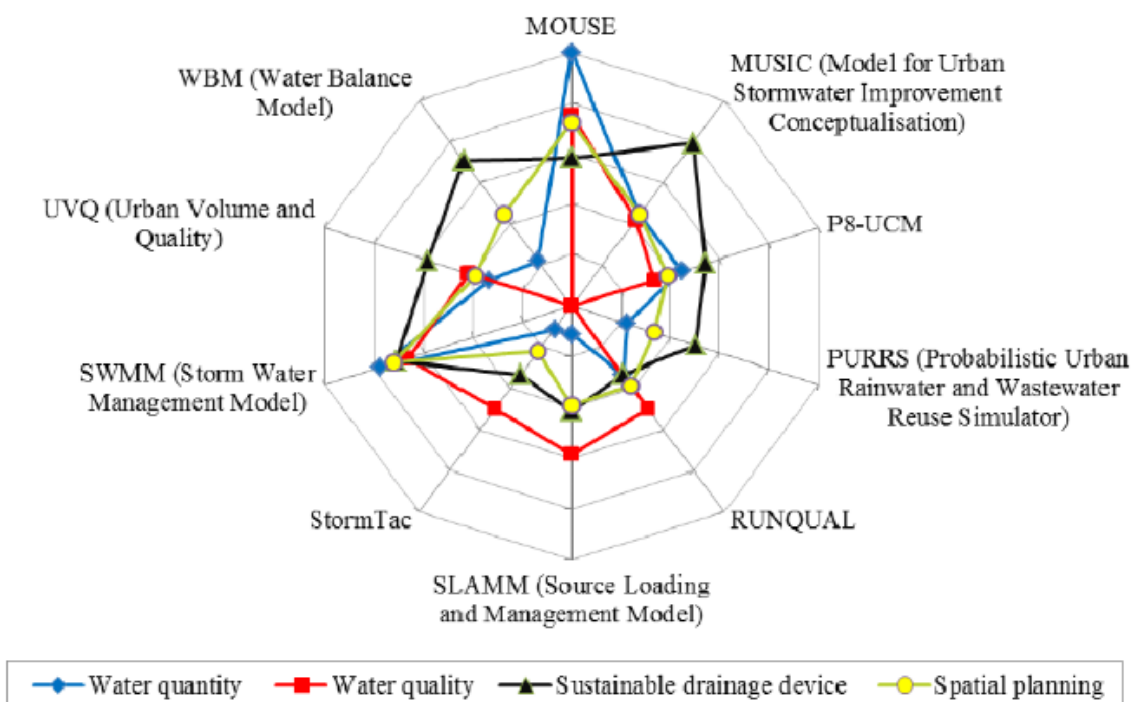
Ένα ιδιαίτερα χρήσιμο εργαλείο για τους μελετητές μηχανικούς, αλλά και για τους ερευνητές που ασχολούνται με την ποιοτική διαχείριση των αστικών απορροών ομβρίων είναι τα διαθέσιμα λογισμικά, είτε ελεύθερα είτε εμπορικά για τη μοντελοποίηση της διάχυτης αστικής ρύπανσης και των διαφόρων πρακτικών ήπιας διαχείρισης ομβρίων. Τα λογισμικά ανοικτού κώδικα μπορεί να μην έχουν κάποιο κόστος, ωστόσο συνήθως δεν προσφέρεται τεχνική υποστήριξη γι'αυτά και ο χρήστης βασίζεται στη βοήθεια άλλων χρηστών μέσα από τα σχετικά φόρα. Αντίθετα, στα εμπορικά λογισμικά προσφέρεται τεχνική υποστήριξη, αλλά το κόστος για την απόκτησή τους είναι συχνά απαγορευτικό για τα μικρότερα μελετητικά γραφεία [413]. Τα περισσότερα λογισμικά μπορούν να χρησιμοποιηθούν μόνο για μοντελοποίηση των επιμέρους διεργασιών των πρακτικών διαχείρισης ομβρίων και δεν ενδείκνυνται για τη μελέτη των επιπτώσεων των συστημάτων διαχείρισης ομβρίων στον αστικό υδρολογικό κύκλο, που χαρακτηρίζεται από την αλληλεπίδραση των επιμέρους διεργασιών που συντελούνται σε αυτό. Η επιλογή του κατάλληλου λογισμικού σε κάθε περίπτωση δεν είναι εύκολη και σε κάποιες περιπτώσεις ο χρήστης πρέπει να γνωρίζει πως να επεκτείνει το μοντέλο ή να το ενσωματώσει σε ένα άλλο για μια πιο εμπειρισματομένη μελέτη του συστήματος. Παρότι κάποια μοντέλα μπορούν μερικώς να ενσωματωθούν, αυτή είναι μια κοπιώδης διαδικασία που απαιτεί αρκετό χρόνο, λόγω της επανεισαγωγής των δεδομένων στο κάθε υπομοντέλο [414]. Για την ενσωμάτωση των υπομοντέλων, σημαντικό πρόβλημα αποτελούν και οι διαφορετικές χωρικές και χρονικές κλίμακες που έχουν χρησιμοποιηθεί σε αυτά [415, 416], κάτι που κάνει δύσκολη τη μεταφορά και χρήση δεδομένων μεταξύ των ενσωματωμένων μοντέλων.

Η πρόοδος της τεχνολογίας, η καλύτερη ποιότητα των μετρήσεων πεδίου και η κατανόηση της διάχυτης αστικής ρύπανσης έχουν οδηγήσει στην ανάπτυξη λογισμικών τα οποία λαμβάνουν υπόψη σημαντικές διεργασίες του φαινομένου. Τέτοιες είναι οι διάφορες πρακτικές καθαρισμού που εφαρμόζονται στις αστικές επιφάνειες, τα συστήματα επεξεργασίας ομβρίων που έχουν εγκατασταθεί στην περιοχή μελέτης, η συσσώρευση ρύπων στις αστικές επιφάνειες, η κινητοποίηση και συμπράσυσή τους από τις απορροές ομβρίων και η μεταβλητή υδραυλική αγωγιμότητα [417]. Ωστόσο, άλλες εξίσου σημαντικές διεργασίες δεν έχουν ενσωματωθεί σε αυτά ως σήμερα, όπως η ανακατανομή των ρύπων μέσα στις υπολεκάνες της πόλης και στην ανώτερη ζώνη του εδάφους, η ρυπαντική συνδεσιμότητα και οι μεταβαλλόμενες οριακές συνθήκες. Η αδυναμία των κλασικών μοντέλων να διαχειριστούν το σύνθετο ανάγλυφο και τις μεταβαλλόμενες διαδρομές ροής στις πόλεις έχουν δημιουργήσει την ανάγκη μετάβασης σε μοντέλα αστικών διεργασιών που περιλαμβάνουν περιγραφές διεργασιών και παραμέτρους συνδεσιμότητας, για τη ρύθμιση των οποίων είναι σημαντική ύπαρξη μετρήσεων στο πεδίο.

Η σταδιακή υιοθέτηση φιλικών προς το περιβάλλον πρακτικών διαχείρισης ομβρίων, όπως είναι τα SUDS οδήγησε στην ανάπτυξη δεκάδων λογισμικών κατάλληλων για τη μοντελοποίησή τους [418, 419]. Παρότι η ποιότητα των μετρήσεων πεδίου που χρησιμοποιείται για την αξιολόγηση των αποτελεσμάτων των προσομοιώσεων έχει βελτιωθεί, συχνά υπάρχει σημαντική απόκλιση μεταξύ τους η οποία αποδίδεται στη συνθετότητα του φυσικού φαινομένου που είναι δύσκολο να περιγραφεί μαθηματικά. Ωστόσο, οι προσεγγίσεις των μοντέλων είναι απαραίτητες για την κατανόηση της συνεισφοράς των πρακτικών SUDS αλλά και στοιχείων όπως είναι οι επιταχυντές, οι φραγμοί και οι ρυθμιστές στον μετрасμό της διάχυτης αστικής ρύπανσης [414].

Για τη μοντελοποίηση πρακτικών ήπιας διαχείρισης ομβρίων όπως τα συστήματα βιοφίλτρασης και οι κήποι βροχής χρησιμοποιούνται τα λογισμικά MUSIC και WBM, ενώ οι πράσινες στέγες περιλαμβάνονται μόνο στο μοντέλο WBM. Οι Sharma [415] κ.ά. για τη μοντελοποίηση της περιοχής μελέτης στην Canberra χρησιμοποίησαν τρία λογισμικά, το Aquacycle, το MUSIC και το PURRS στα οποία έγιναν διαφορετικών σεναρίων διαχείρισης ομβρίων τα αποτελέσματα των οποίων στη συνέχεια αξιολογήθηκαν. Η εργασία αυτή έδωσε σημαντικές πληροφορίες για την απόδοση των υπολογιστικών εργαλείων σε περιπτώσεις δεξαμενών ομβρίων, χρήσεις γκρι νερού, τεχνητούς υγροβιότοπους και λεκάνες ανάσχεσης ομβρίων. Οι Elliot και Trowsdale [416] (Σχήμα 36) μελέτησαν 10 διαφορετικά λογισμικά για τη μοντελοποίηση των SUDS, τόσο ως προς το ποσοτικό, όσο και ως προς το ποιοτικό σκέλος των ομβρίων. Προέκυψε ότι τα περισσότερα λογισμικά μπορούν να χρησιμοποιηθούν για την κατάστρωση μιας πληθώρας υδρολογικών προβλημάτων, αλλά ελάχιστα από αυτά μπορούν να μοντελοποιήσουν τα αποχετευτικά δίκτυα ομβρίων, όπως τα SWMM και το MOUSE, που είναι παλιά έκδοση του Mike Urban.

Οι Mitchell κ.ά. [417] μελέτησαν και συνέκριναν έξι λογισμικά αστικών απορροών ομβρίων (UVQ, Hydro Planner, Krakatoa, Mike Urban, UrbanCycle και WaterCress) από τα 65 που είναι διαθέσιμα ως σήμερα. Η σύγκριση έγινε από διάφορες σκοπιές (όπως της χωρικής και της χρονικής αντιπροσώπευσης, των κλιματικών δεδομένων εισόδου, της ποιότητας νερού των ομβρίων και υπογείων νερών και των ακαθάρτων). Τα έξι μοντέλα καλύπτουν ένα μεγάλο εύρος από χωρικές κλίμακες. Μόνο δύο από τα λογισμικά (το Mike Urban και το UrbanCycle) μπορούν να προσομοιώσουν ένα μοντέλο με χρονική διακριτοποίηση μικρότερη της μίας ώρας, ενώ τα υπόλοιπα χρησιμοποιούν κατά κανόνα χρονικό βήμα μιας ημέρας, που είναι ένας σημαντικός περιορισμός για εφαρμογές αστικών δικτύων. Το Mike Urban βρέθηκε ότι διαθέτει τους πιο εξελιγμένους αλγόριθμους για το ποιοτικό σκέλος των προσομοιώσεων.



Σχήμα 36. Οι δυνατότητες των 10 διαφορετικών λογισμικών για τη εκτίμηση της ποσότητας και των ποιοτικών χαρακτηριστικών των ομβρίων, για τη χωροταξία και για τη μοντελοποίηση των SUDS (Elliott & Trowsdale, 2007).

Η μελέτη των Knapp, Durgunoglu και Ortel [418] εστίασε περισσότερο στα SUDS και πιο συγκεκριμένα στην ανασκόπηση των διαθέσιμων μεθόδων για μοντέλα βροχόπτωσης-απορροής για τη διαχείριση των ομβρίων που βασίζονται στα δεδομένα εισόδου, στις εφαρμογές και τις διαδικασίες μοντελοποίησης. Οι Obrorpta και Kardos [419] συγκρίναν τα αποτελέσματα τριών μοντέλων με διαφορετικές προσεγγίσεις, ένα ντετερμινιστικό, ένα στοχαστικό και ένα υβριδικό για τη μοντελοποίηση της ποιότητας των απορροών ομβρίων και κατέληξαν στο συμπέρασμα ότι η υβριδική προσέγγιση είναι η πιο αποτελεσματική λόγω της μείωσης των σφαλμάτων και της αβεβαιότητας. Οι Zorrou κ.ά. [413] μελετώντας δώδεκα μοντέλα (το DR3 M-QUAL, το HSPF, το MIKE-SWMM, το QQS, το STORM, το SWMM, το SWMM Level 1, το μοντέλο Wallingford, το BRASS, το HEC-5Q, το QUAL2E-UNCAS και το WQRRS) για την ποιοτική και ποσοτική προσομοίωση των ομβρίων και παρουσίασε τα δυνατά σημεία και τις αδυναμίες τους όσον αφορά τη λειτουργικότητα, τη προσβασιμότητα και τις διαφορετικές προσεγγίσεις μοντελοποίησης των ποσοτικών και ποιοτικών στοιχείων.

Ένα λογισμικό για τη διαχείριση του αστικού νερού είναι το UWOT (Urban Water Optioneering Tool), το οποίο επιτρέπει την επιλογή συνδυασμών πρακτικών και τεχνολογιών εξοικονόμησης νερού για την υποστήριξη της βιώσιμης διαχείρισης νερού σε νέα συγκροτήματα κατοικιών. Βασίζεται σε ένα μοντέλο υδατικού ισοζυγίου που επιτρέπει τη διερεύνηση της αλληλεπίδρασης μεταξύ των κύριων συνιστωσών του κύκλου νερού και ενημερώνεται από μία βιβλιοθήκη για τις τεχνολογίες και πρακτικές με τα βασικά τους χαρακτηριστικά και επιδόσεις. Στην επιλογή της εκάστοτε τεχνολογίας χρησιμοποιείται ένας γενετικός αλγόριθμος που επιτρέπει την αποτελεσματική διερεύνηση του πεδίου λήψης αποφάσεων. Ποσοτικά και ποιοτικά κριτήρια αειφορίας και δείκτες χρησιμοποιούνται για τη σύγκριση μεταξύ των εναλλακτικών σύνθετων στρατηγικών διαχείρισης νερού, διατηρώντας ταυτόχρονα τους πολλαπλούς στόχους του προβλήματος. Οι Makropoulos κ.ά. [420] χρησιμοποίησαν το UWOT σε μελέτη διαχείρισης αστικού νερού στο Ηνωμένο Βασίλειο, με την οποία αναδείχτηκε η χρησιμότητα τέτοιων λογισμικών για τη μελέτη πρακτικών και τεχνολογιών με αποκεντρωμένες, ενσωματωμένες και καινοτόμες λύσεις σε προβλήματα βιωσιμότητας. Τα προβλήματα αυτά σχετίζονται με την επιλογή της βέλτιστης τεχνολογικής λύσης υπό ορισμένες συνθήκες και περιορισμούς που μπορεί να είναι τεχνικοί, περιβαλλοντικοί, κοινωνικοί και οικονομικοί [421].

Σύμφωνα με την καθιερωμένη πρακτική διαχείρισης αστικού νερού, οι συνιστώσες του είναι τρεις: το πόσιμο νερό που χρησιμοποιείται για την κάλυψη των υδρευτικών, αρδευτικών και άλλων αναγκών σε νερό (βιομηχανίες) και τα όμβρια και ακάθαρτα που θεωρούνται απόβλητα και εκτρέπονται προς τους υδάτινους αποδέκτες. Η σύγχρονη τάση είναι να αντιμετωπίζονται οι δύο αυτές ροές ως πόροι και όχι σαν απόβλητα, με την αξιοποίησή τους μετά από επι τόπου επεξεργασία όπου αυτό είναι εφικτό. Γι' αυτό είναι απαραίτητη η κατανόηση των σχέσεων αλληλεπίδρασης μεταξύ των τριών ροών, με χαρακτηριστικό παράδειγμα την άμεση σχέση της κατανάλωσης πόσιμου νερού και της παραγωγής λυμάτων [420]. Για μια πιο εμπεριστατωμένη ανάλυση της επίδρασης των διαφορετικών στοιχείων του αστικού κύκλου νερού, στο λογισμικό UWOT, γίνεται η θεώρηση ότι οι συνιστώσες του αστικού νερού είναι πέντε: το πόσιμο, το γκρι, το επεξεργασμένο γκρι, το μαύρο νερό (λύματα) και τα όμβρια. Η μεγαλύτερη διακριτοποίηση επιτρέπει την καλύτερη περιγραφή των αλληλεπιδράσεων και των μετασχηματισμών των τριών ροών του αστικού νερού και τον προσδιορισμό των μελλοντικών δυνατοτήτων και περιορισμών των διαφορετικών πρακτικών και τεχνολογιών ήπιας διαχείρισης του νερού σε ήδη αστικοποιημένες λεκάνες απορροής και σε νέα συγκροτήματα κατοικιών.

Το UWOT έχει βασιστεί σε έρευνα για την ήπια διαχείριση του αστικού νερού, τη λήψη αποφάσεων και τα μαθηματικά μοντέλα [423, 424, 425, 426]. Μια αρχική προσπάθεια για την ανάπτυξη ενός παρόμοιου υπολογιστικού εργαλείου, διαφορετικής ωστόσο δομής, έγινε από τους Sakellari κ.ά. [427], στα πλαίσια της πρωτοβουλίας WaND. Η αρχική ιδέα, στο στάδιο ανάπτυξης του UWOT ήταν η ανάπτυξή του σε μία απλή και ευρέως χρησιμοποιούμενη πλατφόρμα λογισμικού, όπως τα υπολογιστικά φύλλα (Microsoft) Excel, κάτι που τελικά δεν εφαρμόστηκε λόγω των περιορισμών στη χρήση τους, σημαντικότεροι από τους οποίους είναι η αδυναμία τους να διαχειριστούν σύνθετους αλγόριθμους λήψης αποφάσεων, η μειωμένη ακρίβεια στους υπολογισμούς και η μειωμένη δυνατότητα διαχείρισης βάσεων δεδομένων. Οι Liu κ.ά. [428] υποστήριξαν ότι η υπολογιστική ικανότητα και η εκτέλεση μπορούν να προστεθούν σε ένα υπολογιστικό φύλλο συνδέοντάς το με ένα από τα γνωστά υπολογιστικά περιβάλλοντα όπως το MATLAB της Mathworks. Η επίλυση της εξίσωσης του υδατικού ισοζυγίου που αποτελεί τον πυρήνα του μοντέλου γίνεται με τη Simulink, που είναι τμήμα των εργαλείων της MATLAB. Το UWOT ενσωματώνει τα Simulink/MATLAB και Microsoft Excel σε ένα υπολογιστικά ισχυρό και φιλικό στο χρήστη εργαλείο λήψης αποφάσεων.

Η επιλογή του κατάλληλου λογισμικού για τη μοντελοποίηση των SUDS δεν είναι εύκολη διαδικασία, γιατί σε αρκετές περιπτώσεις οι χρήστες θα πρέπει να γνωρίζουν και πως να επεκτείνουν ή να ενσωματώσουν ένα μοντέλο σε ένα άλλο για μια πιο εμπεριστατομένη ανάλυση των SUDS. Παρότι κάποια μοντέλα μπορούν μερικώς να ενσωματωθούν, αυτή είναι μια κοπιώδης διαδικασία που απαιτεί αρκετό χρόνο για την εισαγωγή των δεδομένων σε κάθε υπομοντέλο [428]. Για την ενσωμάτωση των μοντέλων σημαντικό πρόβλημα είναι και οι διαφορετικές χωρικές και χρονικές κλίμακες που έχουν χρησιμοποιηθεί [429]. Γι' αυτό το λόγο η μεταφορά και η χρήση δεδομένων μεταξύ των ενσωματωμένων μοντέλων είναι δύσκολη και απαιτούνται επιπλέον ώρες δουλειάς για την προετοιμασία και επεξεργασία των δεδομένων. Τα εμπορικά μοντέλα είναι βασισμένα σε εκτελέσιμα αρχεία και είναι δύσκολο να τροποποιηθούν σε διεπιφάνειες με άλλα λογισμικά [413].

Η χρήση των γεωγραφικών συστημάτων πληροφοριών στη μοντελοποίηση των SUDS είναι μέχρι σήμερα περιορισμένη. Τα περισσότερα από τα συστήματα SUDS είναι γεωαναφερόμενα και η ενσωμάτωση μοντέλων SUDS με συστήματα GIS θα μπορούσαν να μειώσουν ένα μεγάλο μέρος της δουλειάς που απαιτείται για την επεξεργασία των δεδομένων εισόδου των μοντέλων, επιτρέποντας έτσι εύκολο έλεγχο των δεδομένων εισόδου και εξόδου με μια πιο φιλική στο χρήστη παρουσίαση του χάρτη [430]. Η χρήση του GIS θα απαιτήσει στο μέλλον μεγάλες προσωρινές βάσεις δεδομένων.

Μαζί με τα μοντέλα των συστημάτων SUDS, πρέπει να αναπτυχθούν και εργαλεία λήψης αποφάσεων στα οποία θα ενσωματώνονται τα αποτελέσματα των προσομοιώσεων και θα ιεραρχούνται με βάση διάφορα κριτήρια βιωσιμότητας. Με τα χρόνια, αναπτύχθηκαν διάφορα εργαλεία για τη βελτίωση της διαδικασίας λήψης αποφάσεων. Η αξιολόγηση των συστημάτων SUDS, σε πολλές περιπτώσεις πρέπει να περιλαμβάνει και τις προτιμήσεις των κατοίκων, εκφρασμένες είτε σε νομισματικούς όρους, είτε σε κάποιο αδιάστατο σύστημα βαθμονόμησης [431-434]. Υπάρχουν δύο τρόποι για τη μετατροπή της γνώμης των πελατών σε νομισματικούς όρους. Ο πρώτος είναι η αυθόρμητη αποκάλυψη από τους ίδιους τους υποψήφιους χρήστες των προτιμήσεών τους και ο άλλος είναι οι διάφορες τεχνικές δημοσκοπήσεων/συνεντεύξεων [433]. Υπάρχουν διάφορα παραδείγματα χρήσης πρακτικών ήπιας διαχείρισης ομβρίων. Τέλος, οι Botzen κ.ά. [435] μέτρησαν την πρόθεση των χρηστών να πληρώσουν για να αποφύγουν τις αρνητικές επιπτώσεις των πλημμυρών.

Κεφάλαιο 7: Συμπεράσματα και Προτάσεις

Στην ανά χείρας μεταπτυχιακή εργασία έγινε βιβλιογραφική ανασκόπηση με σκοπό τον προσδιορισμό της συνεισφοράς των Συστημάτων Ήπιας Διαχείρισης Ομβρίων (SuDS) στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών και της διάχυτης ρύπανσης στις πόλεις. Τα SUDS είναι Μπλε-Πράσινες υποδομές που αποσκοπούν στην αποκατάσταση του υδρολογικού κύκλου στις αστικές λεκάνες μέσα από φυσικές διεργασίες όπως η καθίζηση, η διήθηση και η εξατμισοδιαπνοή. Παράλληλα στοχεύουν στην αισθητική και περιβαλλοντική αναβάθμιση των περιοχών που εγκαθίστανται, στην ευαισθητοποίηση των πολιτών για περιβαλλοντικά ζητήματα όπως η ανακύκλωση και η επαναχρησιμοποίηση του νερού. Είναι κατά κανόνα αποκεντρωμένα συστήματα μικρής ή μεσαίας κλίμακας που λειτουργούν επικουρικά με το δίκτυο ομβρίων, μειώνοντας την πίεση σε αυτό και επιτρέποντας την περαιτέρω ανάπτυξη περιοχών στις οποίες το δίκτυο είναι κορεσμένο. Η μείωση της πλημμυρικής παροχής γίνεται με την εκτροπή μέρους του όγκου των ομβρίων προς τους υπόγειους υδροφορείς μέσω εδαφικής κατεΐσδυσης και την επιστροφή ενός άλλου μέρους στην ατμόσφαιρα μέσω της διεργασίας της εξατμισοδιαπνοής. Η μείωση των ομβρίων σε συνδυασμό με τη χρονική υστέρηση των όγκων που υπερχειλίζουν από τα SuDS καθώς διηθούνται μέσα από τις πορώδεις στρώσεις τους, έχουν ως αποτέλεσμα τη μείωση της πλημμυρικής παροχής. Μία εξίσου σημαντική λειτουργία είναι η κατακράτηση και η βιοαποικοδόμηση μέρους των ρύπων που περιέχονται στα όμβρια, οι οποίοι προέρχονται από μια πληθώρα ανθρώπινων δραστηριοτήτων, αποτίθενται και συσσωρεύονται στις αστικές επιφάνειες τις ξηρές περιόδους και στη συνέχεια παρασύρονται από τις απορροές ομβρίων. Οι συγκεντρώσεις των ρύπων στα όμβρια είναι σε αρκετές περιπτώσεις ιδιαίτερα αυξημένες κυρίως στην αρχή της πλημμύρας, φαινόμενο που περιγράφεται στη βιβλιογραφία ως αρχική απορροή, με αποτέλεσμα να υπάρχουν σημαντικές περιβαλλοντικές επιπτώσεις στα οικοσυστήματα των υδάτινων αποδεκτών. Τα αποτελέσματα της εργασίας συνοψίζονται στα παρακάτω:

1. Ιδιαίτερα σημαντικός για την εκπόνηση και υλοποίηση ενός προγράμματος ποιοτικής διαχείρισης ομβρίων σε μια αστική λεκάνη είναι ο προσδιορισμός της προέλευσης και της διαδρομής των ρύπων μέχρι την εκβολή τους στους υδάτινους αποδέκτες, γνωστή και ως αλυσίδα πηγής-διαδρομής-αποδέκτη (SPR). Ο μετριασμός της διάχυτης ρύπανσης στις πόλεις μπορεί να γίνει με την εφαρμογή κατάλληλων πρακτικών διαχείρισης (τακτικός καθαρισμός δρόμων, πεζοδρομίων και χώρων αστικού πρασίνου, μειωμένη χρήση αλατιού αποχιονισμού και ζιζανιοκτόνων), η επεξεργασία των ομβρίων και η δέσμευση των ρύπων στην πηγή με SuDS ή η θραύση μιας αλυσίδας SPR μέσω της εφαρμογής κάποιας μεθόδου ανάσχεσης. Για την ανάσχεση της διάχυτης ρύπανσης είναι σημαντική η κατανόηση της λειτουργίας διαφόρων στοιχείων της αστικής λεκάνης ως επιταχυντές, ρυθμιστές και φραγμοί για τη διάχυτη ρύπανση. Σε κάθε περίπτωση πρέπει να διερευνηθεί η υδρολογική και ρυπαντική συνδεσιμότητα μεταξύ των υπολεκανών που απαρτίζουν μια αστική λεκάνη (προσδιορισμός ενεργών επιφανειών), καθώς και των επιφανειών που έχουν μια δυσανάλογα μεγάλη συνεισφορά ως προς την έκτασή τους που χαρακτηρίζονται κρίσιμες.
2. Για τη διαστασιολόγηση των περισσότερων SuDS είναι απαραίτητος ο προσδιορισμός των όγκων ομβρίων προς επεξεργασία. Αυτοί είναι οι ιδιαίτερα επιβαρυσμένοι με ρύπους όγκοι που αντιστοιχούν στο αρχικό στάδιο των περισσότερων πλημμυρικών γεγονότων, φαινόμενο που χαρακτηρίζεται ως αρχική απορροή. Ο κύριος μηχανισμός γένεσης του φαινομένου είναι η κινητοποίηση και

συμπαράσυρση από τις απορροές ομβρίων των ρύπων που έχουν αποθεθεί και συσσωρευτεί στις αστικές επιφάνειες. Οι ρύποι αυτοί σε μεγάλα πλημμυρικά επεισόδια εξαντλούνται κατά τα αρχικά στάδια του φαινομένου σε αντίθεση με άλλους ρύπους που εξακολουθούν να τροφοδοτούν τις απορροές ομβρίων και στα μεταγενέστερα στάδια του πλημμυρικού γεγονότος και συχνά αναφέρονται ως ρύπανση υποβάθρου. Γι' αυτό το λόγο στις μεγάλες πλημμύρες παρατηρείται σημαντική μείωση των συγκεντρώσεων ρύπων με το χρόνο σε αντίθεση με τα μικρότερα επεισόδια στα οποία οι αποθέσεις δεν προλαβαίνουν να εξαντληθούν και εξακολουθούν να τροφοδοτούν τις απορροές ομβρίων καθόλη τη διάρκεια του φαινομένου. Το φαινόμενο της αρχικής απορροής ορίζεται ως ένα ποσοστό της αθροιστικής μάζας ρύπων που μεταφέρεται από ένα αρχικό ποσοστό του αθροιστικού όγκου ομβρίων. Μέχρι σήμερα δεν έχει βρεθεί ένας κοινώς αποδεκτός ορισμός του φαινομένου με αποτέλεσμα διαφορετικοί ερευνητές να καταγράφουν την ύπαρξή του με άλλη συχνότητα στις ίδιες πλημμύρες.

3. Η μείωση των απορροών ομβρίων που επιτυγχάνεται από τα SuDS διαφοροποιείται ανάλογα με τον τύπο του συστήματος και διάφορους άλλους παράγοντες όπως το κλίμα, το ύψος του υδροφόρου ορίζοντα, η υδραυλική αγωγιμότητα του υποκείμενου εδάφους κ.ά. Για τις εκτεταμένες πράσινες στέγες οι Lee κ.ά. [249] παρατήρησαν μείωση των απορροών ομβρίων 13.8-60.8%, οι Spolek κ.ά. [250] 12-25%, οι Zhang κ.ά. [251] 35.5-100%, οι Palermo κ.ά. [252] 32-50.4% και οι DeNardo κ.ά. [253] 19-98%. Οι Sreak κ.ά. [279] κατέληξαν πως οι εντατικές πράσινες στέγες μειώνουν τις απορροές ομβρίων κατά 67.5%, ενώ σύμφωνα με τους Carpenter & Kalunakolani [283] το αντίστοιχο ποσοστό για τις διαστρωμένες με χαλίκια στέγες είναι 50%. Τα βαρέλια συλλογής ομβρίων κατακρατούν ποσοστό των ομβρίων από μια στέγη 3-44% [286]. Οι κήποι βροχής παροχετεύουν σχεδόν το σύνολο των ομβρίων στους υπόγειους υδροφορείς, ποσοστό που σύμφωνα με τους Dietz & Clausen [298] είναι 99.2%. Οι υπόγειες δεξαμενές σύμφωνα με τους Khastagir & Jayasuriya [309] οδηγούν στη μείωση των απορροών ομβρίων κατά 70%. Η εγκατάσταση περατών πεζοδρομίων έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση των απορροών ομβρίων κατά 15 l/m² επιφάνειας του συστήματος [349]. Σημαντική είναι η συνεισφορά των δέντρων στους χώρους αστικού πρασίνου, τα οποία έχουν ως αποτέλεσμα τη μείωση των ομβρίων κατά 10-50% σύμφωνα με τους Roth κ.ά. [356], 9.1-21.4% σύμφωνα με τους Inkilainen κ.ά. [359] και 15.3-66.5% κατά τους Xiao κ.ά. [360]. Τέλος, οι φυτεμένες λωρίδες προκαλούν μείωση των απορροών ομβρίων 49% κατά μέσο όρο σύμφωνα με τους Line & Hunt [376].
4. Η μείωση των ρυπαντικών συγκεντρώσεων σύμφωνα με τους Hartwell & Roberts για 6 βασικές ποιοτικές παραμέτρους, τα TSS, τον TP, το TKN, το BOD, τα βαρέα μέταλλα και τα βακτήρια κυμαίνεται αντίστοιχα στα 20-60%, 20-40%, 20-40%, 20-40%, 20-60% και 20-40% για τα φυτεμένα κανάλια, 60-100%, 40-80%, 40-80%, 20-60%, 40-100% και 60-100% για τις λεκάνες διήθησης, 40-80%, 40-60%, 20-40%, 20-40%, 20-60% και 0-40% για τις ξηρές λεκάνες κατακράτησης, 60-80%, 40-80%, 40-60%, 20-60%, 40-80% και 40-80% για τις εκτεταμένες λεκάνες κατακράτησης και τέλος, 60-80%, 40-80%, 20-60%, 20-40%, 40-80% και 60-100% για τους τεχνητούς υγροβιότοπους. Σε έργα μικρότερης κλίμακας, σε επίπεδο γειτονιάς ή κατοικίας έχουν καταγραφεί εξίσου καλή απόδοση των SuDS στην απορύπανση των ομβρίων, όπως στην εργασία του Davis [399], ο οποίος κατέγραψε μείωση TSS στα όμβρια κατά 47%, 76% για τον TP, 83% για το NO₃-N και 57-83% για τα μέταλλα.

5. Τα περισσότερα SuDS παρά τη σημαντική τους συνεισφορά στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών και της διάχυτης ρύπανση στις πόλεις, έχουν περιορισμούς στην απόδοσή τους. Παρότι η εγκατάστασή τους έχει ως αποτέλεσμα τη μείωση της δριμύτητας πλημμυρικών φαινομένων μικρής ή μεσαίας έντασης, δεν ισχύει το ίδιο σε περιπτώσεις ισχυρών βροχοπτώσεων. Κατά τη διάρκεια αυτών, απορροές από υδατοπερατές και μη-υδατοπερατές επιφάνειες, καθώς και υπερχειλίσεις από διάφορα SuDS συμβάλουν και η παροχή αιχμής συχνά υπερβαίνει την παροχετευτικότητα του δικτύου ομβρίων. Στην απόδοση των συστημάτων διήθησης παρατηρείται μείωση της απόδοσης σε βάθος χρόνου, λόγω της σταδιακής έμφραξης της πορώδους στρώσης τους. Η μείωση της υδραυλικής αγωγιμότητας με την πάροδο του χρόνου οφείλεται στην απόθεση φερτών στερεών στη διεπιφάνεια εδάφους-αέρα και στη συμπύκνωση του εδάφους. Σε αντίθεση με τις μη-φυτεμένες τάφρους διήθησης που συνήθως φράζουν μόνιμα λόγω της συσσώρευσης ιζήματος που μεταφέρεται από το νερό της βροχής [380], τα βιοφίλτρα είναι λιγότερο πιθανό να φράξουν πλήρως γιατί οι ρίζες των φυτών παρέχουν στο σύστημα διόδους για τη διήθηση του νερού [390]. Σε παρόμοια συμπεράσματα κατέληξαν και οι Dechesne κ.ά. [391], οι οποίοι βρήκαν ότι η διηθητική ικανότητα ενός τέτοιου συστήματος παραμένει ικανοποιητική και μετά από 20 χρόνια λειτουργίας. Ο κίνδυνος έμφραξης μειώνεται με την εγκατάσταση φραγμών ελέγχου σε ανάντη θέσεις για τη μείωση της ταχύτητας ροής και της καθίζησης των στερεών πριν στον υγροβιότοπο [379].
6. Ως συνέχεια και επέκταση της μεταπτυχιακής εργασίας προτείνεται η διερεύνηση της συνεισφοράς διαφορετικών SuDS στο μετριασμό των αστικών πλημμυρών και της διάχυτης ρύπανσης μέσω προσομοιώσεων μοντέλων αστικού νερού, με χρήση ενός ή περισσότερων από τα λογισμικά που παρουσιάστηκαν σε κάποια περίπτωση μελέτης.

Βιβλιογραφία

1. Gaume, E.; Bain, V.; Bienardara, P.; Newinger, O.; Barbus, M.; Bateman, A.; Blaskovicova, L.; Bloschl, G.; Borga, M.; Dumitrescu, A.; Daliakopoulos, I.; Garcia, J.; Irimescu, A.; Kohnova, S.; Koutroulis, A.; Marchi, L.; Matreata, S.; Medina, V.; Preciso, E.; Sempere-Torres, D.; Stancalie, G.; Szolgay, J.; Tsanis, I.; Velasco, D.; Viglione, A. A compilation of data on European flash floods. *J. Hydrol.* **2009**, 367, 70-79.
2. López Bustos, A.; 1964. Resumen y conclusiones de los estudios sobre avenidas del Valles en 1962. Instituto de Hidrología, Technical Report, Madrid.
3. Ferro, G. Assessment of major and minor events that occurred in Italy during the last century using a disaster severity scale score. *Prehospital and Disaster Medicine* **2005**, 20 (5), 316–323.
4. Munich Re Group, 2003. Annual review: natural catastrophes 2002. Munich Re Group, Munich, Germany. 62 p.
5. Huet, Ph.; Martin, X.; Prime, J.-L.; Foin, P.; Laurain, Cl.; Cannard, Ph.; 2003. Retour d'expériences des crues de septembre 2002 dans les départements du Gard, de l'Hérault, du Vaucluse, des bouches du Rhône, de l'Ardèche et de la Drôme. Inspection générale de l'Environnement. Paris, France. 124 p.
6. Lefrou, Cl.; Martin, X.; Labarthe, J.-P.; Varret, J.; Mazière, B.; Tordjman, R.; Feunteun, R.; 2000. Les crues des 11, 12 et 13 novembre 1999, dans les départements de l'Aude, l'Hérault, les Pyrénées Orientales et du Tarn. Inspection générale de l'Environnement. Paris, France. 140 p.
7. Alpert, P.; Ben-gai, T.; Baharad, A.; Benjamini, Y.; Yekutieli, D.; Colacino, M.; Diodato, L.; Ramis, V.C.; Homar V.; Romero R.; Michaelides, S.; Manes, A. The paradoxical increase of Mediterranean extreme daily rainfall in spite of decrease in total values. *Geophys. Res. Lett.* **2002**, Vol. 29, No. 0.
8. Zhou, Q. A Review of Sustainable Urban Drainage Systems Considering the Climate Change and Urbanization Impacts. *Water* **2014**, 6, 976-992.
9. Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.I. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *J. Soil. Water Conserv.* **2006**, 61, 117-124.
10. Alexander, L.V.; Zhang, X.; Peterson, T.C.; Caesar, J.; Gleason, B.; Klein Tank, A.M.G.; ... Vasquez-Aguirre, J.L. Global observed changes in daily climate extremes of temperature and precipitation. *Journal of Geophysical Research* **2006**, 111(D5).
11. Alpert, P.; Ben-gai, T.; Baharad, A.; Benjamini, Y.; Yekutieli, D.; Colacino, M.; Diodato, L.; Ramis, V.C.; Homar V.; Romero R.; Michaelides, S.; Manes, A. The paradoxical increase of Mediterranean extreme daily rainfall in spite of decrease in total values. *Geophys. Res. Lett.* **2002**, Vol. 29, No. 0.
12. Fisher, L. Disaster Responses: More than 70 Ways to Show Resilience. *Nature* **2015**, 518, 7537.
13. Martin-Breen, P.; Anderies, J.M. Resilience: A Literature Review. *Brighton: Bellagio Initiative* **2011**.
14. Fletcher, T. D.; Andrieu, H.; & Hamel, P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters; a state of the art. *Advances in Water Resources* **2013**, 51, 261–279.
15. Tong, S.T.Y.; Chen, W. Modeling and relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* **2002**, 66, 377-393.

16. Tezlaff, D.; Soulsby, C.; Birkel, C. Hydrological connectivity and microbiological fluxes between landscapes and riverscapes: the importance of seasonality. *Hydrological Processes* **2010**, *24*, 1231-1235.
17. McGrane, S.J.; Tezlaff, D.; Soulsby, S. Assessing the influence of urban areas on the microbiological quality of rural streams. *Environmental Monitoring and Assessment* **2014**.
18. Heim, T.H.; Dietrich, A.M. Sensory aspects and water quality impacts of chlorinated and chloraminated drinking water in contact with HDPE and cPVC pipe. *Water Research* **2007**, *41*, (4), 757-764.
19. Sullivan, P.J.; et al. Synthetic chemical contaminants in drinking water. In: Sullivan P.J.; Clark J.; Agardy F.; Rosenfield P.; eds. Toxic legacy: synthetic toxins in the food, water and air of American cities. San Diego, C.A.: Academic Press, 109-160.
20. Varca, L.M. Pesticide residues in surface water of Pagsanjan-Lubian catchmen tof Laguna de Bay, Philippines. *Philippines, Agricultural Water Management* **2012**, *106*, 35-41.
21. Anderson, T.A.; et al. Effects of landuse and precipitation on pesticides and water quality in playa lakes of the southern high plains. *Chemosphere* **2013**, *92* (1), 84-90.
22. Jones, O.A.; Lester, J.N.; Vouvolis, N. Pharmaceuticals: a threat to drinking water? *Trends in Biotechnology* **2005**, *23* (4), 163-167.
23. Kayhanian, M.; Stenstrom, M. K. Mass Loading of First Flush Pollutants with Treatment Strategy Simulations. *Transportation Research Record* **2005**, *1904*, 133-143.
24. Heather, E.; Hoghooghi, G.; Hoghooghi N. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science. *WIREs Water* **2018**, *5*:e1254.
25. Taigbenu, A.; Liggett, J.A. An integral Solution for the Diffusion-Advection Equation. *Water Resour. Res.* **1986**, *22*, 8, 1237-1246.
26. Ebrahimian, A. J., Gulliver, S., & Wilson, B. N. Effective impervious area for runoff in urban watersheds. *Hydrological Processes* **2016**, *30*, 3717–3729.
27. Hwang, J., Rhee, D. S., & Seo, Y. Implication of directly connected impervious areas to the mitigation of peak flows in urban catch-ments. *Water* **2017**, *9* (9), 69.
28. Alley, W. M.; Veenhuis, J. E. Effective Impervious Area in Urban Runoff Modeling. *Journal of Hydraulic Engineering* **1983**, *109*(2), 313-319.
29. Miles, B.; Band, L. E. Green infrastructure stormwater management at the watershed scale: Urban variable source area and water-shed capacitance. *Hydrological Processes* **2015** , *29*(9), 2268–2274.
30. Shore, M.; Jordan, P.; Mellander, P.-E.; Kelly-Quinn, M.; Wall, D. P.; Murphy, P. N. C.; Melland, A. R. Evaluating the critical sourcearea concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. *Science of the Total Environment* **2014**, *490*, 405–415
31. Wang, Y. H. J.; Montas, Brubaker, K. L.; Leisnham, P. T.; Shirmohammadi, A.; Chanse, V.; Rockler, A. K. A diagnostic decision support system for BMP selection in small urban watershed. *Water Resources Management* **2017**, *31*, 1649–1664.
32. Heathwaite, A. L.; Quinn, P. F.; Hewett, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of Hydrology* **2005**, *304*, 446–461.
33. Tuomela, C.; Sillanpää, N.; Koivusalo, H. Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm watermanagement model (SWMM). *Journal of Environmental Management* **2019**, *233*, 719–727.

34. Steuer, J., Selbig, W., Hornewer, N. & Prey, J. Sources of contamination in an urban basin in Marquette, Michigan and an analysis of concentrations, loads, and data quality. *US Geological Survey Water-Resources Investigations Report* **1997**, 97-424.
35. Björklund, K. Substance flow analyses of phthalates and nonylphenols in stormwater. *Water Science & Technology* **2010**, 62, 1154–1160.
36. Turnbull, L.; Hütt, M.; Ioannides, A. A.; Kininmonth, S.; Poepl, R.; Tockner, K; Parsons, A. J. Connectivity and complex systems: Learning from a multi-disciplinary perspective. *Applied Network Science* **2018**, 3, 11.
37. Pringle, C. M. HYDROLOGIC CONNECTIVITY AND THE MANAGEMENT OF BIOLOGICAL RESERVES: A GLOBAL PERSPECTIVE. *Ecological Applications* **2001**, 11(4), 981-998.
38. LaPoint, S.; Balkenhok, N.; Hale, J.; Sadler, J.; van der Ree, R. Ecology of organisms in urban environments: Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology* **2015**, 29, 868–878.
39. Westra, S.; Fowler, H. J.; Evans, J. P.; Alexander, L. V.; Berg, P.; Johnson, F.; ... Roberts, N. M. Future changes to the intensity and frequency of short-duration extreme rainfall. *Reviews of Geophysics* **2014**, 52, 522–555.
40. Guerreiro, S. B.; Glenis, V.; Dason, R. J.; Kilsby, C. Pluvial flooding in European cities – A continental approach to urban flood modelling. *Water* **2017**, 9, 296.
41. Kelleher, C.; Golden, H. E.; Burkholder, S.; Shuster, W. Urban vacant lands impart hydrological benefits across city landscapes. *Nature Communications* **2020**, 11, 1563.
42. Bracken, L.; Wainwright, J.; Ali, G. A.; Tetzlaff, D.; Smith, M. W.; Reaney, S. M.; Roy, A. G. Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews* **2013**, 119, 17–34.
43. Wainwright, J.; Turnbull, L.; Ibrahim, T. G.; Lexartza-Artza, I.; Thornton, S. F.; Brazier, R. E. Linking environmental régimes, space and time: Interpretations of structural and functional connectivity. *Geomorphology* **2011**, 126, 387–404.
44. Bracken, L.; Croke, J. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes* **2007**, 21, 1749–1763.
45. Turnbull, L.; Hütt, M.; Ioannides, A. A.; Kininmonth, S.; Poepl, R.; Tockner, K;...Parsons, A. J. Connectivity and complex systems: Learning from a multi-disciplinary perspective. *Applied Network Science* **2018**, 3, 11.
46. Paton, E; Haacke, N. Merging patterns and processes of diffuse pollution in urban watersheds: A connectivity assessment. *WIREs Water* **2021**, 8:e1525
47. Vet, R.; Artz, R. S.; Carou, S.; Shaw, M.; Ro, C. U.; Aas, W.; Reid, N. W. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. *Atmospheric Environment* **2014**, 93, 3–100.
48. Lynam, M. M.; Dvonch, J. T.; Barres, J. A.; Landis, M. S.; Kamal, A. S. Investigating the impact of local urban sources on total atmospheric mercury wet deposition in Cleveland, Ohio, USA. *Atmospheric Environment* **2016**, 127, 262–271.
49. Göbel, P., Dierkes, C., & Coldewey, W. G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* **2007**, 91, 26–42.
50. Kim, D.; Young, T. M. The significance of indirect deposition on wintertime PAH concentrations in an urban northern California Creek. *Environmental Engineering Science* **2009**, 26, 269–277.

51. Pitt, R.; Bannermann, R.; Clark, S.; Williamson, D. (2004b). Sources of pollutants in urban areas (part 2)—Recent sheetflow monitoring. In W. James, K. N. Irvine, E. A. McBean, & R. E. Pitt (Eds.), *Effective modeling of urban water systems*, Monograph 13. Alabama: CHI.
52. Wu, Y.; Liu, J.; Zhai, J.; Cong, L.; Wang, Y.; Ma, W.; Li, C. Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer. *PLoS ONE* **2018**, 13(6), e0199241.
53. Campbell, N.; D'Arcy, B.; Frost, A.; Novotny, V.; Sansom, A. (2004). Diffuse pollution, an introduction to the problems and solutions. In B. J. D'Arcy; J. B. Ellis; R. C. Ferrier; A. Jenkins; R. Dils (Eds.), *Diffuse pollution impacts: The environmental and economic impacts of diffuse pollution in the UK* (pp. 8–12). Sudbury, UK: Terence Dalton Publishers.
54. Wada, K.; Takei, N.; Sato, T.; Tsuno, H. Sources of organic matter in first flush runoff from urban roadways. *Water Science & Technology* **2015**, 72, 1234–1242.
55. Barjenbruch, M. (2018). RAU—Reducing the environmental impact of microplastics from car tires. In S. Ziemann, T. Nguyen, & A. Gunke I (Eds.), *Plastics in the environment, sources-sinks-solutions* (p. 44). Bonn, Germany: Federal Ministry of Education and Research (BMBF).
56. Duncan, H. P. (1995). A review of urban stormwater quality processes. Clayton, Vic.: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology Report 95/9,35 p.
57. Poudyal, S., Chochrane, T. A., Bell-Mendoza, R. (2016) First Flush Stormwater Pollutants From Carparks in Different Urban Settings. *Water New Zealand Conference Paper Nov/Dez.* pp. 24–27.
58. Revitt, D. M., Lundy, L., Coulon, F., & Fairley M. The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. *Journal of Environmental Management* **2014**, 146, 552–567.
59. Clark, S. E.; Steele, K. A.; Spicher, J.; Siu, C. Y.; Lalor, M. M.; Pitt, R.; Kirby, J. T. Roofing materials' contributions to stormwater runoff pollution. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **2008**, 134, 638–645.
60. Clark, S.E.; Pitt, R.; Field, R. (2002). Wet-weather Pollution Prevention by Product Substitution. *Proceedings of United Engineering Conference on Linking Stormwater BMP Designs and Performance to Receiving Water Impacts*, ASCE, Reston, VA., pp. 266–283.
61. Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Schmid, P., Hean, S., Lamni, X., ... Boller, M. Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science & Technology* **2011**, 63, 1974–1982.
62. Müller, A.; Österlund, H.; Nordqvist, K.; Marsalek, J.; Viklander, M. Building surface materials as sources of micropollutants inbuilding runoff: A pilot study. *Science of the Total Environment* **2019**, 680, 190–19.
63. Wicke, D., Cochrane, T. A., & O'Sullivan, A. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *Journal of Environmental Management* **2012**, 113, 347–354.
64. Bollmann, U. E.; Minelgaite, G.; Schlüsener, M.; Ternes, T.; Vollertsen, J.; & Bester, K. Leaching of Terbutryn and itsphotodegradation Pproducts from artificial walls under natural weather conditions. *Environmental Science & Technology* **2016**, 50, 4289–4295.
65. Nehls, T.; Rokia, S.; Mekiffer, B.; Schwartz, C.; Wessolek, G. Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments* **2013**, 13, 575–584.

66. Mekiffer, B. (2008). Eigenschaften urbaner Böden Berlins – statistische Auswertung von Gutachtendaten und Fallbeispielen. (Dissertation), Technische Universität Berlin, Berlin, pp. 141.
67. Mekiffer, B., & Wessolek, G. Trümmerschuttböden und Sulfatfreisetzung. Boden des Jahres 2010 – Stadtböden, Berlin und seine Böden. *Berliner Geographische Arbeiten* **2011**, 117, 33–37.
68. Chang, Y.; Chou, C.; Su, K.; Tseng, C. Effectiveness of street sweeping and washing for controlling ambient TSP. *Atmospheric Environment* **2004**, 39, 1891-1902.
69. Kristoffersen, P.; Larsen, S. U.; Møller, J.; Hels, T. Factors affecting the phase-out of pesticide use in public areas in Denmark. *Pest Management Science* **2004**, 60, 605–612.
70. Blomqvist, G. Impact of de-icing salt on roadside vegetation—A literature review impact of de-icing salt on roadside vegetation. *Swedish National Road and Transport Research Institute* **1998**, 427A, pp. 43.
71. Ramakrishna, D. M.; Viraraghavan, T. Environmental impact of chemical deicers—A review. *Water, Air, & Soil Pollution* **2005**, 166, 49.
72. Shuster, W. D.; Bonta, J.; Thurston, H.; Warnemuende, E.; Smith, D. R. Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal* **2007**, 2(4), 263–27.
73. Miles, B.; Band, L. E. Green infrastructure stormwater management at the watershed scale: Urban variable source area and watershed capacitance. *Hydrological Processes* **2015**, 29(9), 2268–2274.
74. Lim, T. C. Predictors of urban variable source area: A cross-sectional analysis of urbanized catchments in the United States. *Hydrological Processes* **2016**, 30, 4799–4814.
75. Shore, M., Jordan, P., Mellander, P.-E., Kelly-Quinn, M., Wall, D. P., Murphy, P. N. C., & Melland, A. R. (). Evaluating the critical source area concept of phosphorus loss from soils to water-bodies in agricultural catchments. *Science of the Total Environment* **2014**, 490, 405–415
76. Blanco-Canqui, H.; Lal, R. (2010). Buffer strips. In *Principles of soil conservation and management*. Dordrecht: Springer.
77. Fryirs, K. (Dis) Connectivity in catchment sediment cascades: A fresh look at the sediment delivery problem. *Earth Surface Processes and Landforms* **2013**, 38, 30–46.
78. Tedoldi, D.; Chebbo, G.; Pierlot, D.; Kovacs, Y.; Grmaire, M. C. Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *Journal of Environmental Management* **2017**, 202, 151–166.
79. Driscoll, C. T.; Eger, C. G.; Chandler, D. G.; Roodsari, B. K.; Davidson, C. I.; Flynn, C. D.; Lambert, K. F.; Bettez, N. D.; Groffmann, P. M. (2015). *Green infrastructure: Lessons from science and practice*. A publication of the Science Policy Exchange. 32 pages.
80. Ahiablame, L. M.; Engel, B. A.; Chaubey, I. Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. *Water, Air, and Soil Pollution* **2012**, 223, 4253–4273.
81. Palta, M. M.; Nancy, B. G.; Peter, M. G. (2017). “Accidental” urban wetlands: ecosystem functions in unexpected places. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
82. Bertrand-Krajewski, J.L.; Chebbo, G.; Saget, A. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Research* **1998**, 32, 2341-2356.

83. Lee, H.; Lau, S.-L.; Kayhanian, M.; Stenstrom, M.K. Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. *Water Research* **2004**, *38*, 4153-4163.
84. Geiger, W.F. Flushing effects in combined sewer systems. In: Procs of 4th Int. Conf. on Urban Storm Drainage 1987. Lausanne, Switzerland, 40-46.
85. Bertrand-Krajewki, J.-L. Conceptual modeling of solid transport in sewer system. Ph.D. thesis 1992, Louis Pasteur University of Strasbourg. France (in French).
86. Heinzmann, B. Quality and consequences of urban runoff in separate sewer systems. *GWF Wasser Abwasser* *135*(7), 381-390 (in German).
87. Chebbo, G. Control of solids in sewer systems. Technical contribution for the AGHTM "Stormwater" Working Group, Paris, France, November 1994, 19 (in French).
88. Kayahan, M; Stenstrom, M.K. Mass Loading of First Flush Pollutants with Treatment Strategy Simulations. *Transportation Research Record*, **2005**.
89. Jack, A.G.; Petrie, M.M.; Ashley, R.M. The diversity of sewer sediments and their consequences for sewer flow quality modeling. *Water Science Technology* **1996**, *33*(9).
90. Skipworth, P.J.; Tait, S.J.; Saul, A.J. The first foul flush in combined sewers: an investigation of the causes. *Urban Water* **2000**, *2*, 317-325.
91. Kayahan, M; Stenstrom, M.K. Mass Loading of First Flush Pollutants with Treatment Strategy Simulations. *Transportation Research Record*, 1904.
92. Deletic, A. The first flush load of urban surface runoff. *Water Research* **1998**, *32*, 2462-2470.
93. Deletic, A.B.; Maksimovic, C.T. Evaluation of water quality factors in storm runoff from paved areas. *Journal of Environmental* **1998**, *124*, 869-879.
94. Wanielista, M.; Yousef, Y. *Stormwater Management 1993*, Wiley & Sons, Inc, New York.
95. Sansalone, J.J.; Buchberger, S.G. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering* **1997**, *123*, 134-143.
96. Lee, J.H.; Bang, K.W. Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* **2000**, *34*, 1772-1780.
97. Barco, J.; Papiri, S.; Stenstrom, M.K. First flush in a combined sewer system. *Chemosphere* **2008**, *71*, 827-833.
98. Han, Y.H.; Lau, S.L.; Kayhanian, M.; Stenstrom, M.K. Correlation analysis among highway stormwater pollutants and characteristics. *Water Science and Technology* **2006**, *53*, 235-243.
99. Bach, M.-P.; McCarthy, D.T.; Deletic A. Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Research* **2010**, *44*, 2487-2498.
100. Saget, A.; Chebbo, G.; Bertrand-Krajewski, J.-L. The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology* **1996**, *33*, 101-108.
101. Spongberg A.; Niemcynowicz, J. Measurements of wash-off from an asphalt surface. In Proc. 6th Int. Conf. on Urban Storm Drainage 1995, Niagara Falls, Canada.
102. Tomanovic A.; Maksimovic C. Improved modeling of suspended solids discharge from asphalt surface during storm event. *Wat. Sci. Tech.* **1996**, *33* (4-5), 363-369.
103. Deletic, A.; Maksimovic, C.; Ivetic, M. Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces. *J. Hydraul. Res.* **1997**, *35*(1), 99-118.
104. Andres-Domenech, I.; Hernandez-Crespo, C.; Martin, M.; Andres-Valeri, V. C. Characterization of wash-off from urban impervious surface and SuDS design criteria for source control under semi-arid conditions. *Sci. Total Environ.* **2018**, 1320-1328.

105. Andrés-Doménech, I.; Gómez-Martín, E.; Medina, J. R.; Marco, J. B. Estimating COD loads in combined sewer overflows with multivariate and neural network models under semi-arid rainfall conditions. E-proceedings of the 36th IAHRWorld Congress 2015, 1–9.
106. García-Bartual, R.; Andrés-Doménech, I. A two-parameter design storm for Mediterranean convective rainfall. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 2017, 21, 2377–2387.
107. Sansalone, J. J.; Cristina, C. M. First flush concepts for suspended and dissolved solids in small impervious watersheds. *J. Environ. Eng.* 2004, 130, 1301–1314.
108. Choe, J.S.; Bang, K.W.; Lee, J.H. Characterization of surface runoff in urban areas. *Water Sci. Technol.* 2002, Vol 45, No 9, pp 249-254.
109. Shammaa, Y.; David, Z. Techniques for Controlling Total Suspended Solids in Stormwater Runoff. *Canadian Water Resources Journal* 2001, 26:3, 359-375.
110. Pope, L. M.; Bevans, H. E. Relation of Urban Landuse and Dry-Weather, Storm, and Snowmelt Flow Characteristics to Stream-Water Quality, Shanganunga Creek Basin. Topeka, Kansas, U.S. Geological Survey Water-Supply 1987, Paper 2283.
111. Ferguson, B.K. Introduction to Stormwater: Concept, Purpose, Design. John Wiley and Sons 1998.
112. Cochrane Engineering Ltd. Environmental Monitoring Program, Report to the City of Edmonton 1999.
113. Barret, M. E. Complying with the Edwards Aquifer Rules: Technical Guidance on Best Management Practices. Texas Natural Resources Conservation Commission Report 1999, RG-348.
114. Novotny, V. Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management. *Technomic* 1995, 6:193-292.
115. Jarvie, H. P.; Withers, P. J. A.; Bowes, M. J.; Palmer-Felgate, E. J.; Harper, D. M.; Wasiak, K.; et al. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agric Ecosyst Environ.* 2010, 135, 238-52.
116. Taylor, G D.; Fletcher, T. D.; Wong, T. H. F.; Breen, P. F.; Duncan, H. P. Nitrogen composition in urban runoff – implications for stormwater management. *Water Res.* 2005, 39, 1982-9.
117. Ma, J.; Ying, G. X.; Sansalone, J. J. Transport and distribution of particulate matter phosphorus fractions in rainfall-runoff from roadway source areas. *J. Environ. Eng. ASCE* 2010, 136, 1197-205.
118. Vaze, J.; Chiew, F. H. S. Nutrient loads associated with different seiment sizes in urban stormwater and surface pollutants. *J. Environ. Eng. ASCE* 2004, 130, 391-6.
119. Wu, J. L.; Ren, Y. F.; Wang, X. M.; Chen, L. D.; Liu, G. C. Nitrogen and phosphorus associating with different size suspended solids in roof and road runoff in Beijing, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22, 15788-95.
120. Arias, M. E.; Brown, M. T.; Sansalone, J. J.; Characterization of stormwater suspended sediments and phosphorus in an urban catchement in Florida. *J. Environ. Eng. ASCE* 2013, 139, 277-88.
121. Kaushal, S. S.; Groffman, P. M.; Band, L. E.; Elliott, E. M.; Shields, C. A.; Kendall, C. Tracking nonpoint source nitrogen pollution in human-impacted watersheds. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 8225-32.
122. Hobbie, S. E.; Finlay, J. C.; Janke, B. D.; Nidzgorski, D. A.; Millet, D. B.; Baker, L. A. Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2017, 114, 4177-82.

123. Yang, Y.-Y.; Toor, G. S. N and O reveal the sources of nitrate-nitrogen in urban residential stormwater runoff. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50*, 2881-9.
124. Anisfield, S. C.; Barnes, R. T.; Altabet, M. A.; Wu, T. Isotopic apportionment of atmospheric and sewage nitrogen sources in two Connecticut rivers. *Environ. Sci. Technol.* **2007**, *41*, 6363-9.
125. Riha, K. M.; Michalski, G.; Gallo, E. L.; Lohse, K. A.; Brooks, P. D.; Meixner, T. High atmospheric nitrate inputs and nitrogen turnover in semi-arid urban catchments. *Ecosystems* **2014**, *17*, 1309-25.
126. Mueller, C.; Zink, M.; Samaniego, L.; Krieg, R.; Mertz, R.; Rode, M.; et al. Discharge driven nitrogen dynamics in a mesoscale river basin as constrained by stable isotope patterns. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, *50*, 9187-96.
127. Yi, Q.; Chen, Q.; Hu, L.; Shi, W. Tracking nitrogen sources, transformation, and transport at a basin scale with complex plain river networks. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, *51*, 5396-403.
128. Groffman, P. M.; Law, N. L.; Benlt, K. T.; Band, L. E.; Fisher, G. T. Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems* **2004**, *7*, 393-403.
129. Hale, R. L.; Turnbull, L.; Earl, S.; Grimm, N.; Riha, K.; Michalski, G.; et al. Sources and transport of nitrogen in arid urban watersheds. *Environ. Sci. Technol.* **2014**, *48*, 6211-9.
130. Bratt, A. R.; Finlay, J. C.; Hobbie, S. E.; Janke, B. D.; Worm, A. C.; Kemmitt, K. L. Contribution of leaf litter to nutrient export during winter months in an urban residential watershed. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, *51*, 3138-47.
131. Toor, G. S.; Occhipinti, M. L.; Yang, Y.-Y.; Majcherek, T.; Haver, D.; Oki, L. Managing urban runoff in residential neighborhoods: nitrogen and phosphorus in lawn irrigation driven runoff. *PLoS One* **2017**, *12*.
132. Carey, R. O.; Hochmuth, G. J.; Martinez, C. J.; Boyer, T. H.; Dukes, M. D.; Toor, G. S.; et al. Evaluating nutrient impacts in urban watersheds: challenges and research opportunities. *Environ. Pollut.* **2013**, *173*, 138-49.
133. Badruzzaman, M.; Pinzon, J. Oppenheimer, J.; Jacangelo, J. Sources of nutrients impacting surface waters in Florida: a review. *J. Environ. Manag.* **2012**, *109*, 80-92.
134. Baker, L. A.; Hope, D.; Xu, Y.; Edmonds, J.; Lauver, L. Nitrogen balance for the Central Arizona-Phoenix (CAP) ecosystem. *Ecosystems* **2001**, *4*, 582-602.
135. U.S. Environmental Protection Agency. The national stormwater quality database, version 1.1. A compilation and analysis of NPDES stormwater monitoring information. Washington, DC. 2005.
136. McCabe, K. M.; Smith, E. M.; Lang, S. Q.; Osburn, C. L.; Benitez-Nelson, C. R. Particulate and Dissolved Organic Demand in Urbanized Headwater Catchments. *Environ. Sci. & Technol.* **2021**, *55*, 952-961.
137. SCDHEC. R61-68, Water Classifications and Standards. SCDHEC 2014, 803.
138. EPA. Technical Guidance Manual for Developing Total Maximum Daily Loads. In Book II: Streams and Rivers 1995, 254, 823 B-95-007.
139. Diaz, R.J.; Rosenberg, R. Marine Benthic Hypoxia: A Review of Its Ecological Effects and the Behavioural Responses of Benthic Macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. An Annu. Rev.* **1995**, *33*, 245-303.
140. Bretburg, D. J.; Levin, L. A.; Oschlies, A.; Gregoire, M.; Chavez, F. P.; Conley, D. J.; Garcon, V.; Gillbert, D.; Gutierrez, D.; Isensee, K.; Jacinto, G. S.; Limburg, K. E.; Montes, I.; Naqvi, S. W. A.; Pitcher, G. C.; Rabalais, N. N.; Roman, M. R.; Rose, K. A.; Seibel, B. A.;

- Telszewski, M.; Yasuhara, M.; Zhang, J. Declining Oxygen in the Global Ocean and Coastal Waters. *Science* 2018, No eaam7240.
141. del Giorgio, P. A.; del Davis, J.; Patterns in Dissolved Organic Matter Lability and Consumption across Aquatic Ecosystems. In *Aquatic Ecosystems Interactivity of Dissolved Organic Matter 2003*, 400-420.
 142. Benner, R. Chemical Composition and Reactivity. *Biogeochem. Mar. Dissolved Org. Matter* **2002**, 59-90.
 143. del Giorgio, P. A.; Cole, J. J. Bacterial Growth Efficiency in Natural Aquatic Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1998**, 29, 503-541.
 144. Benner, R. Molecular Indicators of the Bioavailability of Dissolved Organic Matter. In *Aquatic Ecosystems Interactivity of Dissolved Organic Matter 2003*, 121-135.
 145. Jones, K.C.; De Voogt, P. Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environ. Pollut.* **1999**, 100, 209-221.
 146. Ratchliffe, D.A. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* **1967**, 215, 208-210.
 147. Ratchliffe, D.A. Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *J. Appl. Ecol.* **1970**, 7, 67-115.
 148. Pearce, P.A.; Peakall, D.B.; Reynolds, L.M. Shell thinning and residues of organochlorines and mercury in seabird eggs, Eastern Canada 1970-1976. *Pestic. Monit. J.* **1979**, 13, 61-68.
 149. Bergman, A.; Olsson, M. Pathology of Baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome. *Finnish Game Research* 1985, 44, 47-62.
 150. Reijnders, P. J. H.; Ries, E. H.; Tougaards, S.; Norgaard, N.; Heidemann, G.; Schwartz, J.; Varschi, E.; Traut, I. M. Population development of harbor seals in the Wadden Sea after the 1988 virus epizootic. *J. Sea Res.* **1997**, 38, 161-168.
 151. Beland, P.; Deguise, S.; Girard, C.; Lagace, A.; Martineau, D.; Michaud, R.; Muir, D.C.G.; Norstrom, R.J.; Pelletier, E. Ray, S.; Shugart, L.R. Toxic compounds and health and reproductive effects in St-Lawrence Beluga whales. *J. Lakes Res.* **1993**, 19, 766-775.
 152. Safe, S.H. Polychlorinated biphenols (PCBs)-environmental impact, biochemical and toxic responses, and implications for risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* **1994**, 24, 87-149.
 153. De Swart, R.L.; Ross, P.S.; Vedder, L.J.; Timmerman, H.H.; Heisterkamp, S.H.; Van Loveren, H.; Vos, J.G.; Reijnders, P.J.H.; Ostrhaus, A.D.M.E. Impairment of immune function in harbor seals feeding on fish from polluted water. *Ambio* 1994, 23, 155-159.
 154. Leonards, P.E.G. PCBs in Mustelids. PhD thesis, Free University, Amsterdam, 1997.
 155. Wania, F.; Mackay, D. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* **1996**, 30, 390-396A.
 156. Duarte-Davidson, R.; Sewart, A.P.; Alcock, R.E.; Cousins, I.; Jones, K.C. Exploring the balance between sources, deposition and the environmental burden of PCDD/Fs in the UK terrestrial environment: an aid to identifying uncertainties and research needs. *Environ. Sci. Technol.* **1997**, 31, 1-11.
 157. Evers, E.H.G.; Klamer, H.J.C.; Laane, R.W.P.M.; Gocers, H. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran residues in estuarine and coastal North Sea sediments: sources and distribution. *Environ. Toxicol. Chem.* **1993**, 12, 1583-1598.
 158. McDonald, R.W.; Ikonomou, M.G.; Paton, D.W. Historical inputs of PCDDs, PCDFs and PCBs to a British Columbia interior lake. *Environ. Sci. Technol.* 1998, 32, 331-337.

159. Environment, U. N. Drowning in Plastics – Marine Litter and Plastic Waste Vital Graphics 2021 UNEP - UN Environment Programme.
160. Jambeck, J. R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Sielger, T.R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K.L. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 2015, 347, 6223.
161. Geyer, R.; Jambeck, J.R.; Law, K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* **2017**, 3, el1700782.
162. Meljer, L. J. J.; Van Emmerik, T.; Van Den Ent, R.; Schmildt, C.; Lebreton, L. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emission into the ocean. *Sci. Adv.* 2021, 7, eaaz5803.
163. Lebreton, L.C.M.; Van Der Zwet, J.; Damsteeg, J.W.; Slat, B.; Andrady, A.; Reisser, J. River plastic emissions to the world's emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* **2017**, 8, 15611.
164. Schmidt, C.; Krauth, T.; Wagner, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environ. Sci. Technol.* **2017**, 51, 12246-12253.
165. Jacobsen, J.K.; Massey, L.; Gulland, F. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Marine Pollution Bulletin* **2010**, 60, 765-767.
166. Ziajahromi, S.; Kumar, A.; Neale, P.A.; Leusch, F.D.L. Impact of microplastic beads and fibers on waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: Implications of single and mixture exposures. *Environmental Science & Technology* **2017**, 51, 13397-13406.
167. Derraik, J.G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* **2002**, 44, 842-852.
168. Gall, S.C.; Thomson, R.C. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin* **2015**, 92, 170-179.
169. Hermabessiere, L.; Dehaut, A.; Paul-Pont, I.; Lacroix, C.;Jezequel, R.; Soudant, P.; Duflos, G. Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review. *Chemosphere* **2017**, 182, 781-793.
170. Nobre, C.R.; Santana, M.F.M.; Maluf, A.; Cortez, F.S.; Cesar, A.; Pereira, C.D.S.; Turra, A. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea) *Marine Pollution Bulletin* **2015**, 92, 99-104.
171. Browne, M.A.; Galloway, T.; Thompson, R. Microplastic – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management* 2007, 3, 559-561.
172. Ziccardi, L.M.; Edgington, A.; Hentz, K.; Kylacki, K.J.; Kane, D.S. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ. Toxicol. Chem.* **2016**, 35, 1667-1676.
173. Koelmans, A.A.; Bakir, A.; Burton, G.A.; Jaunssen, C.R. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies. *Environ. Sci. Technol.* **2016**, 50, 3315-3326.
174. Syberg, K.; Nielsen, A.; Khan, F.R.; Banta, G.T.; Palmqvist, A.; Jespen, P.M. Microplastic potentials trislosan toxicity to the marine copepod *Acartia tonsa* (Dana). *J. Toxicol. Environ. Health* **2017**, 80, 1369-1371.
175. Bakir, A.; Rowland, S.J.; Thompson, R.C. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ. Pollut.* **2014a**, 185, 16-23.

176. Bakir, A.; Rowland, S.J.; Thompson, R.C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **2014b**, *140*, 14-21.
177. Mouat, T.; Lopez-Lozano, R.; Bateson, H. Economic Impacts of Marine Litter 2010. Lerwick, UK.
178. Barlow, C.; Bendell, L.I.; Duckam, C.; Faugeron, D.; Koo, V. Three-dimensional profiling reveals trace metal depositional patterns in sediments of urban aquatic environments: A case study in Vancouver, British Columbia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 2014, *225*, 1-13.
179. Camponelli, K.M.; Lev, S.M.; Snodgrass, J.W.; Landa, E.R.; Casey, R.E. Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environ. Pollut.* **2010**, *158*, 2143-2149.
180. Councell, T.B.; Ducknfield, K.U.; Landa, E.R.; Callender, E. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environ. Sci. Technol.* **2004**, *38*, 4206-4214.
181. Fleeger, J.W.; Carman, K.R.; Nisbet, R.M. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* **2003**, *317*, 207-233.
182. Bay, S.; Jones, B.H.; Schiff, K.; Washburn, L. Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Mar. Environ. Res.* **2003**, *56*, 205-223.
183. Carr, R.S.; Montagna, P.A.; Biedenbach, J.M.; Kalke, R.; Kennicutt, M.C.; Hooten, R.; Cripe, G. Impact of storm-water outfalls on sediment quality in Corpus Christi Bay, Texas, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* **2000**, *19*, 561-574.
184. Klein, R.D. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resour. Bull.* **1979**, *15*, 948-963.
185. Makepeace, D.K.; Smith, D.W.; Stanley, S.J. Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Crit Rev Environ Sci Technol* **1995**, *25*, 93-139.
186. Scholz, N.L.; Myers, M.S.; McCarthy, S.G.; Labenia, J.S.; McIntyre, J.K.; Ylitalo, G.M.;...Collier, T.K. Recurrent die-offs of adult coho salmon returning to spawn in Puget Sound lowland urban streams. *PLoS One* **2011**, *6*, e28013.
187. Nixon, H.; Saphores, J.D. Impacts of motor vehicle operation on water quality in the US-Cleanup costs and policies. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 2007, *12*, 564-576.
188. Ahmed, W.; Neller, R.; Katouli, M. Evidence of septic system failure determined by a bacterial biochemical fingerprinting method. *J. Appl. Microbiol.* 2005, *98*, 910-920.
189. Rajal, V.B.; McSwain, B.S.; Thompson, D.E.; Leutenegger, C.M.; Wuertz, S. Molecular quantitative analysis of human viruses in California stormwater. *Water Res.* **2007**, *41*, 4287-4298.
190. Noble, R.T.; Griffith, J.F.; Blackwood, D.A.; Fuhman Gregory, J.B.; Hernandez, X.; Liang, X.; Bera Angie, A.; Schiff, K. Multitiered approach using quantitative PCR to track sources of fecal pollution affecting Santa Monica Bay, California. *Appl. Environ. Microbiol.* **2006**, *72*, 1604-1612.
191. Sidhu, J.P.S.; Hodgers, L.; Ahmed, W.; Chong, M.N.; Toze, S. Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia. *Water Res.* **2012a**, *46*, 6652-6660.
192. Cizek, A.R.; Characklis, G.W.; Krometis, L.A.; Hayes, J.A.; Simmons, O.D.; Di Lonardo, S.; Alderisio, K.A.; Sobsey, M.D. Comparing the partitioning behavior of *Giardia* and *Cryptosporidium* with that of indicator organisms in stormwater runoff. *Water Res.* **2008**, *42*, 4421-4438.

193. Cabelli, V.J.; Dufour, A.P.; McCabe, L.J.; Levin, M.A. Swimming-associated gastroenteritis and water quality. *Am. J. Epidemiol.* **1982**, 115, 606-616.
194. Wade, T.J.; Calderon, R.I.; Sams, E.; Beach, E.; Brenner, K.P.; Williams, A.H.; Dufour, A.P. Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming associated gastrointestinal illness. *Environ. Health Pers.* **2006**, 114, 24-28.
195. Marion, J.W.; Lee, J.; Lemeshow, S.; Buckley, T.J. Association of gastrointestinal illness and recreational water exposure at an inland U.S. beach. *Water Res.* **2010**, 44, 4796-4804.
196. An, Y.J.; Kampbell, D.H.; Breidenbach, G.P. Escherichia coli and total coliforms in water and sediments at lake marinas. *Environ. Pollut.* **2002**, 120, 771-778.
197. Krometis, L.A.; Characklis, G.W.; Drummery, P.N.; Sobsey, M.D. Comparison of the presence and partitioning behavior of indicator organisms and Salmonella ssp. In an urban watershed. *J. Water Health*, **2010**, 8, 44-59.
198. McCarthy, D.; Mitchell, V.C.; Deletic, A. Escherichia coli levels in urban stormwater. Paper Presented to the Urban Drainage Modelling and International Water Sensitive Urban Design Conference, Melbourne, 4-6 April 2006.
199. Paul-Mercado, M.A.; Ventura, J.S.; Memon, S.A.; Jahng, D.; Kang, J.H.; Lee, C.H. Monitoring and predicting the fecal indicator bacteria concentrations from agricultural, mixed land use and urban stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* **2016**, 550, 1171-1181.
200. Jiang, S.; Noble, R.; Chui, W.P. Human adenoviruses and coliphages in urban runoff-impacted coastal waters of Southern California. *Appl. Environ. Microbiol.* **2001**, 67, 179-184.
201. Schroeder, M.D.; Stallard, W.M.; Thompson, D.E.; Loge, F.J.; Deshusses, D.E.; Cox, H.H.J. Management of Pathogens Associated with Storm Drain Discharge: Methodology for Quantitative Molecular Determination of Viruses, Bacteria and Protozoa. University of California, Davis (report prepared for California Department of Transportation).
202. Jiang, S.C.; Lim, K.-Y.; Huang, X.; McCarthy, D.; Hamilton, A.J. Human and environmental health risks and benefits associated with use of urban stormwater. *WIREs Water* **2015**, 2, 683-699.
203. Signor, R.S.; Roser, D.J.; Ashbolt, N.J.; Ball, J.E. Quantifying the impact of runoff events on microbiological contaminant concentrations entering surface drinking source waters. *J. Water Health* **2005**, 3, 453-468.
204. Harwood, V.J.; Staley, C.; Badgely, B.D.; Borges, K.; Korajkic, A. Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: relationships between pathogens and human health outcomes. *FEMS Microbiol. Review.* **2014**, 38, 1-40.
205. Souza, D.M.; Reichert, J.F.; Martins, A.F. A simultaneous determination of anti-cancer drugs in hospital effluent by DLLME HPLC-FLD, together with a risk assessment. *Chemosphere* **2018**, 201, 178-188.
206. Jones, O.A.H.; Voulvoulis, N.; Lester, J.N. Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Res.* **2002**, 36, 5013-5022.
207. Huschek, G.; Hansen, P.D.; Maurer, H.H.; Krengel, D.; Kayser, A. Environmental risk assessment of medicinal products for human use according to European Commission recommendations. *Environ Toxicol.* **2004**, 19(3), 226-40.
208. Stuart, J.K.; Ongerth, J.E. Modelling of pharmaceutical residues in Australian sewage by quantities of use and fugacity calculations. *Chemosphere* **2004**, 54(3), 0-367.

209. McArdell, C.S.; Molnar, E.; Suter, M.J.F.; Ginger, W. Occurrence and Fate of Macrolide Antibiotics in Wastewater Treatment Plants and in the Glatt Valley Watershed, Switzerland. *Environ. Sci. Technol.* **2003**, *37*, 5479-5486.
210. Ferdig, M.; Kaleta, A.; Buchberger, W.; Improved Liquid Chromatographic Determination of Nine Currently Used (Fluoro) Quinolones with Fluorescence and Mass Spectrometric Detection for Environmental Samples. *J. Sep. Sci.* **2005**, *28*, 1448-1456.
211. Brown, K.D.; Kullis, J.; Thomson, B.; Chapman, T.H.; Mawlinney, D.B.; Occurrence of Antibiotics in Hospita;, Residential, and Diary Effluent, Municipal Wastewater, and the Rio Grande in New Mexico. *Sci. Total Environ.* **2006**, *366*, 772-783.
212. Kim, S.-C.; Carlson, K. Occurrence of Ionosphere Antibiotics in Water and Sediments of a Mixed-Landscape Watershed. *Water Res.* **2006**, *40*, 2549-2560.
213. Cha, J.; Yang, S.; Carlson, K. Trace Determination of β -Lactam Antibiotics in Surface Water and Urban Wastewater Using Liquid Chromatography Combined with Electrospray Tandem Mass Spectrometry. *J. Chromatogr. A* **2006**, *1115*, 46-57.
214. Batt, A.L.; Kim, S.; Aga, D.S. Comparison of the Occurrence of Antibiotics in Four Full-Scale Wastewater Treatment Plants with Varying Designs and Operations. *Chemosphere* **2007**, *68*, 428-435.
215. Yang, Y.; Fu, J.; Peng, H.; Hou, L.; Liu, M.; Zhou, J. Occurrence and Phace Distribution of Selected Pharmaceuticals in the Yangtze Estuary and its Coastal Zone. *J. Hazard. Mater.* **2011**, *190*, 588-596.
216. Verlicchi, P.; Zambello, E. Pharmaceuticals and Personal Care Products in Untreated and Treated Sewage Sludge: Occurrence and Environmental Risk in the Case of Application on Soil – A Critical Review. *Sci. Total Environ.* **2015**, *538*, 750-767.
217. Riaz, L. ; Mahmood, T.; Khalid, A.; Rashid, A.; Siddique, M.B.A.; Kamal, A.; Coyne, M.S. Fluoroquinolones in the Environment: A Review on Their Abundance, Sorption and Toxicity in Soil. *Chemosphere* **2018**, *191*, 704-720.
218. Kim, K.-R.; Owens, G.; Kwon, S.-I.; So, K.-H.; Lee, D.-B.; Ok, Y.S. Occurrence and Environmental Fate of Veterinary Antibiotics in the Terrestrial Environment. *Water, Air, Soil Pollut.* **2011**, *214*, 163-174.
219. Esteban, S.; Moreno-Merino, L. Matellanes, R.; Catala, M.; Gorga, M.; Petrovic, M.; de Alda, M.L. Barcelo, D.; Silva, A.; Duran, J.J.; Lopez-Martinez, J.; Malcarcel, Y.; Presence of Endocrine Disruptors in Freshwater in the Nothern Antartic Peninsula Region. *Environ. Res.* **2016**, *147*, 179-192.
220. Taylor, D.; Senac, T.; Human Pharmaceutical Products in the Environment- the "Problem" in Perspective. *Chemosphere* **2014**, *115*, 95-99.
221. Rivera-Utrilla, J.; Sanchez-Polo, M.; Ferro-Garcia, M.A.; Prados-Joya, G.; Ocampo-Perez, R. Pharmaceuticals as Emerging Contaminants and Their Removal from Water. A Review. *Chemosphere* **2013**, *93*, 1268-1287.
222. Beek, T. a. d.; Weber, F.-A.; Bergmann, A.; Hickmann, S.; Ebert, I.; Hein, A.; Kustr, A. Pharmaceuticals in the Environment-Global Occurances and Perspectives. *Environ. Toxicol. Chem.* **2016**, *35*, 823-835.
223. Total Dissolved Solids (TDS): EPA Method 160.1 (Gravimetric, Dried at 180 deg. C)". Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1999-11-16.
224. Results of the Nationwide Urban Runoff Program – Executive Summary, Water Planning Division. Washington D.C.: USEPA, 1983.

225. Perales-Momparler, S., Hernández-Crespo, C., Vallés-Morán, F., Martín, M., Andrés-Doménech, I., Andreu, J., Jefferies, C. SuDS efficiency during the start-up period under Mediterranean climatic conditions. *Clean: Soil, Air, Water* **2014**, 42, 178–186.
226. Hernández-Crespo, C.; Martín, M. Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. *Catena* **2015**, 133, 206–214.
227. Jiang, W.; Haver D.; Rust, M. Gan, J. Runoff of pyrethroid insecticides from concrete surfaces following simulated and natural rainfalls. *Water Res.* **2012**, 46, 645-652.
228. Amweg, E.I.; Weston, D.P.; You, J.; Lydy, M.J. Pyrethroid insecticides and sediment toxicity in urban creeks from California and Tennessee. *Environ. Sci. Technol.* **2006**, 40, 1700-1706.
229. Weston, D.P.; Holmes, R.W.; Lydy, M.J. Residential runoff as a source of pyrethroid pesticides to urban creeks. *Environ. Pollut.* **2009**, 157, 287-294.
230. Holmes, R.W.; Anderson, B.S.; Phillips, B.M.; Hunt, J.W., Crane, D.B.; Mekebri, A.; Blondina, G.; Nguyen, I.; Connor, V. Statewide investigation of the role of pyrethroid pesticides in sediment toxicity in California's urban waterways. *Environ. Sci. Technol.* **2008**, 42, 7003-7009.
231. Hintzen, E.P; Lydy, M.J.; Belden, J.B. Occurrence and potential toxicity of pyrethroids and other insecticides in bed sediments of urban streams in central Texas. *Environ. Pollut.* **2009**, 157, 110-116.
232. Ding, Y.; Harwood, A.D.; Foslund, H.M.; Lydy, M.J. Distribution and toxicity of ediment-associated pesticides in urban and agricultural waterways from Illinois. USA. *Environ. Toxicol. Chem.* **2010**, 29, 149-157.
233. Weston, D.P.; Lydy, M.J. Urban and agricultural sources of pyrethroid insecticides to the Sacramento-San Joaquin delta of California. *Environ. Sci. Technol.* **2010**, 44, 1833-1840.
234. Jiang, W.; Gan, J.; Haver, D. Sorption and desorption of pyrethroid insecticide permethrin on concrete. *Environ. Sci. Technol* **2011**, 45, 602-607.
235. Yufen, R.; Xiaoke, W.; Zhiyun, O.; Hua, Z.; Xiaonan, D.; Hong, M. Stormwater Runoff Quality from Different Surfaces in an Urban Catchment in Beijing, China. *Water Environment Research* **2008**, Volume 80, Number 8.
236. Christian, L.; Epps, T.; Diab, G.; Hathaway, J. Pollutant Concentration Patterns of In-Stream Urban Stormwater Runoff. *Water* **2020**, 12, 2534.
237. Liu, Y.; Wang, C.; Yu, Y.; Chen, Y.; Du, L.; Qu, X.; Peng, W.; Zhang, M.; Gui, C. Effect of Urban Stormwater Road Runoff of Different Land Use Types on an Urban River in Shenzhen, China. *Water* **2019**, 11, 2545.
238. Radulescu, D.; Racoviteanu, G.; Swamikannu, X. Comparison of urban residential storm water runoff quality in Bucharest, Romania with international data. *EENVIRO* **2018**, 85, 07019.
239. Drapper, D.; Olive, K.; McAlister, T.; Coleman, R.; Lampard, J.-L. A Review of Pollutant Concentrations in Urban Stormwater Across Eastern Australia, After 20 Years. *Front. Environ. Chem.* **2022**, 3, 853764.
240. Niachou, A.; Papakonstantinou, K.; Santamouris, M.; Tsangrassoulis, A.; Mihalakakou, G. Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy Build.* **2001**, 33, 719–729.
241. Madre, F.; Vergnes, A.; Machon, N.; Clergeau, P. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecol. Eng.* **2013**, 57, 109–117.

242. Jungels, J.; Rakow, D.A.; Allred, S.B.; Skelly, S.M. Attitudes and aesthetic reactions toward green roofs in the Northeastern United States. *Landsc. Urban Plan.* **2013**, *117*, 13–21.
243. Susca, T.; Gaffin, S.R.; Dell’Osso, G.R. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environ. Pollut.* **2011**, *159*, 2119–2126.
244. Getter, K.L.; Rowe, D.B.; Robertson, G.P.; Cregg, B.M.; Andresen, J.A. Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43*, 7564–7570.
245. Oberndorfer, E.; Lundholm, J.; Bass, B.; Coffman, R.R.; Doshi, H.; Dunnett, N.; Gaffin, S.; Köhler, M.; Liu, K.K.Y.; Rowe, B. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* **2007**, *57*, 823–833.
246. Berardi, U.; GhaffarianHoseini, A.; GhaffarianHoseini, A. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Appl. Energy* **2014**, *115*, 411–428.
247. Hutchinson, D.; Abrams, P.; Retzlaff, R.; Liptan, T. Stormwater Monitoring Two Ecoroofs in Portland, Oregon, USA; Int. Conf. on Greening Rooftops for Sustainable Communities: Chicago, IL, USA, 2003; pp. 372–389.
248. Li, S.-X.; Qin, H.-p.; Peng, Y.-n.; Khu, S.T. Modelling the combined effects of runoff reduction and increase in evapotranspiration for green roofs with a storage layer. *Ecol. Eng.* **2019**, *127*, 302–311.
249. Lee, J.Y.; Lee, M.J.; Han, M. A pilot study to evaluate runoff quantity from green roofs. *J. Environ. Manag.* **2015**, *152*, 171–176.
250. Spolek, G. Performance monitoring of three ecoroofs in Portland, Oregon. *Urban Ecosyst.* **2008**, *11*, 349–359.
251. Zhang, Q.; Miao, L.; Wang, X.; Liu, D.; Zhu, L.; Zhou, B.; Sun, J.; Liu, J. The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. *Landsc. Urban Plan.* **2015**, *144*, 142–150.
252. Palermo, S.A.; Turco, M.; Principato, F.; Piro, P. Hydrological Effectiveness of an Extensive Green Roof in Mediterranean Climate. *Water* **2019**, *11*.
253. DeNardo, J.C.; Jarrett, A.R.; Manbeck, H.B.; Beattie, D.J.; Berghage, R.D. Stormwater mitigation and surface temperature reduction by green roofs. *Trans. ASAE* **2005**, *48*, 1491–1496.
254. Gregoire, B.G.; Clausen, J.C. Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecol. Eng.* **2011**, *37*, 963–969.
255. Talebi, A.; Bagg, S.; Sleep, B.E.; O’Carroll, D.M. Water retention performance of green roof technology: A comparison of Canadian climates. *Ecol. Eng.* **2019**, *126*, 1–15.
256. Vanuytrecht, E.; Van Mechelen, C.; Van Meerbeek, K.; Willems, P.; Hermy, M.; Raes, D. Runoff and vegetation stress of green roofs under different climate change scenarios. *Landsc. Urban Plan.* **2014**, *122*, 68–77.
257. Dunnett, N.; Nagase, A.; Booth, R.; Grime, P. Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosyst.* **2008**, *11*, 385–398.
258. Nagase, A.; Dunnett, N. Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landsc. Urban Plan.* **2012**, *104*, 356–363.
259. Buccola, N.; Spolek, G. A Pilot-Scale Evaluation of Greenroof Runoff Retention, Detention, and Quality. *Water Air Soil Pollut.* **2011**, *216*, 83–92.
260. Mentens, J.; Raes, D.; Hermy, M. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landsc. Urban Plan.* **2006**, *77*, 217–226.

261. VanWoert, N.D.; Rowe, D.B.; Andresen, J.A.; Rugh, C.L.; Fernandez, R.T.; Xiao, L. Green Roof Stormwater Retention: Effect of Roof Surface, Slope, and Media Depth. *J. Environ. Qual.* **2005**, *34*, 1036–1044.
262. Bliss, D.J.; Neufeld, R.D.; Ries, R.J. Storm Water Runoff Mitigation Using a Green Roof. *Environ. Eng. Sci.* **2009**, *26*, 407–417.
263. Fassman-Beck, E.; Voyde, E.; Simcock, R.; Hong, Y.S. 4 Living roofs in 3 locations: Does configuration affect runoff mitigation? *J. Hydrol.* **2013**, *490*, 11–20.
264. Czemieli Berndtsson, J. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 351–360.
265. Liu, X.; Chui, T.F.M. Evaluation of Green Roof Performance in Mitigating the Impact of Extreme Storms. *Water* **2019**, *11*, 815.
266. Getter, K.L.; Rowe, D.B. The Role of Extensive Green Roofs in Sustainable Development. *Hort Science* **2006**, *41*, 1276–1285.
267. Carter, T.L.; Rasmussen, T.C. Hydrologic behavior of vegetated roofs. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* **2006**, *42*, 1261–1274.
268. Trinh, D.H.; Chui, T.F.M. Assessing the hydrologic restoration of an urbanized area via an integrated distributed hydrological model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2013**, *17*, 4789–4801.
269. Clark, S.E.; Pitt, R.; Field, R. (2002). Wet-weather Pollution Prevention by Product Substitution. Proceedings of United Engineering Conference on Linking Stormwater BMP Designs and Performance to Receiving Water Impacts, ASCE, Reston, VA., pp. 266–283.
270. Bürgel, B.; Burkhardt, M.; Duester, L.; Fitz, M.; Frühlich, R.; Fuchs, S.; Göbel, P.; Nehls, T.; Schiedek, T.; Starke, P.; Uhl, M.; Welker, A.; Hillenbrand, T. (2016) Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus Siedlungs- und Verkehrsflächen DWA Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, pp. 24. Stovin, V.; Vesuviano, G.; Kasmin, H. The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions. *J. Hydrol.* **2012**, *414–415*, 148–161.
271. Ercolani, G.; Chiaradia, E.A.; Gandolfi, C.; Castelli, F.; Masseroni, D. Evaluating performances of green roofs for stormwater runoff mitigation in a high flood risk urban catchment. *J. Hydrol.* **2018**, *566*, 830–845.
272. Carter, T.; Jackson, C.R. Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landsc. Urban Plan.* **2007**, *80*, 84–94.
273. DeNardo, J.C.; Jarrett, A.R.; Manbeck, H.B.; Beattie, D.J. Stormwater Detention and Retention Abilities of Green Roofs. In Proceedings of the World Water and Environmental Resources Congress, Philadelphia, PA, USA, 23–26 June 2003; pp. 1639–1645.
274. Lee, J.Y.; Moon, H.J.; Kim, T.I.; Kim, H.W.; Han, M.Y. Quantitative analysis on the urban flood mitigation effect by the extensive green roof system. *Environ. Pollut.* **2013**, *181*, 257–261.
275. Whittinghill, L.J.; Rowe, D.B.; Andresen, J.A.; Cregg, B.M. Comparison of stormwater runoff from sedum, native prairie, and vegetable producing green roofs. *Urban Ecosyst.* **2015**, *18*, 13–29.
276. Voyde, E.; Fassman, E.; Simcock, R. Hydrology of an extensive living roof under subtropical climate conditions in Auckland, New Zealand. *J. Hydrol.* **2010**, *394*, 384–395.

277. Monterusso, M.A.; Rowe, D.B.; Rugh, C.L.; Russell, D.K. Runoff Water Quantity and Quality from Green Roof Systems; International Society for Horticultural Science (ISHS): Leuven, Belgium, 2004; pp. 369–376.
278. Volder, A.; Dvorak, B. Event size, substrate water content and vegetation affect storm water retention efficiency of an un-irrigated extensive green roof system in Central Texas. *Sustain. Cities Soc.* **2014**, *10*, 59–64.
279. Speak, A.F.; Rothwell, J.J.; Lindley, S.J.; Smith, C.L. Rainwater runoff retention on an aged intensive green roof. *Sci. Total Environ.* **2013**, *461–462*, 28–38.
280. Kolb, W. Good reasons for roof planting—Green roofs and rainwater. In International Conference on Urban Horticulture; Junge-Berberovic, R., Baechtiger, J.-B., Simpson, W.J., Eds.; International Society for Horticultural Science (ISHS): Waedenswil, Switzerland, **2004**; pp. 295–300.
281. Razzaghamanesh, M.; Beecham, S. The hydrological behaviour of extensive and intensive green roofs in a dry climate. *Sci. Total Environ.* **2014**, *499*, 284–296.
282. Shafique, M.; Luo, X. Comparison Study of Green Roof, Blue Roof, Green Blue Roof for Storm Water Management: A Review. In Proceedings of the International Conference on Construction and Real Estate Management (ICCREM), Banff, AB, Canada, 21–24 May 2019; pp. 475–482.
283. Carpenter, D.; Kaluvakolanu, P. Effect of Roof Surface Type on Storm-Water Runoff from Full-Scale Roofs in a Temperate Climate. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2011**, *137*, 161–169.
284. Nachshon, U.; Netzer, L.; Livshitz, Y. Land cover properties and rain water harvesting in urban environments. *Sustain. Cities Soc.* **2016**, *27*, 398–406.
285. Jennings, A.A.; Adeel, A.A.; Hopkins, A.; Litofsky, A.L.; Wellstead, S.W. Rain Barrel—Urban Garden Stormwater Management Performance. *J. Environ. Eng.* **2013**, *139*, 757–765.
286. Litofsky, A.L.E.; Jennings, A.A. Evaluating Rain Barrel Storm Water Management Effectiveness across Climatology Zones of the United States. *J. Environ. Eng.* **2014**, *140*, 04014009.
287. Summerville, N.; Sultana, R. Rainwater harvesting potential in a semiarid Southern California city. *AWWA Water Sci.* **2019**, *1*, e1123.
288. Jarden, K.M.; Jefferson, A.J.; Grieser, J.M. Assessing the effects of catchment-scale urban green infrastructure retrofits on hydrograph characteristics. *Hydrol. Process.* **2013**, *30*, 1536–1550.
289. Gao, Y.; Babin, N.; Turner, A.J.; Hoffa, C.R.; Peel, S.; Prokopy, L.S. Understanding urban-suburban adoption and maintenance of rain barrels. *Landsc. Urban Plan.* **2016**, *153*, 99–110.
290. Chahar, B.R.; Graillet, D.; Gaur, S. Storm-Water Management through Infiltration Trenches. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2012**, *138*, 274–281.
291. Locatelli, L.; Mark, O.; Mikkelsen, P.S.; Arnbjerg-Nielsen, K.; Wong, T.; Binning, P.J. Determining the extent of groundwater interference on the performance of infiltration trenches. *J. Hydrol.* **2015**, *529*, 1360–1372.
292. Warnaars, E.; Larsen, A.V.; Jacobsen, P.; Mikkelsen, P.S. Hydrologic behaviour of stormwater infiltration trenches in a central urban area during 23/4 years of operation. *Water Sci. Technol.* **1999**, *39*, 217–224.

293. Yang, H.; Dick, W.A.; McCoy, E.L.; Phelan, P.L.; Grewal, P.S. Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. *Ecol. Eng.* **2013**, *54*, 22–31.
294. Dunnett, N.; Clayden, A. *Rain Gardens: Managing Water Sustainably in the Garden and Designed Landscape*; Timber Press, Inc.: Portland, OR, USA, 2007.
295. Amur, A.; Wadzuk, B.; Traver, R. Analyzing the Performance of a Rain Garden over 15 Years: How Predictable Is the Rain Garden's Response? In Proceedings of the International Low Impact Development Conference, Virtual Online. 20–24 July 2020; pp. 151–162.
296. Guo James, C.Y. Cap-Orifice as a Flow Regulator for Rain Garden Design. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2012**, *138*, 198–202.
297. Guo, J.C.Y.; Luu, T.M. Operation of Cap Orifice in a Rain Garden. *J. Hydrol. Eng.* **2015**, *20*, 06015002.
298. Dietz, M.E.; Clausen, J.C. A Field Evaluation of Rain Garden Flow and Pollutant Treatment. *Water Air Soil Pollut.* **2005**, *167*, 123–138.
299. Muthanna, T.M.; Viklander, M.; Thorolfsson, S.T. Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrol. process.* **2008**, *22*, 1640–1649.
300. Yang, H.; Florence, D.C.; McCoy, E.L.; Dick, W.A.; Grewal, P.S. Design and hydraulic characteristics of a field-scale bi-phasic bioretention rain garden system for storm water management. *Water Sci. Technol.* **2009**, *59*, 1863–1872.
301. Autixier, L.; Mailhot, A.; Bolduc, S.; Madoux-Humery, A.-S.; Galarneau, M.; Prévost, M.; Dorner, S. Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Sci. Total Environ.* **2014**, *499*, 238–247.
302. Pratt, C.J. Research and Development in Methods of Soakaway Design. *Water Environ. J.* **1996**, *10*, 47–51.
303. Mylevaganam, S.; Chui, T.F.M.; Hu, J. Multiple Regression Model of a Soak-Away Rain Garden in Singapore. *Open J. Model. Simul.* **2015**, *3*, 49–62.
304. Roldin, M.; Locatelli, L.; Mark, O.; Mikkelsen, P.S.; Binning, P.J. A simplified model of soakaway infiltration interaction with a shallow groundwater table. *J. Hydrol.* **2013**, *497*, 165–175.
305. Roldin, M.; Mark, O.; Kuczera, G.; Mikkelsen, P.S.; Binning, P.J. Representing soakaways in a physically distributed urban drainage model—Upscaling individual allotments to an aggregated scale. *J. Hydrol.* **2012**, *414–415*, 530–538.
306. Roldin, M.; Fryd, O.; Jeppesen, J.; Mark, O.; Binning, P.J.; Mikkelsen, P.S.; Jensen, M.B. Modelling the impact of soakaway retrofits on combined sewage overflows in a 3 km² urban catchment in Copenhagen, Denmark. *J. Hydrol.* **2012**, *452–453*, 64–75.
307. Guo, Y.; Baetz B., W. Sizing of Rainwater Storage Units for Green Building Applications. *J. Hydrol. Eng.* **2007**, *12*, 197–205.
308. Vaes, G.; Berlamont, J. The effect of rainwater storage tanks on design storms. *Urban Water* **2001**, *3*, 303–307.
309. Khastagir, A.; Jayasuriya, N.N. Impacts of using rainwater tanks on stormwater harvesting and runoff quality. *Water Sci. Technol.* **2010**, *62*, 324–329.
310. Sterren, M.v.d.; Rahman, A.; Dennis, G.R. Implications to stormwater management as a result of lot scale rainwater tank systems: A case study in Western Sydney, Australia. *Water Sci. Technol.* **2012**, *65*, 1475–1482.
311. Gowland, D.; Younos, T. Feasibility of Rainwater Harvesting BMP for Stormwater Management; Virginia Tech: Blacksburg, VA, USA, 2008; pp. 1–20. 169. Li, F.; Duan, H.-

- F.; Yan, H.; Tao, T. Multi-Objective Optimal Design of Detention Tanks in the Urban Stormwater Drainage System: Framework Development and Case Study. *Water Resour. Manag.* **2015**, *29*, 2125–2137.
312. Palla, A.; Gnecco, I.; Lanza, L.G.; La Barbera, P. Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resour. Conserv. Recycl.* **2012**, *62*, 71–80.
313. Sharma, A.K.; Gardner, T. Comprehensive Assessment Methodology for Urban Residential Rainwater Tank Implementation. *Water* **2020**, *12*, 315.
314. Freni, G.; Liuzzo, L. Effectiveness of Rainwater Harvesting Systems for Flood Reduction in Residential Urban Areas. *Water* **2019**, *11*, 1389.
315. Todeschini, S.; Papiri, S.; Ciaponi, C. Performance of stormwater detention tanks for urban drainage systems in northern Italy. *J. Environ. Manag.* **2012**, *101*, 33–45.
316. Rahman, A.; Dbais, J.; Imteaz, M.A. Sustainability of rainwater harvesting systems in multistorey residential buildings. *Am. J. Eng. Appl. Sci.* **2010**, *3*, 73–82.
317. Imteaz, M.A.; Shanableh, A.; Rahman, A.; Ahsan, A. Optimisation of rainwater tank design from large roofs: A case study in Melbourne, Australia. *Resour. Conserv. Recycl.* **2011**, *55*, 1022–1029.
318. Domènech, L.; Saurí, D. A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multi-family buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): Social experience, drinking water savings and economic costs. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 598–608.
319. Morales-Pinzón, T.; Rieradevall, J.; Gasol, C.M.; Gabarrell, X. Modelling for economic cost and environmental analysis of rainwater harvesting systems. *J. Clean. Prod.* **2015**, *87*, 613–626.
320. Zhang, Y.; Chen, D.; Chen, L.; Ashbolt, S. Potential for rainwater use in high-rise buildings in Australian cities. *J. Environ. Manag.* **2009**, *91*, 222–226.
321. Roebuck, R.M.; Oltean-Dumbrava, C.; Tait, S. Whole life cost performance of domestic rainwater harvesting systems in the United Kingdom. *Water Environ. J.* **2011**, *25*, 355–365.
322. Mullaney, J.; Lucke, T. Practical Review of Pervious Pavement Designs. *CLEAN Soil Air Water* **2014**, *42*, 111–124.
323. Sañudo-Fontaneda, L.A.; Charlesworth, S.M.; Castro-Fresno, D.; Andres-Valeri, V.C.A.; Rodriguez-Hernandez, J. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Sci. Technol.* **2014**, *69*, 1526–1533.
324. Qin, Y. A review on the development of cool pavements to mitigate urban heat island effect. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2015**, *52*, 445–459.
325. Cheng, Y.-Y.; Lo, S.-L.; Ho, C.-C.; Lin, J.-Y.; Yu, S. Field Testing of Porous Pavement Performance on Runoff and Temperature Control in Taipei City. *Water* **2019**, *11*, 2635.
326. Park, S.B.; Lee, B.J.; Lee, J.; Jang, Y.I. A study on the seawater purification characteristics of water-permeable concrete using recycled aggregate. *Resour. Conserv. Recycl.* **2010**, *54*, 658–665.
327. Andersen, C.T.; Foster, I.D.L.; Pratt, C.J. The role of urban surfaces (permeable pavements) in regulating drainage and evaporation: Development of a laboratory simulation experiment. *Hydrol. process.* **1999**, *13*, 597–609.
328. Gülbaz, S.; Kazezyılmaz-Alhan, C.M. Experimental Investigation on Hydrologic Performance of LID with Rainfall-Watershed-Bioretenion System. *J. Hydrol. Eng.* **2017**, *22*, D4016003.

329. Li, H.; Harvey, J.T.; Holland, T.J.; Kayhanian, M. The use of reflective and permeable pavements as a potential practice for heat island mitigation and stormwater management. *Environ. Res. Lett.* **2013**, *8*, 015023.
330. Jiao, L.; Ni, F.; Yang, J. Long-term field performance of porous asphalt pavement in China AU—Yu, Bin. *Road Mater. Pavement Des.* **2015**, *16*, 214–226.
331. Imran, H.M.; Akib, S.; Karim, M.R. Permeable pavement and stormwater management systems: A review. *Environ. Technol.* **2013**, *34*, 2649–2656.
332. Park, J.; Park, J.; Cheon, J.; Lee, J.; Shin, H. Analysis of Infiltrating Water Characteristics of Permeable Pavements in a Parking Lot at Full Scale. *Water* **2020**, *12*, 2081.
333. Chai, L.; Kayhanian, M.; Givens, B.; Harvey, J.; Jones, D. Hydraulic Performance of Fully Permeable Highway Shoulder for Storm Water Runoff Management. *J. Environ. Eng.* **2012**, *138*, 711–722
334. Dreelin, E.A.; Fowler, L.; Ronald Carroll, C. A test of porous pavement effectiveness on clay soils during natural storm events. *Water Res.* **2006**, *40*, 799–805.
335. Watanabe, S. Study on storm water control by permeable pavement and infiltration pipes. *Water Sci. Technol.* **1995**, *32*, 25–32.
336. Collins, K.; Hunt, W.; Hathaway, J. Hydrologic Comparison of Four Types of Permeable Pavement and Standard Asphalt in Eastern North Carolina. *J. Hydrol. Eng.* **2008**, *13*, 1146–1157.
337. Alam, T.; Mahmoud, A.; Jones, K.D.; Bezares-Cruz, J.C.; Guerrero, J. A Comparison of Three Types of Permeable Pavements for Urban Runoff Mitigation in the Semi-Arid South Texas, U.S.A. *Water* **2019**, *11*, 1992.
338. Rodriguez-Hernandez, J.; Andrés-Valeri Valerio, C.; Ascorbe-Salcedo, A.; Castro-Fresno, D. Laboratory Study on the Stormwater Retention and Runoff Attenuation Capacity of Four Permeable Pavements. *J. Environ. Eng.* **2016**, *142*, 04015068.
339. Brattebo, B.O.; Booth, D.B. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Res.* **2003**, *37*, 4369–4376.
340. Fassman, E.; Blackbourn, S. Urban Runoff Mitigation by a Permeable Pavement System over Impermeable Soils. *J. Hydrol. Eng.* **2010**, *15*, 475–485.
341. Haselbach, L.M.; Valavala, S.; Montes, F. Permeability predictions for sand-clogged Portland cement pervious concrete pavement systems. *J. Environ. Manag.* **2006**, *81*, 42–49.
342. Sansalone, J.; Kuang, X.; Ying, G.; Ranieri, V. Filtration and clogging of permeable pavement loaded by urban drainage. *Water Res.* **2012**, *46*, 6763–6774.
343. Bean, E.Z.; Hunt, W.F.; Bidelspach, D.A. Field Survey of Permeable Pavement Surface Infiltration Rates. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2007**, *133*, 249–255.
344. Pezzaniti, D.; Beecham, S.; Kandasamy, J. Influence of clogging on the effective life of permeable pavements. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. *Water Manag.* **2009**, *162*, 1–10.
345. Chopra, M.; Kakuturu, S.; Ballock, C.; Spence, J.; Wanielista, M. Effect of Rejuvenation Methods on the Infiltration Rates of Pervious Concrete Pavements. *J. Hydrol. Eng.* **2010**, *15*, 426–433.
346. Kia, A.; Wong, H.S.; Cheeseman, C.R. Clogging in permeable concrete: A review. *J. Environ. Manag.* **2017**, *193*, 221–233.
347. Katsunori, T.; Kazuya, Y. Road Temperature Mitigation Effect of 'Road Cool', a Water-Retentive Material Using Blast Furnace Slag. *JEF GIHO* **2008**, *19*, 28–32.

348. Kinoshita, S.; Yoshida, A.; Okuno, N. Evaporation performance analysis for water-retentive materials, based on outdoor heat-budget and transport properties. *J. Heat Isl. Inst. Int.* **2012**, *7*, 222–230.
349. Yamagata, H.; Nasu, M.; Yoshizama, M.; Miyamota, A.; Minamiyama, M. Heat island mitigation using water-retentive pavement sprinkled with reclaimed wastewater. *Water Sci. Technol.* **2008**, *57*, 763–771.
350. Qin, Y.; He, Y.; Hiller, J.E.; Mei, G. A new water-retaining paver block for reducing runoff and cooling pavement. *J. Clean. Prod.* **2018**, *199*, 948–956.
351. Bao, T.; Liu, Z.; Zhang, X.; He, Y. A drainable water-retaining paver block for runoff reduction and evaporation cooling. *J. Clean. Prod.* **2019**, *228*, 418–424.
352. Roy, S.; Byrne, J.; Pickering, C. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban For. Urban Green.* **2012**, *11*, 351–363.
353. Denman, E.C.; May, P.B.; Moore, G.M. The use of trees in urban stormwater management. In *The 12th National Street Tree Symposium*; Lawry, D., Merrett, B., Eds.; The University of Adelaide: Adelaide, Australia, **2011**; pp. 57–66.
354. Song, P.; Kim, G.; Mayer, A.; He, R.; Tian, G. Assessing the Ecosystem Services of Various Types of Urban Green Spaces Based on i-Tree Eco. *Sustainability* **2020**, *12*, 1630.
355. Scharenbroch, B.C.; Morgenroth, J.; Maule, B. Tree Species Suitability to Bioswales and Impact on the Urban Water Budget. *J. Environ. Qual.* **2016**, *45*, 199–206.
356. Roth, B. E.; Slatton, K. C.; Cohen, M. J. On the potential for high-resolution lidar to improve rainfall interception estimates in forest ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* **2007**, *5*, 421–428.
357. Van Stan, J. T.; Levia, D. F.; Jenkins, R. B. Forest Canopy Interception Loss Across Temporal Scales: Implications for Urban Greening Initiatives. *Prof. Geogr.* **2015**, *67*, 41–51.
358. Xiao, Q.; McPherson, E. G.; Ustin, S. L.; Grismer, M. E.; Simpson, J. R. Winter rainfall interception by two mature open-grown trees in Davis, California. *Hydrol. process.* **2000**, *14*, 763–784.
359. Inkiläinen, E. N. M.; McHale, M. R.; Blank, G. B.; James, A. L.; Nikinmaa, E. The role of the residential urban forest in regulating throughfall: A case study in Raleigh, North Carolina, USA. *Landsc. Urban Plan.* **2013**, *119*, 91–103.
360. Xiao, Q.; McPherson, E.G. Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosyst.* **2002**, *6*, 291–302.
361. Xiao, Q.; McPherson, E.G. Rainfall interception of three trees in Oakland, California. *Urban Ecosyst.* **2011**, *14*, 755–769.
362. Carlyle-Moses, D.E.; Gash, J.H.C. Rainfall Interception Loss by Forest Canopies. In *Forest Hydrology and Biogeochemistry: Synthesis of Past Research and Future Directions*; Levia, D.F., Carlyle-Moses, D., Tanaka, T., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, **2011**; pp. 407–423.
363. Clapp, J.C.; Ryan, H.D.P.; Harper, R.W.; Bloniarz, D.V. Rationale for the increased use of conifers as functional green infrastructure: A literature review and synthesis. *Arboric. J.* **2014**, *36*, 161–178.
364. Armson, D.; Stringer, P.; Ennos, A.R. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban For. Urban Green.* **2013**, *12*, 282–286.

365. Bartens, J.; Day, S.D.; Harris, J.R.; Wynn, T.M.; Dove, J.E. Transpiration and Root Development of Urban Trees in Structural Soil Stormwater Reservoirs. *Environ. Manag.* **2009**, *44*, 646–657.
366. Bartens, J.; Day, S.D.; Harris, J.R.; Dove, J.E.; Wynn, T.M. Can Urban Tree Roots Improve Infiltration through Compacted Subsoils for Stormwater Management? *J. Environ. Qual.* **2008**, *37*, 2048–2057.
367. Stovin, V.R.; Jorgensen, A.; Clayden, A. Street Trees and Stormwater Management. *Arboric. J.* **2008**, *30*, 297–310.
368. Gavric, S.; Leonhardt, G.; Marsalek, J.; Viklander, M. Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. *Sci. Total Environ.* **2019**, *669*, 431–447.
369. Abu-Zreig, M.; Rudra, R.P.; Lalonde, M.N.; Whiteley, H.R.; Kaushik, N.K. Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. *Hydrol. process.* **2004**, *18*, 2029–2037.
370. Otto, S.; Vianello, M.; Infantino, A.; Zanin, G.; Di Guardo, A. Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* **2008**, *71*, 74–82.
371. Saleh, I.; Kavian, A.; Habibnezhad Roushan, M.; Jafarian, Z. The efficiency of vegetative buffer strips in runoff quality and quantity control. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **2018**, *15*, 811–820.
372. Brodie, I. Application of level spreader grass filter strips in south east Queensland, Australia for discharge reduction and passive irrigation. In Proceedings of the 12th International Conference on Urban Drainage (ICUD 2011), Porto Alegre, Brazil, 11–16 September 2011; pp. 1–10.
373. Hathaway, J.M.; Hunt, W.F. Field Evaluation of Level Spreaders in the Piedmont of North Carolina. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2008**, *134*, 538–542.
374. Winston, R.J.; Hunt, W.F. Field Evaluation of Level Spreader—Vegetative Filter Strips to Improve Hydrology and Water Quality. In Proceedings of the ASABE 2009—Annual International Meeting (ASABE 2009), Reno, NV, USA, 21–24 June 2009; pp. 1–10.
375. Hunt, W.F.; Hathaway, J.M.; Winston, R.J.; Jadlocki, S.J. Runoff Volume Reduction by a Level Spreader—Vegetated Filter Strip System in Suburban Charlotte, NC. *J. Hydrol. Eng.* **2010**, *15*, 499–503.
376. Line, D.E.; Hunt, W.F. Performance of a Bioretention Area and a Level Spreader-Grass Filter Strip at Two Highway Sites in North Carolina. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2009**, *135*, 217–224.
377. Abida, H.; Sabourin, J. F. Grass Swale-Perforated Pipe Systems for Stormwater Management. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2006**, *132*.
378. Khadka, A.; Kokkonen, T.; Niemi, T.J.; Lähde, E.; Sillanpää, N.; Koivusalo, H. Towards natural water cycle in urban areas: Modelling stormwater management designs. *Urban Water J.* **2020**, *17*, 587–597.
379. Winston, R.J.; Dorsey, J.D.; Hunt, W.F. Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. *Sci. Total Environ.* **2016**, *553*, 83–95.
380. Roy-Poirier, A.; Champagne, P.; Filion, Y. Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future. *J. Environ. Eng.* **2010**, *136*, 878–889.
381. Endreny, T.; Collins, V. Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. *Ecol. Eng.* **2009**, *35*, 670–677.

382. Bouwer, H. Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. *Hydrogeol. J.* **2002**, 10, 121–142.
383. Abida, H.; Sabourin, J.F. Grass Swale-Perforated Pipe Systems for Stormwater Management. *J. Irrig. Drain. Eng.* **2006**, 132, 55–63.
384. Zhang, L.; Lu, Q.; Ding, Y.; Peng, P.; Yao, Y. Design and Performance Simulation of Road Bioretention Media for Sponge Cities. *J. Perform. Constr. Facil.* **2018**, 32, 04018061.
385. Line, D.E.; Hunt, W.F. Performance of a Bioretention Area and a Level Spreader-Grass Filter Strip at Two Highway Sites in North Carolina. *J. Irrig. Drain. Eng.* 2009, 135, 217–224.
386. Waterways, Wetlands and Drainage Guide, Part 8: Design. Christchurch City Council 2012.
387. Qin, Y.; Huang, Z.; Yu, Z.; Liu, Z.; Wang, I. A Novel Buffer Tank to Attenuate the Peak Flow of Runoff. *Civ. Eng. J.* 2019, 5, 2525-2534.
388. Qin, Y. Urban Flooding Mitigation Techniques: A Systematic Review and Future Studies. *Water* 2020, 12, 3579.
389. Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S.; Lewis, J.F. Hydraulic performance of biofilter systems for stormwater management: Influences of design and operation. *J. Hydrol.* **2009**, 376, 16–23.
390. Bergman, M.; Hedegaard, M.R.; Petersen, M.F.; Binning, P.; Mark, O.; Mikkelsen, P.S. Evaluation of two stormwater infiltration trenches in central Copenhagen after 15 years of operation. *Water Sci. Technol.* **2011**, 63, 2279–2286.
391. Dechesne, M.; Barraud, S.; Bardin, J.-P. Experimental Assessment of Stormwater Infiltration Basin Evolution. *J. environ. eng.* **2005**, 131, 1090–1098.
392. Winston, R.J.; Powell, J.T.; Hunt, W.F. Retrofitting a grass swale with rock check dams: Hydrologic impacts. *Urban Water J.* **2019**, 16, 404–411.
393. Schubert, J.F.; Burns, M.J.; Fletcher, T.D.; Sanders, B.F. A framework for the case-specific assessment of Green Infrastructure in mitigating urban flood hazards. *Adv. Water Resour.* **2017**, 108, 55-68.
394. Huang, C.-L.; Hsu, N.-S.; Liu, H.-J.; Huang, Y.-H. Optimization of low impact development layout designs for megacity flood mitigation. *J. Hydrol.* **2018**, 564, 542-558.
395. Achleitner, S.; Engelhard, C.; Stegner, U.; Rauch, W. Local infiltration devices at parkingsites—Experimental assessment of temporal changes in hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Sci. Technol.* **2007**, 55, 193–200.
396. Zhou, Q.; Panduro, T.; Thorsen, B.; Arnbjerg-Nielsen, K. Adaption to extreme rainfall with open urban drainage system: An integrated hydrological cost-benefit analysis. *Environ. Manag.* **2013**, 51, 586–60.
397. Xu, C.; Tang, T.; Jia, H.; Xu, M.; Xu T.; Liu, Z.; Long, Y.; Zhang, R. Benefits of coupled green and grey infrastructure systems: Evidence based on analytic hierarchy process and life cycle costing. *Resources, Conservation & Recycling* **2019**, 151, 104478.
398. Rode, P.; Keim, C.; Robazza, G.; Viejo, P.; Schofield, J. Cities and Energy: Urban Morphology and Residential Heat-Energy Demand. *Environment & Planning B: Urban Analytics & City Science* **2014**, 4(1): 138-162.
399. Davis, P.A. Field Performance of Bioretention: Water Quality. *Environmental Engineering Science* **2007**, 24, 1048-1064.
400. Yu, S.L.; Stanford, R.L. Field Evaluation of a Stormwater Bioretention Filtration System. *J. Environ. Eng. Manage.* **2007**, 17(1), 63-70.

401. DiBlasi, C.J.; Li, H.; Davis, A.P.; Ghosh, U. Removal and fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environ. Sci. Technol.* **2009**, *43*, 2, 494-502.
402. Wan, Z.; Li, T.; Liu, Y. Effective nitrogen removal during different periods of a field-scale bioretention system. *Environ Sci Pollut Res Int.* **2018**, *25*, 17855-17861.
403. Ponnada-Lopez, E.V.; Lynn, T.J.; Ergas, S.J.; Mihelcic, J.R. Long-term field performance of a conventional and modified bioretention system for removing dissolved nitrogen species in stormwater runoff. *Water Res.* **2020**.
404. Lieske, C.; Leutnant, D.; Uhl, M. Assessing the TSS Removal Efficiency of Decentralized Stormwater Treatment Systems by Long-Term In-Situ Monitoring. *Water* **2021**, *13*, 908.
405. Stevenson, M.; Glesson, B. Complex Urban Systems: Compact Cities, Transport and Health. In: Nieuwenhuijsen, M. and Kreis, H. (eds.) *Integrating Human Health into Urban and Transport Planning* **2018**, 271-285.
406. Artmann, M.; Kohler, M.; Meinel, G.; Gan, J.; Iojă, I.C. How smart growth and green infrastructure can mutually support each other – A conceptual framework for compact and green cities. *Ecological Indicators* **2019**, *96*, 10-22.
407. Lehmann, S. Sustainable urbanism: towards a framework for quality and optimal density? *Future Cities and Environment* **2016**, *2*(1): 8-21.
408. Yazdanfar, Z.; Sharma, A. Urban drainage system planning and design-challenges with climate change and urbanization: a review. *Water Science & Technology* **2015**, *72*(2): 165-179.
409. Lennon, M.; Scott, M.; O'Neill, E. Urban Design and Adapting to Flood Risk: The Role of Green Infrastructure. *Journal of Urban Design* **2014**, *19*(5): 745-758.
410. Barbosa, A.E.; Fernandes, J.N.; David, L.M. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Research* **2012**, *46*(20): 6787-6798.
411. Noh, S.J.; Lee, S.; An, H.; Kawaike, K.; Nakagawa, H. Ensemble urban flood simulation in comparison with laboratory-scale experiments: Impact of interaction models for manhole, sewer pipe, and surface flow. *Advances in Water Resources* **2016**, *97*: 25-37.
412. Chapman, C.; Hall, J.W. The influence of Built Form and Area on the Performance of Sustainable Drainage Systems (SuDS). *Future Cities and Environment* **2021**, *7*(1): 5, 1-16.
413. Zoppou, C. Review of urban storm water models. *Environ. Model. Softw.* **2001**, *16*, 195–231.
414. Hossaina, I.; Imteaz, M.A. Cat Stream: An Integrated Catchment-Stream Water Quality Model. In Proceedings of 20th International Congress on Modelling and Simulation, Adelaide, Australia, 1–6 December 2013.
415. Sharma, A.K.; Gray, S.; Diaper, C.; Liston, P.; Howe, C. Assessing integrated water management options for urban developments—Canberra case study. *Urban Water J.* **2008**, *5*, 147–159.
416. Elliott, A.H.; Trowsdale, S.A. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environ. Model. Softw.* **2007**, *22*, 394–405.
417. Mitchell, V.G.; Duncan, H.; Inma, R.M.; Stewart, J.; Vieritz, A.; Holt, P.; Grant, A.; Fletcher, T.D.; Coleman, J.; Maheepala, S.; et al. State of the Art Review of Integrated Urban Water Models; Novatech: Lyon, France, 2007, pp. 1–8.
418. Knapp, H.V.; Durgunoglu, A.; Ortel, T.W. A Review of Rainfall-runoff Modeling for Stormwater Management; SWS Contract Report 516; Illinois State Water Survey, Hydrology Division: Champaign, IL, USA, 1991.

419. Obropta, C.; Kardos, J.S. Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches 1. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2007**.
420. Makropoulos, C. K.; Natsis, K.; Liu, S.; Mittas, K.; Butler, D. Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. *Environ. Model. Softw.* **2008**, 23, 1448-1460.
421. Balkema, A. J.; Preisig, H. A.; Otterpohl, R.; Lambert, F. J. D. Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. *Urban Water* **2002**, 4 (2), 153-161.
422. Mitchell, V. G.; Mein, R. G.; McMahon, T. A. Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling and Software* **2001**, 16 (7), 615-629.
423. Makropoulos, C., Liu, S., Natsis, K., Memon, F., Butler, D. Supporting the Choice, Siting and Evaluation of Sustainable Drainage Systems in New Urban Developments. Urban Drainage Modelling and Water Sensitive Urban Design Conference, Melbourne, Australia, 2006a.
424. Makropoulos, C., Morley, M., Memon, F.A., Butler, D., Savic, D., Ashley, R. A decision support framework for sustainable urban water planning and management in new urban areas. *Water Science and Technology* **2006b**, 54 (6-7), 451-458.
425. Natsis, K., Makropoulos, C., Liu, S., Butler, D., Memon, F. A fuzzy logic multi criteria assessment in urban water management decision support. In: Proceedings of the Seventh International Conference On Hydroinformatics, Nice, 2006, vol. 4 2725-2732.
426. Mounce, S.L., Hurley, R., Ashley, L., Sharp, C., Makropoulos, Morley, M. The Development of a Flexible, Knowledge Based Framework, for Evaluation of the Relative Sustainability of Water Cycle Management. Urban Drainage Modelling and Water Sensitive Urban Design Conference, Melbourne, Australia, 2006.
427. Sakellari, I., Makropoulos, C., Butler, D., Memon, F. Modelling sustainable urban water management options Proceedings of ICE. *Engineering Sustainability* **2005**, 158 (3), 143-153.
428. Liu, S., Butler, D., Makropoulos, C. and Memon, F. An excel-matlab based decision making framework and its application in urban water management, Proceeding CCWI2005 Conference, University of Exeter, Exeter, UK, 2005.
429. Schmitt, T.G.; Huber, W.C. The Scope of Integrated Modeling—System Boundaries, Sub-Systems, Scales and Disciplines. In Proceedings of 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen, Denmark, 2005.
430. Sample, D.; Heaney, J.; Wright, L.; Koustas, R. Geographic information systems, decision support systems, and urban storm-water management. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **2001**, 127, 155-161.
431. Pearce, D.; Atkinson, G.; Mourato, S. Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments; Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD): Paris, France, 2006.
432. Bateman, I.J.; Carson, R.T.; Day, B.; Hanemann, M.; Hanley, N.; Hett, T.; Jones-Lee, M.; Loomes, G.; Mourato, S.; Özdemiroglu, E.; et al. Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual; Edward Elgar Publishing Ltd: London, UK, 2002.
433. Ready, R.C.; Berger, M.C.; Blomquist, G.C. Measuring amenity benefits from farmland: Hedonic pricing vs. contingent valuation. *Growth Change* **1997**, 28, 438-458.
434. Taylor, L.O. The Hedonic Method. In A Primer on Nonmarket Valuation; Champ, P.A., Boyle, K.J., Brown, T.C., Eds.; Kluwer Academic Publishers: Boston, London, 2003; Chapter 10. pp. 331-393.

435. Botzen, W.J.W.; Aerts, J.; van den Bergh, J. Willingness of home owners to mitigate climate risk through insurance. *Ecol. Econ.* **2009**, *68*, 2265–2277.