

Università degli Studi di Bologna

FACOLTÀ DI INGEGNERIA

Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria Civile

Indirizzo Idraulica

Insegnamento di Tecnica dei Lavori Idraulici LS

**ANALISI SPERIMENTALE DELL'EFFICIENZA
DELLE CADITOIE STRADALI NEI CONFRONTI
DEL MATERIALE SOLIDO DILAVATO DALLE
ACQUE METEORICHE**

Tesi di Laurea di:

Annalisa CICCARELLO

Relatore:

Chiar.mo Prof. Ing. Sandro ARTINA

Correlatori:

Dott. Ing. Andrea BOLOGNESI

Dott. Ing. Marco MAGLIONICO

Sessione I

ANNO ACCADEMICO 2006/2007

PAROLE CHIAVE:

Cadute stradali

Analisi sperimentale

Build-up

Sedimenti

Granulometria

INDICE

SOMMARIO	1
CAPITOLO 1	3
1.1 Effetti dell'urbanizzazione sulle portate meteoriche	3
1.2 Smaltimento delle portate meteoriche	4
1.3 Qualità delle acque in fognatura durante un evento meteorico	7
1.4 Effetti degli scarichi sui corpi idrici	9
CAPITOLO 2	13
2.1 Accumulo di materiale sulla superficie stradale: "build-up"	13
2.2 Inquinanti associati al materiale accumulato sulla superficie urbana	17
2.3 Dilavamento della superficie stradale: "wash-off"	23
2.4 Efficienza di rimozione dei mezzi di pulizia	29
CAPITOLO 3	33
3.1 Introduzione	33
3.2 Il codice di calcolo MOUSE	34
3.3 Il codice di calcolo Infoworks	40
3.4 Il codice di calcolo SWMM	46
CAPITOLO 4	49
4.1 Le caditoie stradali	49
4.2 Problemi idraulici legati alle caditoie	52
4.2.1 Materiale accumulato all'interno delle caditoie	53
4.2.2 Analisi del fenomeno dell'interrimento	55
4.3 Comportamento delle caditoie in tempo asciutto e in tempo di pioggia	58
CAPITOLO 5	63
5.1 Introduzione	63
5.2 Caratteristiche della portata e del materiale solido in ingresso	64
5.3 Studi in laboratorio e ricerche in campo	65
5.4 Determinazione dell'efficienza delle caditoie	67
CAPITOLO 6	73
6.1 Introduzione	73
6.2 Apparato sperimentale	73
6.3 Caratteristiche del materiale utilizzato	75
6.3.1 Materiale monogranulare	78
6.3.2 Materiale accumulato sulla sede stradale	82
6.4 Prove	86
6.4.1 Prove con campioni monogranulari	87
6.4.2 Prove con campioni ricostruiti	92
6.4.3 Prove con materiale accumulato sulla sede stradale	95
6.4.4 Prove con materiale monogranulare di tipo "carbone"	105
6.5 Influenza della configurazione del manufatto	109

CAPITOLO 7	113
7.1 Introduzione	113
7.2 Velocità di sedimentazione	114
7.2.1 Confronto tra le velocità di sedimentazione	118
7.2.2 Confronto tra le efficienze	121
7.2.3 Confronto con i dati sperimentali	123
7.3 Formulazione alternativa	130
CONCLUSIONI	136
BIBLIOGRAFIA	138

SOMMARIO

Le caditoie stradali sono i manufatti di collegamento tra la sede stradale e il sistema fognario. La loro funzione principale è quella di trattenere parte del materiale solido dilavato dalle superfici pavimentate, riducendo così i problemi legati alla sedimentazione di tale materiale nelle strutture di drenaggio presenti a valle e nei corpi idrici riceventi. La maggior parte di sostanze inquinanti, come i metalli ad esempio, si legano alle particelle solide, in particolar modo a quelle di dimensioni ridotte, che necessitano di tempi lunghi per depositarsi sul fondo della caditoia e per questo motivo più facilmente vengono inviate al sistema di drenaggio durante gli eventi meteorici più intensi. La maggior parte degli studi compiuti sul comportamento delle caditoie è stata sviluppata nell'ambito dei modelli di qualità delle acque inviate al sistema fognario. Pochi però sono gli approfondimenti effettuati per determinare l'evoluzione temporale della funzionalità delle caditoie stradali e, in particolar modo, sui problemi di interrimento legati al deposito di materiale solido al loro interno che ne determina la progressiva perdita di efficienza. Nonostante questi manufatti siano una componente importante nelle reti di fognatura, il loro funzionamento non è stato ampiamente studiato.

Il presente lavoro si pone l'obiettivo di determinare l'efficienza di tali manufatti al variare delle caratteristiche degli eventi di pioggia, nonché del materiale dilavato dalla sede stradale mediante test di laboratorio. Studi precedenti [Butler e Karunaratne, 1995], condotti su caditoie inglesi standard, hanno mostrato come l'efficienza di tali componenti sia inversamente proporzionale alla portata in ingresso e direttamente proporzionale alla dimensione media dei grani del materiale solido, nonché al loro peso specifico. Le prove furono effettuate utilizzando campioni di materiale monogranulare, notevolmente differente dal materiale che si deposita sulla sede stradale durante i periodi di tempo secco (foglie, polveri e particelle prodotte dall'erosione del terreno, dalle emissioni delle automobili e così via). Sono state quindi eseguite in laboratorio prove simili per verificare la validità della formula anche su una caditoia di forma e dimensioni diverse da quelle standard inglesi, con due diverse configurazioni del manufatto, sifonato e non sifonato. Per le prove sono stati utilizzati inizialmente campioni di materiale monogranulare e campioni adeguatamente assortiti al fine di riprodurre la granulometria dei solidi che si accumulano sulla sede stradale durante i periodi di tempo secco. Successivamente per le prove è stato utilizzato materiale

raccolto dalla sede stradale su tre differenti tratti, dopo averne determinato la granulometria e il peso specifico delle singole frazioni granulometriche. Le varie prove sono state eseguite variando la portata in ingresso alla caditoia (ossia ipotizzando eventi di pioggia di diversa intensità) e la quantità di materiale dilavato (per considerare diverse condizioni di tempo secco antecedente all'evento meteorico).

I risultati ottenuti sperimentalmente sono stati confrontati con l'efficienza delle caditoie calcolata mediante la formula proposta da Butler (1995). Poiché l'efficienza del manufatto dipende dalla velocità di sedimentazione delle singole particelle solide, sono state confrontate varie formule proposte da diversi autori per la valutazione di tale grandezza, al fine di determinare quali fra queste rappresentassero meglio i risultati ottenuti dalle prove.

SCARICHI IN TEMPO DI PIOGGIA

1.1 EFFETTI DELL'URBANIZZAZIONE SULLE PORTATE METEORICHE

La progressiva urbanizzazione del territorio ha portato ad un incremento della porzione di suolo impermeabilizzato, mediante asfaltatura ad esempio, rispetto a quello permeabile. Tale fenomeno provoca alterazioni sul ciclo idrologico (figure 1.1 e 1.2): innanzi tutto le acque meteoriche si infiltrano nel sottosuolo in minor quantità e questo da un lato causa una modifica nel bilancio idrologico delle acque sia superficiali sia sotterranee, dall'altro causa un incremento delle portate che vengono inviate alle reti fognarie e ai corpi idrici riceventi. Inoltre le acque di pioggia che scorrono sulle aree urbane si caricano di sostanze inquinanti che si riversano in fognatura.

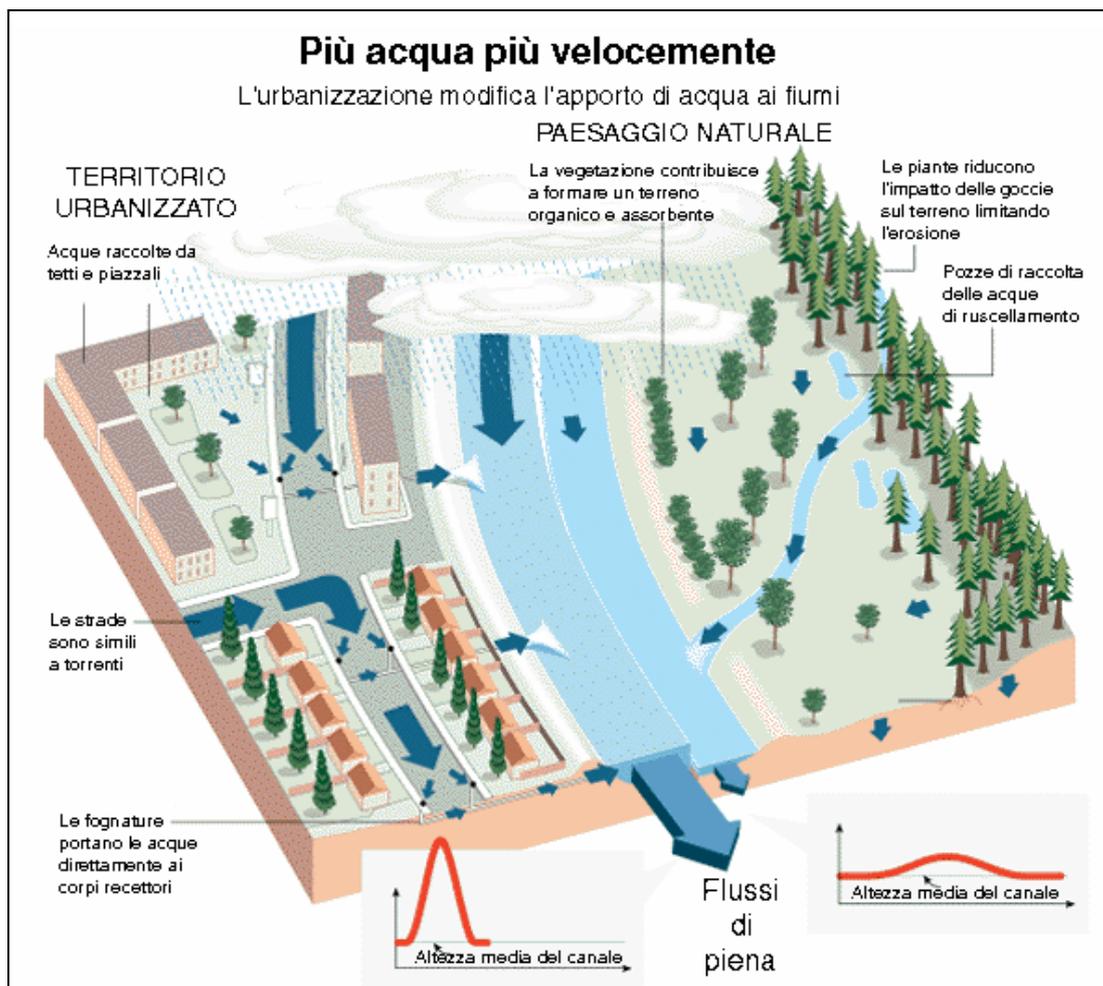


Figura 1.1: l'urbanizzazione modifica l'apporto di acqua ai fiumi [G. Garuti, 2002]

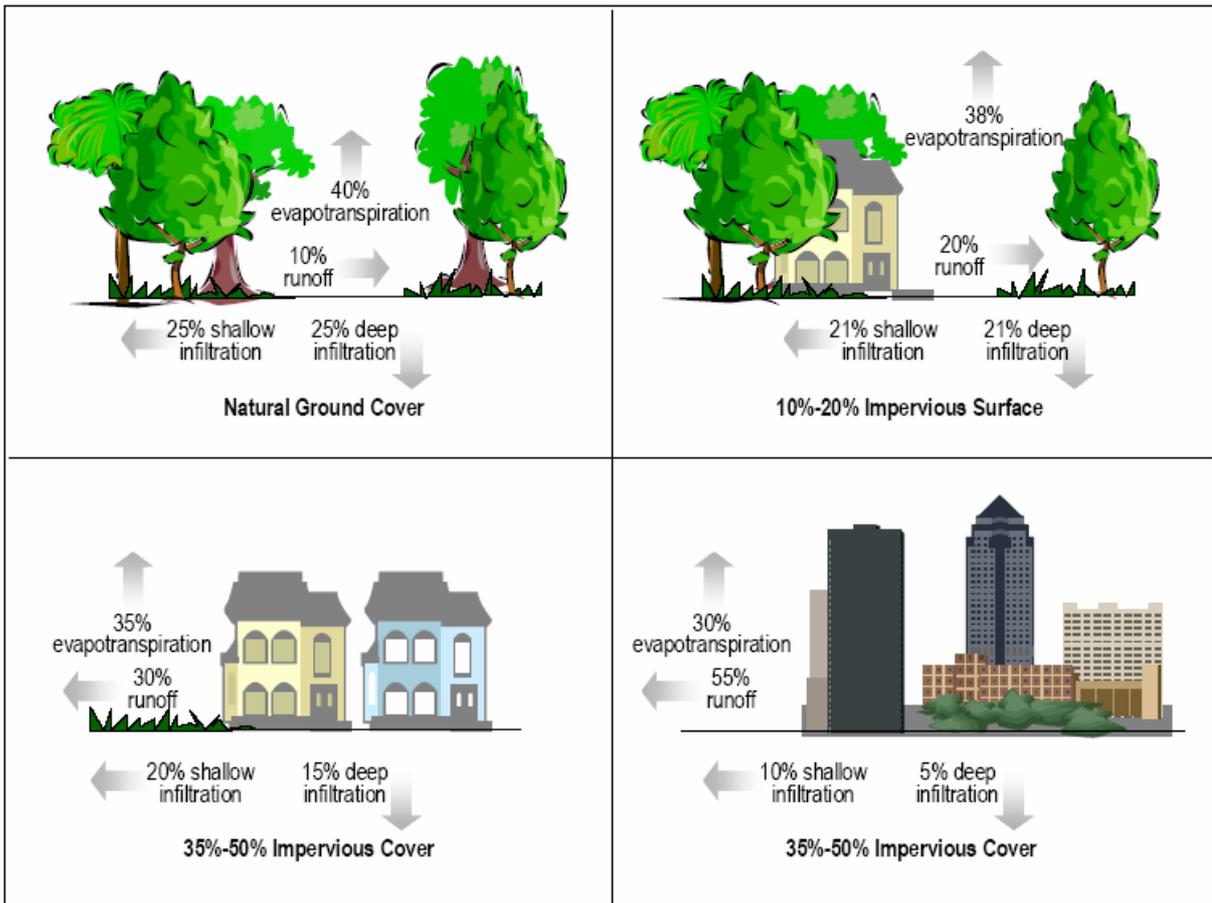


Figura 1.2: impatto dell'urbanizzazione sul ciclo dell'acqua [EPA 841-B-05-004, 2005]

Con l'aumento dell'urbanizzazione quindi si assiste ad un incremento delle portate nei collettori di fognatura e, di conseguenza, nei corsi d'acqua che accolgono tali scarichi, nonché ad un aumento delle sostanze inquinanti presenti in questi scarichi.

1.2 SMALTIMENTO DELLE PORTATE METEORICHE

Durante eventi di pioggia di modesta intensità la rete fognaria è in grado di trasportare le acque meteoriche (ed eventualmente gli scarichi domestici e industriali in caso di fognatura mista) sino all'impianto di depurazione, ma in caso di eventi particolarmente intensi può accadere che i collettori fognari non siano in grado di smaltire la portata che defluisce sulla superficie urbana e in tal caso si hanno inondazioni che danneggiano interrati e scantinati e reflussi sulle strade attraverso i tombini.

Per evitare che la rete di fognatura risulti sovraccaricata durante eventi di pioggia particolarmente intensi, è necessario smaltire parte delle portate in transito direttamente

al corpo idrico ricettore; tali scarichi devono ovviamente presentare una concentrazione di sostanze inquinanti ridotta e compatibile con le caratteristiche del corso d'acqua. A tale scopo si realizzano degli scaricatori di piena, manufatti predisposti al controllo della quantità e della qualità delle acque meteoriche scaricate direttamente nei ricettori superficiali, senza essere inviate all'impianto di depurazione (figura 1.3).

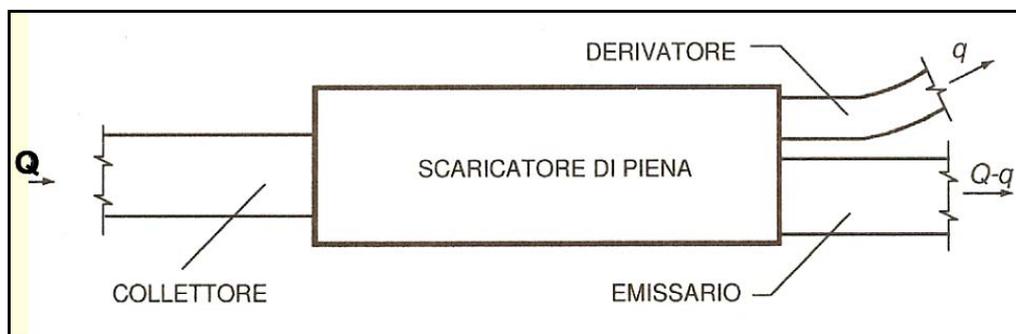


Figura 1.3: schema di funzionamento di uno scolmatore

Questi dispositivi intercettano la portata da convogliare al depuratore o, in alternativa, al corpo idrico ricevente; essi devono garantire, da un lato, che lo smaltimento delle portate abbia inizio solo quando si sia raggiunta un'opportuna diluizione delle portate nere, e, dall'altro, che le portate da inviare all'impianto non si discostino molto da quelle che garantiscono un corretto ed efficiente funzionamento dell'impianto di depurazione. In tempo di pioggia, infatti, le portate nere risultano essere fortemente diluite per la presenza delle portate meteoriche, notevolmente più intense. Il coefficiente di diluizione, inteso come rapporto tra la portata nera diluita e la portata nera media di tempo asciutto, viene quindi utilizzato come parametro fondamentale nel dimensionamento di tali manufatti. La regione Emilia Romagna (Del. Giunta REG. Emilia Romagna 14 febbraio 2005, n. 286) prevede che le portate nere diluite siano commisurate a 3÷5 volte le portate nere medie; ne consegue che all'impianto di trattamento saranno convogliate portate di pioggia pari a 2÷4 volte le portate medie nere. Sulla base di tali considerazioni le portate di soglia vengono definite considerando i seguenti coefficienti di riferimento per la progettazione:

- a) maggiore o uguale a 3 per scaricatori/scolmatori posizionati lungo la rete fognaria;
- b) compreso nell'intervallo 2÷4 per scaricatori ubicati in testa agli impianti di trattamento.

Gli scolmatori si possono dividere in tre categorie:

- sfioratori laterali;

- scaricatori o derivatori a salto;
- sfioratori o derivatori frontali.

Come già ricordato per dimensionare tali opere si fa riferimento al rapporto di diluizione che devono presentare le portate che vengono inviate direttamente al corpo idrico senza transitare nell'impianto di trattamento. La determinazione di tale coefficiente, però, deve tener conto delle caratteristiche del ricettore sia in termini qualitativi sia per ciò che riguarda il bilancio idrologico del corso d'acqua stesso. L'attivazione degli scaricatori di piena avviene anche per eventi di pioggia di lieve intensità e quindi la frequenza con la quale avviene lo scarico è spesso molto elevata (in alcuni casi tali opere entrano in funzione 50÷70 volte l'anno, a seconda delle caratteristiche climatiche della zona), con notevoli impatti sull'ambiente.

Un'ulteriore problematica è legata alle acque di prima pioggia, ossia dei primi millimetri di pioggia che dilavano tetti, pavimentazioni, superfici stradali e che si caricano di sostanze inquinanti. Gli scaricatori di piena si attivano non appena la portata in transito è dell'ordine di 3÷5 volte la portata media nera; poiché le portate meteoriche sono molto maggiori delle portate in transito in fognatura in tempo secco, ne consegue che lo scarico avviene immediatamente e interessa anche le acque di prima pioggia, che presentano concentrazioni di inquinanti troppo elevate per poter essere immesse direttamente nel corpo idrico, senza alcun tipo di trattamento. Per questo motivo è necessario realizzare manufatti adibiti alla raccolta e al contenimento di tali acque, per inviarle all'impianto di depurazione; tali dispositivi sono indicati con il nome di vasche di prima pioggia. Le vasche di prima pioggia vengono realizzate a monte degli scaricatori di piena e permettono di ritardare l'immissione nel ricettore fino a che la concentrazione delle sostanze inquinanti non è al di sotto del limite prefissato; si riduce così il picco di inquinante dovuto al dilavamento della superficie urbana operato dalle acque di pioggia. Lo scarico verso il recapito avviene solo quando la vasca è completamente piena; per questo motivo, parametro fondamentale nel dimensionamento di tali opere è il loro volume che da un lato non può essere troppo ridotto per evitare che vengano inviate al corpo idrico portate eccessivamente inquinate e dall'altro non deve essere troppo elevato per non incorrere in costi di realizzazione eccessivi. Oltre al volume è necessario dimensionare le opere per lo scarico delle portate che vengono lentamente inviate all'impianto di trattamento.

Nella regione Emilia Romagna (Del. Giunta REG. Emilia Romagna 14 febbraio 2005, n. 286), ad esempio, tali opere sono dimensionate in modo tale da trattenere i primi 2.5÷5 mm di pioggia che cadono sulla superficie impermeabile; nella prassi progettuale quindi si ritiene che il volume di acqua da assoggettare all'eventuale trattamento sia compreso tra 25 e 50 m³ per ettaro di superficie drenata. Questo tipo di approccio non tiene conto in modo diretto delle caratteristiche del ricettore (capacità autodepurative, presenza di flora e fauna acquatica, ...), né dell'eventualità che lo stesso corpo idrico sia interessato da più scarichi. Altre metodologie, invece, adottano modelli di calcolo dinamici per effettuare uno studio sugli aspetti quali-quantitativi, tenendo in considerazione le caratteristiche del ricettore; un esempio di tali metodi è l'UPM (Urban Pollution Management) inglese.

1.3 QUALITÀ DELLE ACQUE IN FOGNATURA DURANTE UN EVENTO METORICO

Studi recenti mostrano come le acque meteoriche incanalate in fognatura durante gli eventi di pioggia siano una delle maggiori cause di degrado dei corsi d'acqua e dei bacini urbani, dato l'alto tasso di sostanze inquinanti. Nei periodi secchi nelle fogne si depositano materiali solidi che sono causa di inquinamento ogni qualvolta, in seguito ad un evento meteorico, si ha un incremento delle portate che vengono scaricate direttamente nei corsi d'acqua per mezzo degli scaricatori di piena; tale sedimentazione si ha prevalentemente quando la pendenza dei collettori è ridotta e causa quindi velocità di scorrimento particolarmente basse. L'accumulo dei solidi sul fondo dei condotti inoltre riduce la portata effettiva e può creare problemi di odori molesti, corrosione e aggressione biochimica. In particolar modo l'abrasione è favorita dall'ingresso in fognatura di sabbia e altri solidi grossolani, trasportati sul fondo dalla corrente; l'aggressione biochimica, invece, è legata alla presenza nel biofilm aderente alle pareti della condotta e nei depositi sul fondo di colonie di batteri anaerobici solfato-riduttori che operano la riduzione dei solfati ad acido solfidrico (H₂S) e di altri organismi anaerobici che producono acido solfidrico dalla decomposizione della sostanza organica. L'acido solfidrico si trasforma in acido solforico (H₂SO₄) per la presenza di ossigeno e causa la corrosione delle pareti soprattutto delle tubazioni metalliche e in

calcestruzzo. Nei condotti fognari la concentrazione del carico inquinante può diminuire a seguito della sedimentazione delle particelle presenti nelle acque di drenaggio, oppure può aumentare in seguito alla risospensione di tale materiale dovuto ad un incremento della portata in transito nel collettore.

Bisogna sottolineare che la qualità delle acque meteoriche degrada notevolmente a causa del dilavamento delle superfici urbane che apportano solidi, batteri, sostanze biodegradabili, sostanze organiche e metalli, che si aggiungono alle sorgenti di inquinamento atmosferico. La tabella seguente (tabella 1.1) riporta i range di variazione di alcuni parametri inquinanti osservati durante indagini condotte in Europa, negli Stati Uniti e in Australia [Ellis, 1985]. I dati sono relativi ad anni precedenti il 1985, quindi non aggiornati, ma costituiscono una parte importante dei database disponibili. Innanzi tutto si osserva come per uno stesso inquinante si hanno concentrazioni variabili tra un sito e un altro; i fenomeni che governano la dinamica degli inquinanti sulle superfici e nei sistemi fognari sono infatti molto complessi. È possibile notare come le concentrazioni di BOD₅, COD e NH₄ risultino maggiori nei sistemi fognari unitari, mentre i SST presentano intervalli di concentrazione confrontabili in entrambi i sistemi, unitario e pluviale dal momento che derivano essenzialmente dal ruscellamento pluviale; confrontabili sono anche le concentrazioni di Pb. Gli inquinanti connessi alla maggior parte degli eventi meteorici superano i limiti di emissione imposti dalla normativa.

	CONCENTRAZIONE MEDIA PER EVENTO (mg/l)				
	SS _T	BOD ₅	COD	NH ₄	Pb
Sistema fognario pluviale	21 - 582	7 - 22	33 - 265	0.2 - 4.6	0.03 - 3.1
Scaricatore di piena di un sistema fognario unitario	237 - 635	43 - 95	120 - 560	2.9 - 4.9	0.15 - 2.9
Autostrade	28 - 1178	12 - 32	128 - 171	0.02 - 2.1	0.15
Tetti	12 - 216	3 - 8	58 - 81	0.4 - 3.8	2.9
Cunette stradali	15 - 840	7 - 241	25 - 109	0.7 - 1.4	0.001 - 0.03
Zona residenziale	112 - 1104	7 - 56	37 - 120	0.3 - 3.3	0.06 - 0.85
Zona commerciale	230 - 1894	5 - 17	74 - 160	0.03 - 5.1	0.09 - 0.44
Industrie	45 - 375	8 - 12	40 - 70	0.2 - 1.1	0.1 - 0.4
Limiti fissati da D.Lgs. 152/1999					
Scarico in acque superficiali: acque reflue urbane	≤ 35	≤ 25	≤ 125	-	-
Scarico in acque superficiali: acque reflue industriali	≤ 80	≤ 40	≤ 160	≤ 15	≤ 0.2
Scarico sul suolo	≤ 25	≤ 20	≤ 100	-	≤ 0.1

Tabella 1.1: range di concentrazioni di alcuni inquinanti nelle acque di dilavamento di superfici a diversa destinazione [Ellis, 1985] e confronto con i limiti previsti dal D.Lgs. 152/1999

1.4 EFFETTI DEGLI SCARICHI SUI CORPI IDRICI

I frequenti versamenti nei corpi idrici di acqua e inquinanti che si verificano ogni qualvolta gli scaricatori di piena entrano in funzione, possono provocare notevoli danni ambientali (figura 1.4).



Figura 1.4: scarico su un ricevente

I fenomeni che degradano la qualità dei corsi d'acqua possono essere di tipo fisico (stress fisico), di tipo chimico (impoverimento di ossigeno) o di tipo sia fisico che chimico. I volumi che vengono riversati nei corpi idrici in tempo di pioggia hanno frequenze e durate che dipendono dalle condizioni climatiche e dalle caratteristiche del sistema fognario. In Europa centrale, ad esempio, dato il clima temperato (precipitazioni di 600-1000 mm l'anno) la media a lungo termine varia tra i 30 e i 50 eventi di scarico all'anno con una durata dell'ordine di una o più ore [Borchardt e Sperling, 1997].

SCALA TEMPORALE	CARATTERE	FATTORI SIGNIFICATIVI	PARAMETRI DI EMISSIONE
Più ore – evento acuto	idraulico	stress fisico	singolo evento di sfioro
	chimico	impoverimento di O ₂ sostanze tossiche solidi sospesi	singolo evento di sfioro
	igienico	batteri, virus	singolo evento di sfioro
Più giorni – evento ritardato	chimico	impoverimento di O ₂ sostanze tossiche sedimentazione di solidi sospesi	singolo evento di sfioro
	igienico	batteri, virus	singolo evento di sfioro
Più settimane – evento cumulato	chimico	sostanze organiche persistenti metalli formazione di sedimenti organici ed inorganici	carico da numerosi eventi di sfioro

Tabella 1.2: rischi ecologici da deflusso urbano di acque di pioggia per i corsi d'acqua, sulla base delle caratteristiche dei parametri e su scala temporale [D. Borchardt, 1997]

Per salvaguardare il ricettore si possono considerare due diverse impostazioni: la prima, “effluent standard”, valuta il livello di qualità dell’effluente indipendentemente dal corpo idrico; la seconda, “stream standard”, tiene conto sia delle caratteristiche del corpo ricettore sia dei caratteri di qualità e quantità del refluo scaricato. Questa seconda modalità consente di essere più aderente alle singole realtà consentendo di conseguire livelli di risanamento equilibrati sotto l’aspetto economico ed ecologico. In tal modo è possibile tenere in considerazione anche le capacità autodepurative dei corpi idrici, che dipendono dal bilancio di ossigeno. Per i fiumi, caratterizzati da buon ricambio idrico, sono sufficienti rapporti di diluizione non elevati fra la portata fluviale e quella reflua. I laghi, invece, manifestano un’intensità di ricambio idrico fortemente legata alla temperatura e alla conseguente stratificazione termica e sono quindi da ritenere corpi idrici con deboli capacità autodepurative.

Alcuni tipi di interventi, come le misure igieniche per gli sfiori da fognature unitarie, possono essere effettuati a scala locale sui sistemi fognari stessi e sugli impianti di trattamento; altri obiettivi, come l’abbattimento dell’eutrofizzazione, devono essere portati avanti mediante misure a scala di bacino, dal momento che le concentrazioni di nutrienti per un dato sito sono il risultato del trasporto di massa a monte da diverse sorgenti. Le strategie vincenti per il miglioramento delle condizioni igieniche devono essere condotte come approcci integrati fondati non solo su base temporale ma anche su

scala spaziale: coinvolgeranno i sistemi di fognatura, ma anche la riabilitazione della morfologia del fiume, il carattere della corrente e le caratteristiche del bacino di raccolta.

FENOMENI DI ACCUMULO E DILAVAMENTO

2.1 ACCUMULO DI MATERIALE SULLA SUPERFICIE STRADALE: “BUILD-UP”

Il fenomeno del “build-up”, ossia dell’accumulo di materiale solido sulla sede stradale, in termini di quantità e di qualità dipende da vari fattori tra i quali:

- ∩ estensione e densità dell’urbanizzazione;
- ∩ prevalenza di zone residenziali o industriali;
- ∩ tipo di rete fognaria.

Tale materiale solido deriva dalle deposizioni atmosferiche, dall’accumulo di immondizia e dal traffico (figura 2.1). Sia durante i periodi secchi, sia per effetto di precipitazioni meteoriche sulla sede stradale si depositano polveri e particelle di varia natura, prodotte principalmente dalle emissioni gassose industriali, domestiche e delle automobili, nonché dall’erosione del manto stradale dovuta al traffico veicolare.

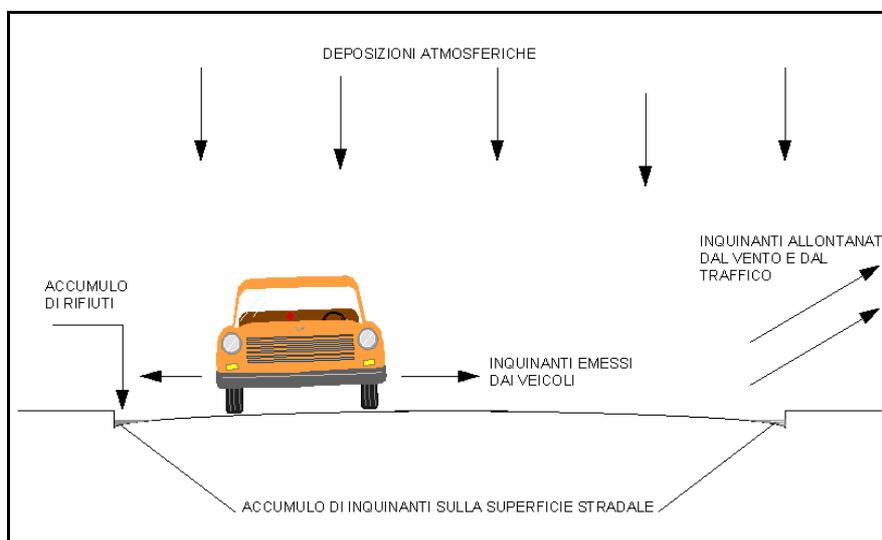


Figura 2.1: processi di accumulo delle sostanze inquinanti sulla superficie stradale

Le sostanze accumulate sulla superficie stradale durante il tempo secco possono essere trasportate dal vento e dal traffico vicino ai marciapiedi o ad altre barriere ai lati della strada. Circa l’80 % dei rifiuti stradali si deposita all’interno di una fascia larga 15 cm in

prossimità del marciapiede ed all'interno di 1 m se ne accumula una quantità superiore al 95% del totale, come evidenziato dalle indagini di Sartor (1972).

Distanza dal marciapiede (cm)	Solidi accumulati (% del totale)
0-15	78
15-30	10
30-100	9
100-240	1
240-centro strada	2

Tabella 2.1: solidi accumulati in funzione della distanza dal marciapiede [Sartor e altri, 1972]

La quantità di materiale che si accumula sulla superficie stradale è funzione del tempo secco, inteso come periodo di tempo nel quale non si verifica la rimozione dei depositi per azione di un evento meteorico o per pulizia diretta. Sulla base di indagini sperimentali, diversi ricercatori hanno proposto varie relazioni che permettono di legare la quantità di materiale depositato ed il tempo secco, anche se ciò risulta molto difficile dato il set limitato di dati a disposizione; in ogni caso è possibile ipotizzare che con il passare del tempo si raggiunga una situazione di equilibrio in cui la massa accumulata non aumenta più. Nel grafico seguente (figura 2.2) sono rappresentate le leggi di accumulo delle sostanze depositate sulla superficie urbana per metro di strada, in funzione dell'uso del suolo, proposte da Boyd e Sartor.

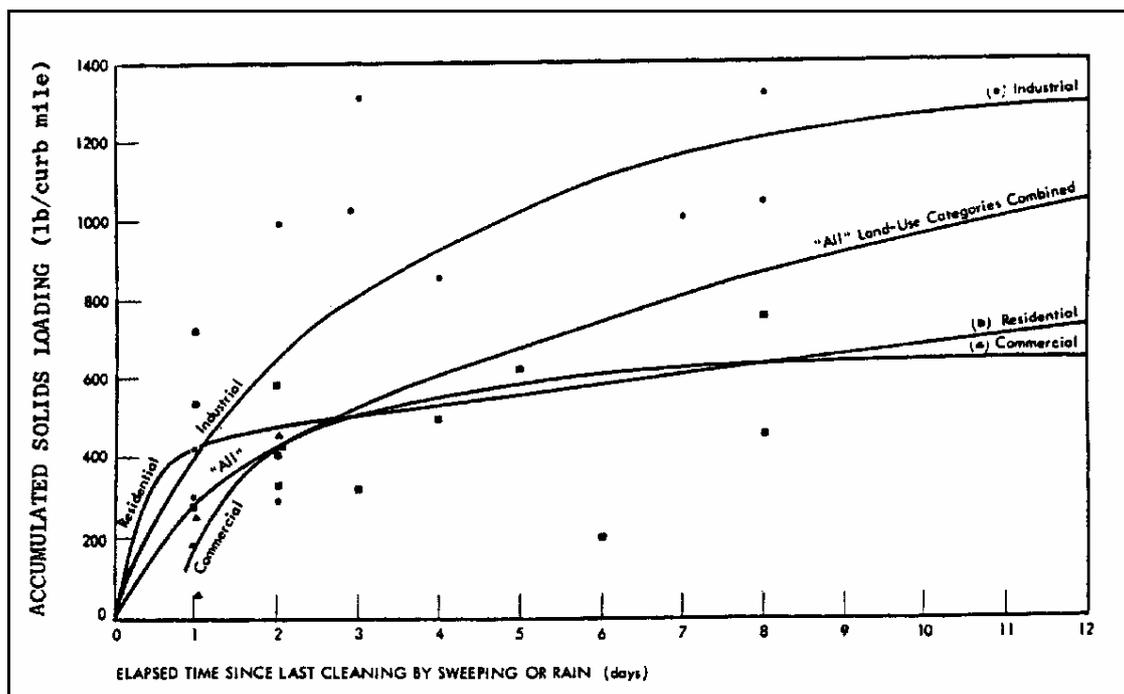


Figura 2.2: accumulo di materiale solido sulla sede stradale in funzione del tempo secco antecedente [Sartor e Boyd, 1972]

La quantità dei rifiuti stradali depositati in tempo secco viene espressa sotto forma di un tasso di accumulo, che varia dal tipo di urbanizzazione e dall'uso del suolo. Indagini sperimentali [Alley, 1981] hanno permesso di determinare tassi medi di accumulo in funzione dei vari tipi di urbanizzazione (tabella 2.2).

Uso del suolo	Accumulo [kg/ha·giorno]
Zone residenziali densamente abitate	10÷25
Zone residenziali scarsamente abitate	5÷6
Zone commerciali	15
Zone industriali	35

Tabella 2.2: coefficienti di accumulo del materiale solido sulla superficie stradale in funzione dei vari tipi di urbanizzazione [Alley, 1981]

Ad esempio mediante studi effettuati su un bacino sperimentale sito in via Togliatti, in Bologna, è stato desunto un tasso di accumulo pari a 5.7 kg/ha·giorno [M. Maglionico, F. Pollicino, 2004]. Come è possibile osservare dal seguente grafico (figura 2.3) la linea che meglio approssima i dati sperimentali interseca l'asse delle ordinate al valore 24.02 g/m; ciò significa che è presente un residuo fisso di materiale, che non viene rimosso durante le operazioni di pulizia mediante mezzi meccanici.

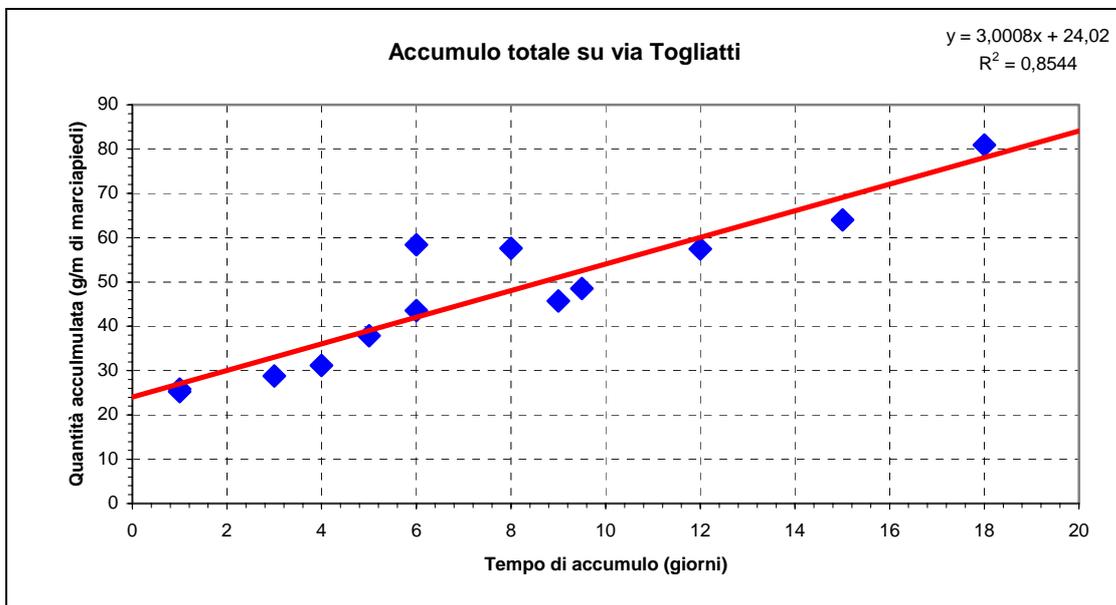


Figura 2.3: accumulo di materiale solido sul bacino di via Togliatti [Maglionico, Pollicino, 2004]

Vari studi effettuati per determinare le caratteristiche del materiale accumulatosi sulla sede stradale (Sartor e Boyd, 1972; Ellis e Harrop, 1984; Pratt e Adams, 1981) hanno

mostrato come tali sedimenti presentino una granulometria ben assortita, con diametri compresi tra 53 μm e 4 mm. Esempi di distribuzione granulometrica dei solidi che si possono trovare sulle superfici urbane sono riportati nella tabella e nel grafico seguenti secondo campioni raccolti a Washington da Shaheen (1975), quelli raccolti da Pitt (1979) e quelli raccolti in tre diversi bacini di studio da Egodawatta et al. (2007); questi ultimi dati sono riferiti alla sede stradale e non alla canaletta in corrispondenza del marciapiede.

Dimensione (μm)	Strade ad alto traffico	Strade urbane	Strade in zone commerciali	Media
1700-3350	3.2	8.7	5.5	4.8
850-1700	7.1	9.6	8.0	7.8
420-850	19.4	14.4	18.6	18.0
250-420	25.2	14.3	23.0	22.0
150-250	19.1	12.3	16.3	15.8
75-150	17.6	17.2	17.0	17.0
45-75	7.6	13.4	10.6	10.7
<45	0.6	10.0	1.0	4.0

Tabella 2.3: distribuzione percentuale in peso dei solidi accumulati su diversi tipi di superficie [Shaheen, 1975]

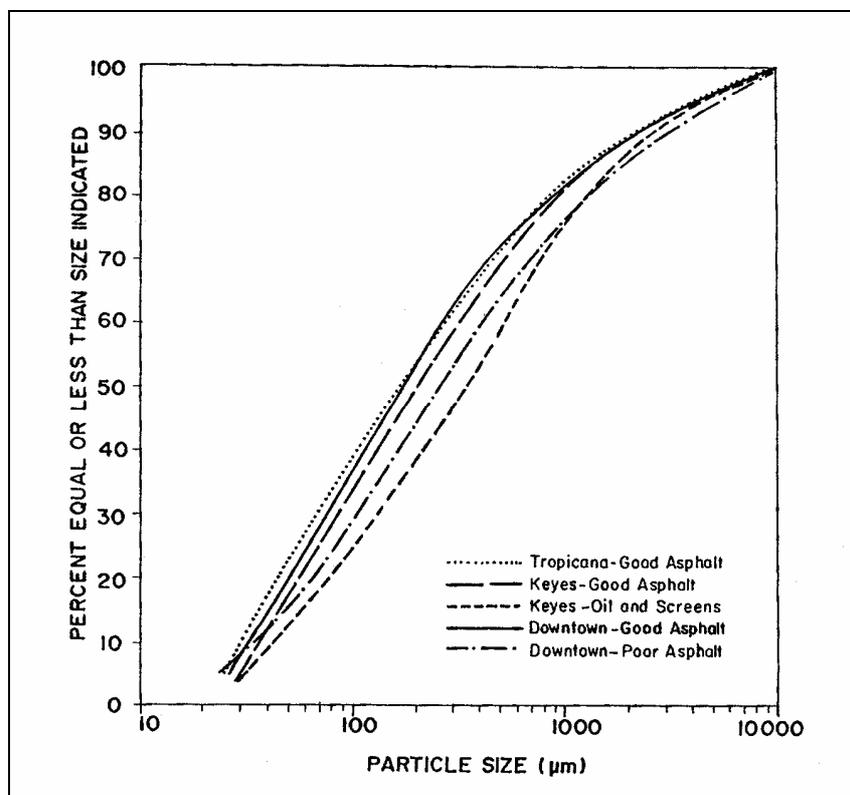


Figura 2.4: distribuzioni granulometriche dei solidi raccolti da Pitt (1979)

Sito di studio	Peso del raccolto (g)	Giorni di tempo secco
Gumbeel Ct. \triangle	32.6	77
Lauder Ct. *	9.3	27
Piccadilly Pl. \circ	10.6	36

Tabella 2.4: peso dei solidi accumulati in funzione dei giorni di tempo secco [Edogawatta et al., 2007]

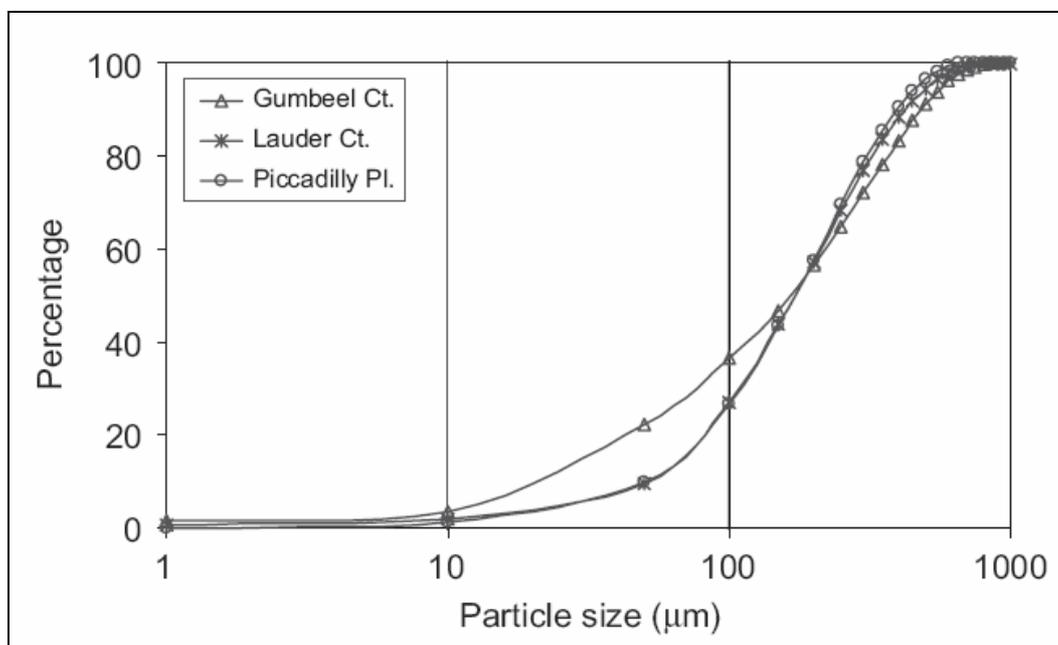


Figura 2.5: distribuzioni granulometriche dei solidi raccolti da Edogawatta et al. (2007)

2.2 INQUINANTI ASSOCIATI AL MATERIALE ACCUMULATO SULLA SUPERFICIE URBANA

Fino alla prima metà del secolo scorso si consideravano come causa principale del degrado del patrimonio idrico le sorgenti inquinanti puntuali dovute agli scarichi domestici, industriali e commerciali. Indagini svolte negli Stati Uniti hanno portato alla consapevolezza che anche le sorgenti non puntuali contribuiscono in maniera significativa ad alterare le risorse idriche. Questi stessi studi, inoltre, mostrarono come l'uso del suolo influenza notevolmente non solo l'accumulo di materiale, ma anche la quantità e la tipologia di inquinanti ad esso collegati; in tabella 2.5 si riportano i risultati ottenuti da vari ricercatori a dimostrazione del fatto che i sedimenti accumulati sulla superficie stradale contengono diversi tipi di sostanze contaminanti e la loro presenza e concentrazione dipende dal tipo di uso del suolo.

	Uso del suolo			
	Residenziale	Industriale	Commerciale	Trasporto
BOD ₅	9.166	7.5	8.333	2.3
COD	20.822	35.714	19.444	54
Solidi volatili	71.666	53.571	77	51
Azoto totale	1.666	1.392	1.111	156
PO ₄ -P	916	1.214	833	610
NO ₃ -N	50	64	500	79
Piombo	1.468	1.339	3.924	12
Cromo	186	208	241	80
Rame	95	55	126	120
Nichel	22	59	59	190
Zinco	397	283	506	1.5

Tabella 2.5: sostanze inquinanti associate ai rifiuti stradali [Sartor e altri, 1972; Shaheen, 1975; Amy e altri, 1975]

Lo studio condotto sul bacino sperimentale di via Togliatti ha portato anche alla determinazione della granulometria del materiale raccolto (figura 2.6) e sono state effettuate delle analisi chimiche sul materiale con frazione inferiore a 75 μm e compresa tra 75 e 200 μm (tabella 2.6), per determinare la concentrazione di alcuni inquinanti, che, come vari studi hanno mostrato (Xanthopoulos e Hahn, 1990), risultano essere associati alle particelle più fini, proprio quelle che più difficilmente vengono asportate dagli usuali mezzi meccanici di pulizia.

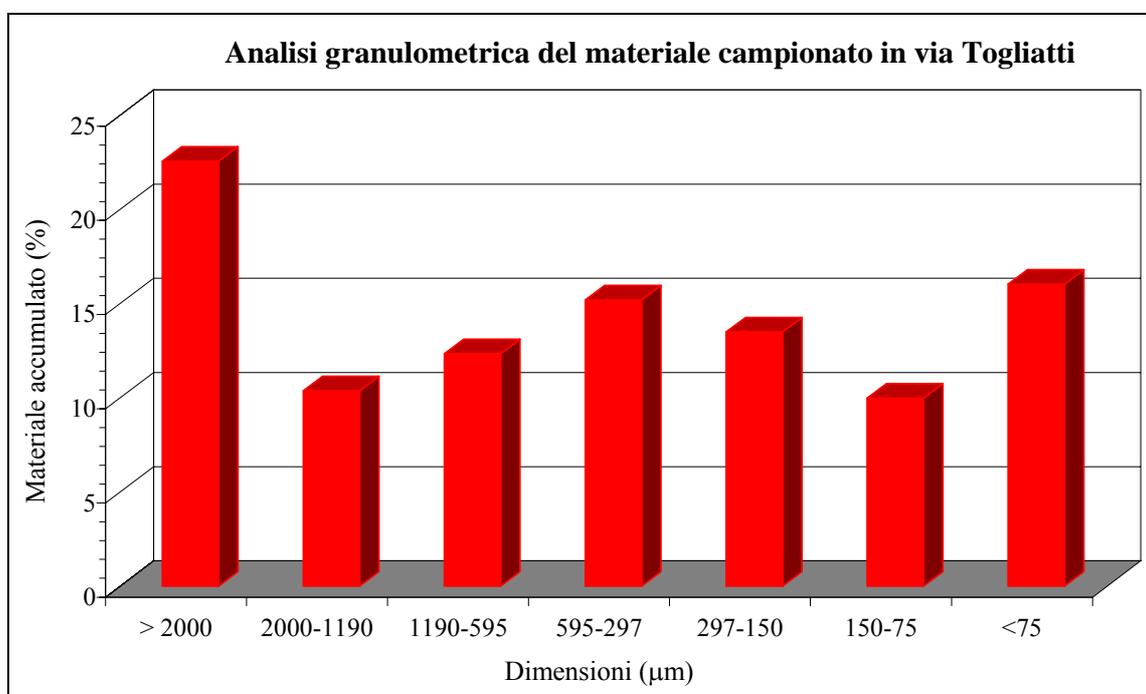


Figura 2.6: granulometria del materiale solido accumulato sul bacino di via Togliatti [Maglionico, Pollicino, 2004]

Parametro	Unità di misura	< 75 µm	75 - 2000 µm
Manganese	mg/kg	0.965	0.975
Arsenico	mg/kg	4.250	4.700
Bario	mg/kg	436.0	303.0
Cadmio	mg/kg	0.935	0.530
Cromo	mg/kg	125.5	153.5
Mercurio	mg/kg	0.095	0.034
Nichel	mg/kg	67.40	64.80
Piombo	mg/kg	496.0	581.5
Rame	mg/kg	496.0	218.0
Vanadio	mg/kg	51.50	30.50
Zinco	mg/kg	611.5	302.0

Tabella 2.6: analisi chimiche effettuate su alcuni campioni di materiale raccolto sul bacino di via Togliatti [Maglionico, Pollicino, 2004]

Diverse sono le origini dell'inquinamento diffuso che defluisce nei sistemi di drenaggio urbano:

- deposizione atmosferica di tempo asciutto;
- lavaggio dell'atmosfera in tempo di pioggia;
- deposizioni di spazzatura sulle superfici stradali;
- emissioni legate al traffico veicolare;
- erosione urbana di sedimenti provenienti dalle aree permeabili e dagli stessi manti stradali;
- residui vegetali;
- spargimento di sostanze antigelo;
- applicazioni di fertilizzanti e di pesticidi in aree verdi urbane.

Ogni sorgente contribuisce all'accumulo superficiale o sotterraneo dei carichi inquinanti in misura variabile, in base alle caratteristiche climatiche della zona (in particolar modo la durata di tempo secco tra due eventi meteorici successivi), alle tipologie urbanistiche e all'uso dei suoli, al grado di impermeabilità, alla densità della popolazione. Le precipitazioni pluviali e nevose dilavano la superficie urbana e trasportano fino ai sistemi di drenaggio il materiale deposto nel precedente periodo di tempo secco assieme alle sostanze di origine atmosferica e ai sedimenti erosi da aree permeabili.

Si passano ora in rassegna alcune delle principali sorgenti di inquinamento.

➤ **Deposizioni atmosferiche**

Sospesi nell'aria si trovano particelle sia liquide sia solide, costituite da una miscela di materiali: fuliggine, fumo, polvere, sale, acidi. Tali particelle si depositano sul suolo sia in tempo asciutto, sia durante gli eventi meteorici; in questo ultimo caso esse vengono assorbite dalle gocce di pioggia e dai cristalli di neve e grandine.

Nelle aree urbane questo fenomeno è particolarmente importante e la maggior parte delle sostanze in sospensione nell'aria deriva dalle emissioni del traffico o combustioni di carboni e di oli minerali; durante un evento meteorico le gocce di pioggia risulteranno quindi cariche di ossidi di azoto e ossidi di zolfo (piogge acide).

Spesso le particelle presenti nell'aria sono dovute alla risospensione di materiale proveniente dalla superficie stradale o sono prodotte dall'erosione del vento [Pitt, 1979]. Anche le aree industriali e quelle agricole contribuiscono in maniera significativa all'emissione in atmosfera di inquinanti.

Risulta quindi chiaro che se l'atmosfera è inquinata anche le piogge lo sono e nel lungo periodo possono avere un notevole impatto sull'equilibrio ecologico dei corpi idrici più delicati.

Solidi Sospesi	4.0 mg/l
Solidi Sospesi volatili	1.0 mg/l
Sostanze organiche (COD)	7 mg/l
Azoto totale	0.9 mg/l
Fosforo totale	0.015 mg/l
Piombo totale	0.012 mg/l

Tabella 2.7: concentrazioni medie di alcuni inquinanti [G. Calenda, 1997]

Minori sono le dimensioni delle particelle più facilmente esse rimangono in sospensione nell'atmosfera e possono essere trasportate dal vento anche a migliaia di chilometri di distanza dalla fonte di emissione, risultando così molto pericolose sia per l'ambiente che per la salute umana. Le particelle di dimensione superiore a 2.5 μm , invece, si depositano entro pochi minuti in un raggio di 10 Km.

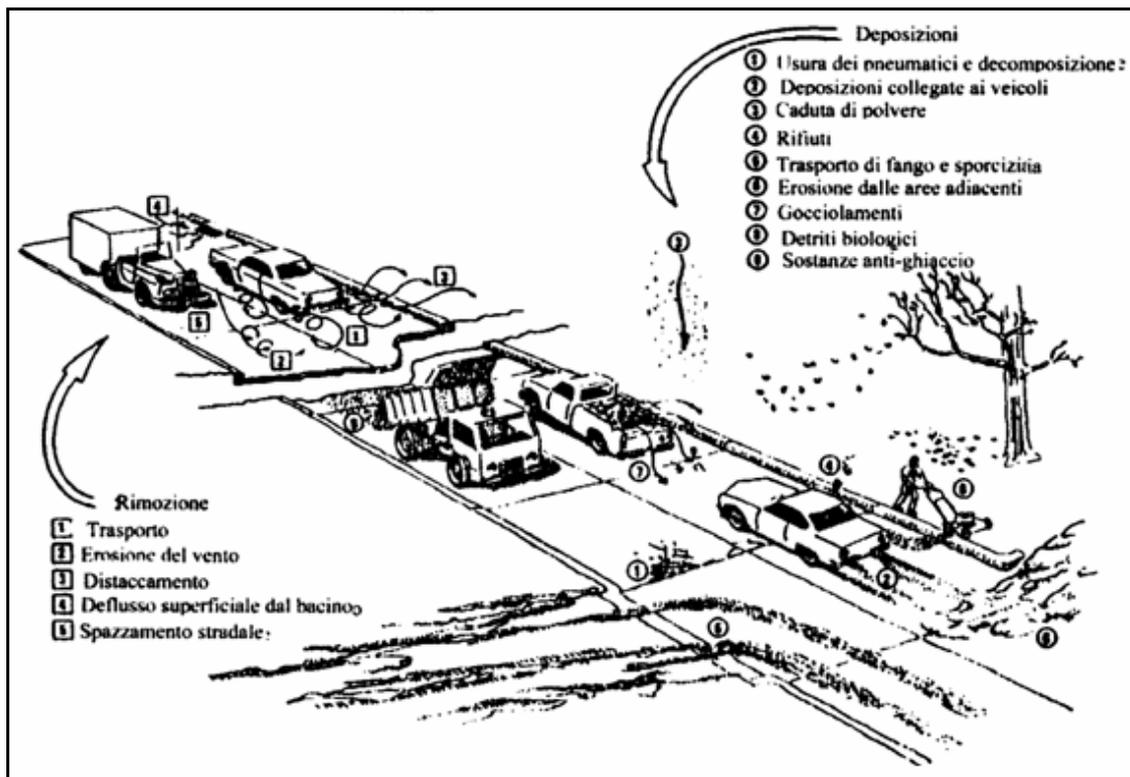


Figura 2.7: processi di deposizione e rimozione del materiale sulla sede stradale
[EPA R2-72-081, 1972]

➤ Traffico veicolare

I veicoli sono una delle principali sorgenti di sostanze inquinanti che si trovano sulla superficie stradale. Innanzi tutto attraverso le emissioni degli scarichi dei motori vengono rilasciate diverse sostanze nocive (monossido di carbonio, ossidi di azoto, idrocarburi); inoltre l'usura di alcuni componenti dei veicoli (pneumatici, freni, frizioni), nonché la corrosione della carrozzeria contribuiscono alla formazione del carico inquinante, in particolar modo per ciò che riguarda i metalli pesanti. I veicoli, inoltre, trasportano solidi provenienti ad esempio da parcheggi, cantieri e zone in fase di costruzione, aree agricole; Shaheen (1975) mostrò che più del 95% dei solidi presenti sulle strade di grande comunicazione è originata da sorgenti diverse dai veicoli.

Le sostanze rilasciate sulla sede stradale comportano carichi inquinanti particolarmente elevati e potenzialmente pericolosi anche se non ingenti in termini di massa. Minori contributi sono dovuti all'erosione del manto stradale soprattutto se questo è in buone condizioni, ma occorre sottolineare come strade di qualità da media a scadente producano una quantità di solidi erosi che è due volte e mezzo superiore a quella per strade in condizioni da buone ad eccellenti [Sartor, Boyd, 1972].

È molto complesso valutare l'impatto sul suolo del traffico veicolare, sia perché è funzione dell'intensità del traffico stesso, sia perché a causa di fenomeni imprevedibili (incidenti stradali, rottura di serbatoi dei veicoli) si possono avere picchi di sostanze inquinanti che si depositano sul manto stradale.

Studi condotti nell'area metropolitana di Washington, negli USA, hanno permesso di quantificare i contributi diretti del traffico all'inquinamento diffuso [Shaheen, 1975]. Si riportano in tabella i valori più significativi.

Solidi organici	5.1
BOD	0.23
COD	5.4
Oli	0.64
Fosforo totale	0.06
Piombo	1.2

Tabella 2.8: percentuali in massa dei solidi totali degli inquinanti dovuti al traffico veicolare [D. G. Shaheen, 1975]

Il traffico veicolare, insieme al vento, è tra le cause che provocano il trasporto dei sedimenti e il loro accumulo in prossimità dei cordoli.

➤ **Rifiuti di origine antropica**

Spesso i rifiuti che si trovano sul suolo urbano sono abbandonati per incuria umana. Solitamente si tratta di materiali di dimensioni superiori a due millimetri (carta, mozziconi di sigarette, bottiglie di vetro, lattine) che per buona parte vengono frantumati dai veicoli in transito. Tale fenomeno è legato a vari fattori, primi tra tutti:

- la tipologia di utilizzo del suolo urbano;
- la densità abitativa (relativamente alle aree residenziali);
- l'intensità di traffico nelle strade.

Si riportano di seguito dati relativi alla densità di alcuni inquinanti sulle superfici stradali [G. Calenda 1997], in funzione della loro tipologia (tabella 2.9); si nota come in più punti ci si riferisca al marciapiede anziché alla carreggiata, dal momento che come è noto gli spostamenti d'aria prodotti dal traffico e dal vento tendono ad accumulare i detriti in prossimità delle cunette dei marciapiedi.

TIPO DI SUPERFICIE	Solidi [g/m ²]	COD [g/m ²]	Piombo [g/m ²]
Marciapiede, strada affollata	18,5	2,6	10,2
Carreggiata, strada affollata	9,0	1,3	4,6
Marciapiede, strada meno affollata	13,9	1,8	8,9
Carreggiata, strada meno affollata	5,8	1,2	3,6
Parcheggio	7,5	1,1	3,8
Strada residenziale	6,2	0,9	2,1
Sentiero pedonale	5,4	0,8	1,8

Tabella 2.9: densità di alcuni inquinanti sulle superfici stradali [G. Calenda, 1997]

➤ **Vegetazione**

Sulle superfici urbane all'accumulo di materiale contribuiscono anche foglie, provenienti da alberi e siepi, e residui dei manti erbosi; ovviamente non si considera potenzialmente inquinante quella porzione che si deposita sui terreni dal momento che ne diventa parte integrante e ne favorisce la resistenza all'erosione. In particolari stagioni, autunno e primavera, nelle aree alberate il 90÷95% dei residui superficiali è composto da sostanze di origine organica.

L'effetto inquinante della vegetazione è dovuto al fatto che durante gli eventi meteorici le gocce di pioggia che raggiungono il suolo attraverso le chiome degli alberi si arricchiscono di alcuni metalli pesanti che si sono depositati sulle foglie in tempo secco. Le chiome degli alberi agiscono così da collegamento tra le deposizioni atmosferiche umide e secche ed il suolo.

2.3 DILAVAMENTO DELLA SUPERFICIE STRADALE:

“WASH-OFF”

Durante un evento meteorico, l'acqua scorre sulle superfici impermeabili e dilava le sostanze inquinanti che si depositano in tempo secco. La concentrazione di tali sostanze non è costante durante l'evento di pioggia ma risulta essere massima all'inizio dell'evento, anche se non si escludono picchi di concentrazione ritardati, in particolar modo per i metalli; si parla quindi di “acque di prima pioggia” per identificare appunto il volume di acqua meteorica defluito durante la prima parte di precipitazione, mentre il fenomeno che determina il dilavamento e il trasporto della maggior quantità di carico inquinante è denominato “first foul flush”.

Numerosi studi sono stati condotti per determinare la quantità di materiale che effettivamente viene dilavato durante le precipitazioni e che entra poi nelle reti fognarie, allo scopo di stimare mediante l'uso di modelli il carico inquinante che transita in fognatura. In tali modelli (come ad esempio SWMM, Infoworks e MOUSE) la quantità di materiale dilavata dalla superficie stradale è assunta pari ad una quota parte dell'accumulo sulla superficie stessa, mediante un coefficiente di lavaggio che dipende dall'intensità della precipitazione e da parametri che vengono calibrati in funzione delle caratteristiche del bacino in esame. Non tutto il materiale accumulatosi sulla superficie urbana quindi viene rimosso durante un evento meteorico; la rimozione del particolato dalle superfici impermeabili dipende non solo dalla quantità di materiale presente, ma anche dalla capacità dell'acqua meteorica di trasportare i solidi. Pitt (1985) effettuò delle indagini sul fenomeno del "wash-off", prendendo in esame diverse tipologie di strade; tali studi portarono, tra l'altro, ad osservare come la maggior quantità di materiale rimosso durante il dilavamento è di piccolo diametro (<63 µm), dal momento che per trasportare le particelle di grosse dimensioni la pioggia deve possedere una elevata quantità di energia. Le precipitazioni, quindi, sono più efficaci nella rimozione del materiale fine, che presenta una concentrazione particolarmente elevata di inquinanti. Analisi dettagliate hanno mostrato come il 70 % dei metalli sia connesso alle particelle di diametro inferiore a 100 µm, frazione che rappresenta meno del 15 % della massa totale di solidi accumulatisi sulle strade [Ellis e Revitt, 1982].

A titolo di esempio si riportano in tabella le concentrazioni di metalli misurate in campioni di acqua piovana raccolti a Genova [Riganti et al., 1997] mediante l'utilizzo di un pluviometro collegato ad un campionatore. La presenza di metalli pesanti è dovuta al traffico veicolare; in particolar modo Zn e Cd sono associati all'usura dei pneumatici, Cr e Cu alla corrosione della carrozzeria e delle parti meccaniche in movimento, Pb e Ni agli scarichi e agli oli lubrificanti. Durante l'evento meteorico, le prime acque di pioggia dilavano la frazione più consistente degli inquinanti in atmosfera e del particolato depositato in tempo secco sull'imbuto del pluviometro.

Frazioni	V	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Campioni 1							
1	2.0	1.0	3.1	89.3	1414	0.3	1.5
2	1.8	0.4	5.4	42.2	259	0.1	0.6
3	1.5	0.2	1.1	39.4	233	0.1	0.5

Frazioni	V	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Campioni 2							
1	2.1	0.5	3.4	94.9	634	0.1	1.0
2	2.2	0.2	1.1	34.6	270	0.2	0.4
3	1.3	0.2	1.0	49.6	241	0.1	0.5
4	1.3	0.3	1.0	30.9	228	0.1	0.4
5	1.5	0.3	1.3	109	408	0.3	0.8
6	1.4	0.3	1.5	157	400	0.3	5.2
Campioni 3							
1	7.3	5.6	8.2	428	1991	1.2	154
2	1.4	0.7	2.4	123	369	0.3	20.7
3	1.0	0.4	1.4	104	319	0.3	15.1
4	1.0	0.3	1.3	151	358	0.3	10.5
5	1.8	0.5	2.8	312	653	0.6	28.7
Campioni 4							
1	1.6	0.5	3.3	161	869	0.6	4.0
2	1.8	0.5	1.6	155	426	0.3	3.9
3	1.4	1.0	2.3	87.3	657	0.4	1.6
4	0.8	0.3	2.3	59.0	217	0.2	5.3
5	0.3	0.4	0.9	47.8	197	0.2	26.3
6	1.2	0.3	1.1	92.1	211	0.2	10.9
7	1.2	0.3	0.9	61.5	149	0.2	4.2
8	1.3	0.3	0.7	49.6	76.4	0.1	16.9
9	1.8	0.3	0.8	54.0	75.5	0.1	10.8
10	1.1	0.3	0.8	52.7	84.1	0.1	10.1
Campioni 5							
1	2.3	0.4	3.9	452	1737	0.5	5.8
2	1.8	0.3	2.6	244	762	0.4	1.3
3	1.2	0.1	0.8	154	253	0.2	1.2
4	1.0	0.1	0.7	144	134	0.1	4.3
5	0.9	0.1	0.7	127	101	0.1	4.5
6	1.0	0.1	0.7	113	122	0.1	4.7
7	1.1	0.1	2.2	285	766	0.3	4.3

Tabella 2.10: concentrazioni espresse in $\mu\text{g/l}$ dei metalli in campioni di acque piovane [Riganti et al., 1997]

Il dilavamento dell'inquinante dalle superfici solitamente viene rappresentato con una equazione differenziale del tipo [Sartor et al., 1974]:

$$W = W_0(1 - e^{-kt}) \quad (2.1)$$

dove W è il peso del materiale messo in movimento dopo il tempo t , W_0 è il peso del materiale presente sulla superficie, k è un coefficiente di dilavamento ed I l'intensità di pioggia.

Ci si può quindi riferire ad una frazione di materiale dilavato, F_w , pari al peso di materiale dilavato per unità di materiale presente:

$$F_w = \frac{W}{W_0} = (1 - e^{-kt}) \quad (2.2)$$

Tale equazione si basa sull'ipotesi che ogni evento di pioggia, se ha una durata adeguata, ha la capacità di rimuovere tutto il carico inquinante presente sulla superficie. Recenti studi condotti in Australia [Egodawatta et al., 2007] hanno mostrato come tale espressione debba essere modificata, perché l'assunzione dalla quale essa parte non corrisponde a ciò che realmente accade. Sono state condotte delle prove mediante uno strumento in grado di simulare al meglio un evento meteorico di durata e intensità desiderata; gli esperimenti sono stati effettuati su tre differenti strade, nella regione di Gold Coast, nello stato di Queensland. Nelle tabelle sottostanti si riportano le caratteristiche dei tre siti di studio e delle precipitazioni simulate:

Sito	Caratteristiche del sito	Pendenza della strada (%)	Profondità della scabrezza della superficie (mm)
Lauder Ct.	Sito mediamente socio-economico Case singole isolate	20	0.6
Gumbeel Ct.	Sito mediamente socio-economico Case a schiera	7.2	0.92
Piccadilly Pl.	Sito fortemente socio-economico Case singole isolate	10.8	0.83

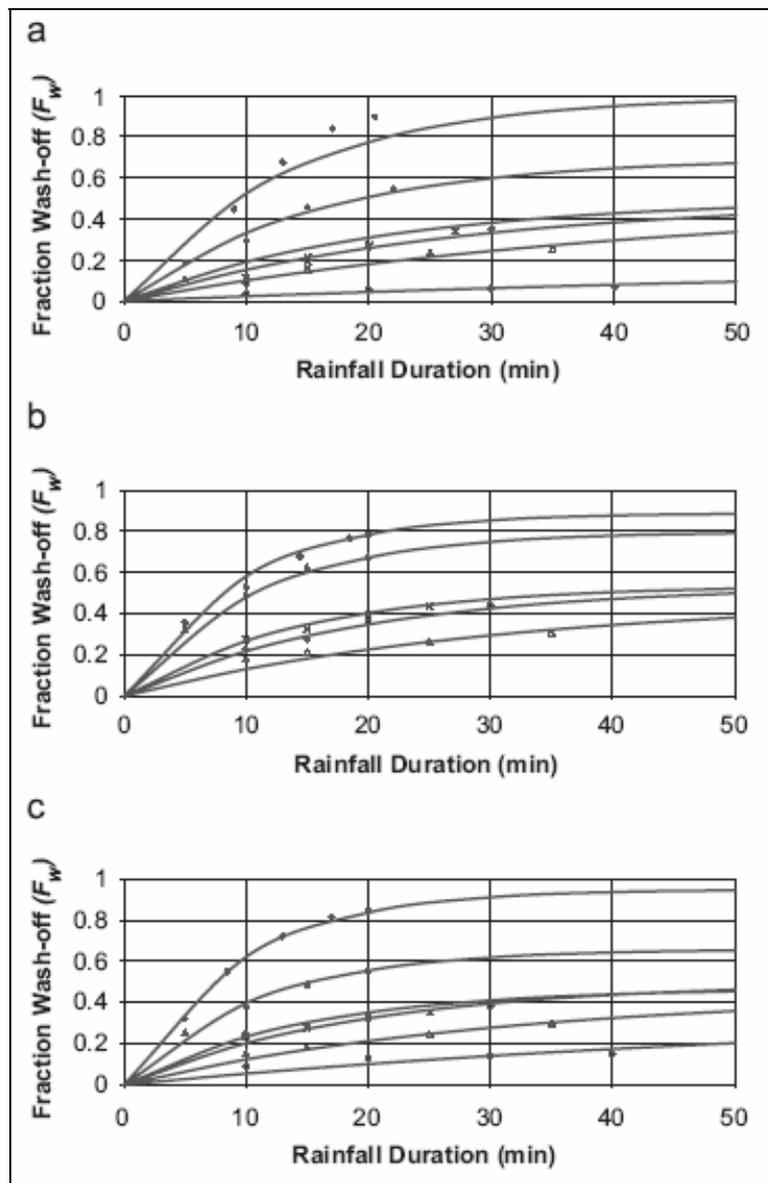
Tabella 2.11 : caratteristiche dei tre siti in esame [Egodawatta et al., 2007]

Intensità (mm/h)	Durata (min)			
	1	2	3	4
20	10	20	30	40
40	10	15	25	35
65	10	15	20	30
86	10	15	20	25
115	5	10	15	20
133	5	10	15	20

Tabella 2.12 : caratteristiche delle precipitazioni simulate [Egodawatta et al., 2007]

Le simulazioni effettuate mostrarono che il valore massimo della frazione di carico inquinante dilavato, F_w , compreso tra 0.8 e 0.9, appartiene alla precipitazione con intensità pari a 133 mm/h e durata pari a circa 20 min; quindi i comuni eventi meteorici non sono in grado di rimuovere tutto l'accumulo di inquinante. Inoltre, nonostante la quantità iniziale di materiale fosse diversa nei tre siti (tabella 2.4), l'andamento della

frazione dilavata in funzione della durata e dell'intensità di pioggia (figura 2.8) non è significativamente differente; ciò suggerisce che la massa di inquinante disponibile al dilavamento non influenza il processo di wash-off. Dai grafici riportati si osserva che il valore di F_w tende, all'aumentare della durata, ad un valore inferiore ad 1 che dipende dall'intensità di pioggia; questo suggerisce che l'evento meteorico ha la capacità di mettere in movimento solo una frazione di solidi presenti sulla superficie urbana e raggiunta tale capacità l'acqua di dilavamento risulta essere relativamente limpida pur essendo presente ancora del materiale.



(a) Gumbeel Ct.; (b) Lauder Ct.; (c) Piccadilly Pl.

Figura 2.8 : variazione della frazione di materiale dilavato al variare dell'intensità e durata di pioggia e confronto con la formulazione esponenziale [Egodawatta et al., 2007]

Ne consegue che l'equazione proposta da Sartor et al. (formule (2.1) e (2.2.)) deve essere modificata introducendo un fattore di capacità, C_F :

$$Fw = \frac{W}{W_0} = C_F (1 - e^{-kt}) \quad (2.3)$$

Il coefficiente C_F , compreso tra 0 e 1, dipende dall'intensità di pioggia, ma altri fattori (condizioni e pendenza della superficie stradale, caratteristiche dell'inquinante accumulatosi) possono influenzarne il valore.

Il coefficiente di dilavamento k (espresso in mm^{-1}) è un parametro empirico privo di un diretto significato fisico; nonostante alcuni modelli di qualità delle acque assumono un valore costante, il parametro k può variare in funzione del tipo di inquinante, dell'intensità di pioggia, dell'estensione e della pendenza del bacino. A titolo di esempio si riportano i valori dei due coefficienti k e C_F stimati:

Sito	k	C_F					
		20 mm/h	40 mm/h	65 mm/h	85 mm/h	115 mm/h	113 mm/h
Lauder Ct.	$5.6 \cdot 10^{-4}$	0.20	0.48	0.50	0.50	0.73	1.00
Gumbeel Ct.	$8.0 \cdot 10^{-4}$	–	0.48	0.54	0.54	0.80	0.89
Piccadilly Pl.	$8.0 \cdot 10^{-4}$	0.30	0.45	0.49	0.49	0.66	0.94

Tabella 2.13 : valori stimati dei coefficienti k e C_F [Egodawatta et al., 2007]

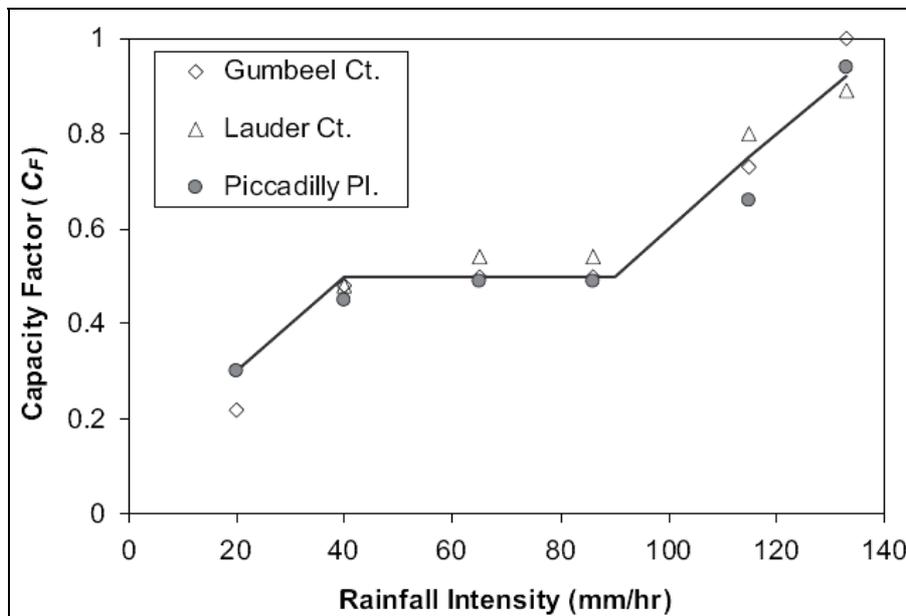


Figura 2.9 : variazione del coefficiente C_F al variare dell'intensità di pioggia [Egodawatta et al., 2007]

Dal grafico di figura 2.9 si osserva che il coefficiente di capacità di dilavamento della precipitazione, C_F , per valori di intensità di pioggia inferiori a circa 40 mm/h aumenta linearmente fino ad un valore prossimo a 0.5; è ipotizzabile che tale variazione sia dovuta ad un cambiamento dell'energia cinetica caratteristica dei diversi eventi di pioggia. Per intensità di pioggia comprese tra 40 e 90 mm/h circa C_F ha un valore circa costante pari a 0.5 e quindi le piogge di tale intensità hanno la capacità di mobilitare solo il 50 % circa delle sostanze inquinanti presenti sulla superficie urbana. Le esperienze condotte da Egodawatta et al. [2007] hanno mostrato che il diametro medio dei campioni di materiale dilavato da piogge di intensità di 40, 65, e 86 mm/h è compreso tra 50 e 100 μm , nonostante il d_{50} dei solidi accumulati risulti compreso tra 100-150 μm . Ciò suggerisce che la maggior parte delle particelle di piccole dimensioni vengono dilavate durante eventi meteorici di tali intensità, insufficienti a creare una turbolenza adeguata a mettere in movimento le particelle di dimensioni maggiori. Il limite superiore del coefficiente C_F può variare in funzione della scabrezza della superficie stradale e della granulometria dei materiali inquinanti. Eventi meteorici di intensità superiore a 90 mm/h hanno una maggiore capacità di mettere in movimento i solidi, data l'elevata turbolenza dovuta al deflusso.

2.4 EFFICIENZA DI RIMOZIONE DEI MEZZI DI PULIZIA

Ogni qualvolta vengono effettuate operazioni di pulizia della superficie stradale, una parte del materiale solido accumulatosi durante i giorni secchi precedenti viene rimosso. La pulizia può essere effettuata mediante lavaggio con autobotti oppure utilizzando macchine spazzatrici (figura 2.10), provviste di due spazzole che ruotano in direzione opposta e convogliano il materiale raccolto in direzione della bocca di aspirazione; degli ugelli, posizionati lateralmente alle spazzole, spruzzano acqua, permettendo così al materiale aspirato di amalgamarsi e alla polvere di non essere risoffiata all'esterno.



Figura 2.10: esempio di spazzatrice utilizzata per la pulizia della superficie stradale

Vari studi hanno mostrato come le operazioni di pulizia presentino una buona efficienza nella rimozione del materiale di diametro superiore al millimetro, ma con maggiore difficoltà riescono a rimuovere il particolato di dimensioni minori: per materiale di dimensioni inferiori a 43 μm solo il 15 % circa del materiale viene raccolto, mentre per quello con dimensione minore a 246 μm ne rimane a terra il 52%.

Dimensioni delle particelle (μm)	Efficacia di rimozione (%)
0 - 40	16
40 - 100	0
100 - 250	48
250 - 850	60
850 - 2000	67
> 2000	79

Tabella 2.14: tassi di rimozione caratteristici delle operazioni di pulizia [Sartor, Boyd, 1972; Pitt, 1979 e 1985]

Il problema si aggrava se si considera che, come già sottolineato in precedenza, la parte maggiore del potenziale inquinante è associata alla frazione più fine dei sedimenti solidi accumulati sulla superficie stradale. Queste particelle sono anche le più pericolose perché possono contaminare molto più facilmente le acque di drenaggio in quanto, per la loro stessa natura, si aggregano fra loro per poi cementarsi.

Si riportano in tabella le efficienze di rimozione di diversi mezzi di pulizia, in funzione del tipo di inquinante asportato [Clark e Cobbins, 1963; Sartor et al., 1972; Pitt, 1979].

Programmi di pulizia al variare delle condizioni di accumulo	Solidi	BOD ₅	COD	Pesticidi	Pb	PO ₄
Spazzatrice ad aspirazione - solidi totali: 5-50 g/m						
1 passaggio	31	24	16	33	40	8
2 passaggi	45	35	22	50	59	12
3 passaggi	53	41	27	59	70	14
Spazzatrice ad aspirazione - solidi totali: 50-280 g/m						
1 passaggio	37	29	21	40	49	12
2 passaggi	51	42	29	59	68	17
3 passaggi	58	47	35	67	76	20
Spazzatrice ad aspirazione - solidi totali: 50-500 g/m						
1 passaggio	48	38	33	57	62	20
2 passaggi	60	50	42	72	79	25
3 passaggi	63	52	44	75	83	26
Programmi di pulizia al variare delle condizioni di accumulo	Solidi	BOD ₅	COD	Pesticidi	Pb	PO ₄
Autobotte per innaffiamento	30	*	*	*	*	*
Spazzatrici dopo un passaggio con autobotte	80	**	**	**	**	**
* stimato 15-40 %; ** stimato 35-100 %						

*Tabella 2.15: efficienza dei mezzi meccanici di pulizia
[Clark e Cobbins, 1963; Sartor et al., 1972; Pitt, 1979]*

Nonostante la scarsa efficienza dei mezzi di pulizia, comunque, un adeguato programma di pulizia in tempo secco è in grado di eliminare notevoli quantità di inquinanti che entrerebbero nella rete fognaria in tempo di pioggia, ingrossando la portata nera iniziale con apporti di acqua che non ha più proprietà diluenti. È bene quindi programmare le operazioni di pulizia che devono essere effettuate con mezzi adeguati.



Figura 2.11: mezzo per la pulizia stradale in Cina

MODELLI QUALITATIVI DI ACCUMULO E

DILAVAMENTO

3.1 INTRODUZIONE

Negli ultimi anni è stata percepita l'importanza dei problemi legati alla qualità delle acque trasportate nelle reti fognarie, all'impatto che esse hanno sull'ambiente e agli eventuali provvedimenti ingegneristici per risolvere tali problematiche. In tale ambito risultano notevolmente utili modelli matematici che permettono di determinare aspetti quantitativi e qualitativi delle acque defluenti in fognatura. Un modello di qualità delle acque di pioggia è una combinazione di procedimenti matematici che sono usati per descrivere la qualità delle acque durante un particolare evento meteorico; un modello, quindi, può essere utilizzato per stimare una concentrazione di sostanze inquinanti originatisi in un bacino urbano e queste stime permettono di prendere decisioni relativamente ai provvedimenti più idonei.

In un modello relativo alla qualità delle acque di pioggia vi sono delle formulazioni matematiche che cercano di replicare tre diversi processi: l'accumulo di sostanze inquinanti (build-up), il loro dilavamento (wash-off) e il trasporto degli stessi. Per descrivere i processi che caratterizzano ogni singola sostanza inquinante possono essere usate varie formulazioni, con diversi livelli di affidabilità. La maggior parte dei modelli utilizza come inquinante indicatore i solidi sospesi totali, ipotizzando che la maggior parte degli inquinanti (nutrienti, metalli pesanti, idrocarburi) siano assorbiti dai solidi sospesi [Akan e Houghtalen, 2003; Hergren et al., 2005; Sartor et al., 1974].

Come più volte sottolineato, l'accumulo degli inquinanti sulla superficie urbana è funzione del tempo secco che precede l'evento meteorico (secondo un legame assunto come lineare o esponenziale dai diversi modelli). Il deposito dipende da vari aspetti: trasporto e deposizione dei sedimenti erosi dagli agenti atmosferici (vento e gelo) o da cause meccaniche (dovute essenzialmente al traffico veicolare); emissioni legate ai veicoli, agli impianti industriali e termici; applicazione di fertilizzanti e pesticidi in prati e altre aree verdi; spargimento delle sostanze antigelo,

Il dilavamento della superficie dipende soprattutto dall'intensità dell'evento meteorico e dalla sua durata, dalla presenza o meno di vegetazione, dalla granulometria, coesione e densità del materiale depositato.

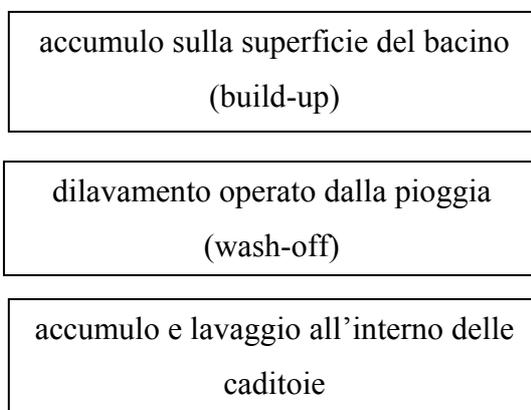
Analizzando i vari fattori che condizionano i due fenomeni, quindi, sono state desunte delle equazioni per valutare, in base alle caratteristiche del bacino di riferimento, l'entità dell'accumulo e del lavaggio, oltre alla propagazione dei deflussi all'interno delle reti fognarie, aspetto che non interessa in questo ambito.

Di seguito si riportano le modellazioni del build-up e del wash-off, così come si trovano in tre codici di calcolo: MOUSE, Infoworks e SWMM.

3.2 IL CODICE DI CALCOLO MOUSE

Il codice di calcolo MOUSE, MOdeling of Urban SEwers, è prodotto dalla Danish Hydraulic Institute e permette di effettuare il calcolo del deflusso delle acque nelle reti di fognatura e di valutarne anche gli aspetti qualitativi. MOUSE appartiene alla categoria dei modelli idraulici definiti fisicamente basati, i quali studiano in dettaglio tutti i fenomeni che influenzano la formazione e il deflusso delle portate; la maggior parte dei parametri presenti in tali modelli ha un significato fisico ben definito e quindi è possibile stimarli con una certa precisione, anche se il loro numero è spesso molto elevato.

In tale contesto ci si limiterà alla descrizione della parte qualitativa riguardante il deflusso superficiale: il modulo *surface runoff quality (SRQ)*, che risulta così composto:



➤ **Build-up**

Durante il periodo secco i sedimenti si accumulano sulla superficie del bacino. Le formule più utilizzate per descrivere tale processo prevedono che l'accumulo avvenga seguendo una legge lineare o esponenziale; nel modello MOUSE sono presenti entrambe le formulazioni:

Funzione di crescita lineare

$$\frac{dM}{dt} = A_C \quad \text{per } M < M_{MAX} \quad (3.1)$$

$$\frac{dM}{dt} = 0 \quad \text{per } M \geq M_{MAX} \quad (3.2)$$

con:

M massa di particelle accumulata al tempo t (kg);

M_{MAX} massa massima accumulabile sull'area (kg);

t tempo (giorni);

A_C tasso di accumulo giornaliero (kg/ha·giorno).

Funzione di crescita esponenziale

$$\frac{dM}{dt} = A_C - D_{REM} \cdot M \quad (3.3)$$

dove D_{REM} è il coefficiente di rimozione (1/giorni); esso rappresenta la rimozione delle particelle dalla superficie ad opera di molteplici fattori quali vento, traffico veicolare, pulizia delle strade, degradazione chimico-fisica, tranne ovviamente l'effetto della pioggia.

La massa di inquinante M accumulatasi sulla superficie del bacino può crescere fino ad un valore limite pari a:

$$M = \frac{A_C}{D_{REM}} \quad (3.4)$$

oltre al quale si avrà un tasso di accrescimento nullo: $\frac{dM}{dt} = 0$.

➤ **Wash-off**

Il lavaggio delle particelle durante un evento di pioggia può essere diviso in due processi:

- erosione per mezzo delle gocce d'acqua;

- erosione per il ruscellamento superficiale.

MOUSE prende in esame solo il primo dei due processi; i parametri che lo influenzano maggiormente sono:

- intensità di pioggia;
- durata della pioggia;
- dimensioni delle gocce;
- tipologia del bacino;
- caratteristiche delle particelle;
- presenza di vegetazione.

Poiché i parametri in gioco non sono facilmente reperibili, il modello adottato risulta semplificato, considerando l'erosione delle particelle d'acqua come una funzione dell'intensità di pioggia e del tasso di distacco giornaliero; l'equazione che descrive il dilavamento dei sedimenti è la seguente:

$$V_{sr} = D_r \cdot \left(\frac{i_r}{i_d} \right)^2 L \cdot W \cdot (1 - \varepsilon) \cdot A_s \quad (3.5)$$

con

V_{sr} volume di sedimenti movimentato dalla pioggia per unità di tempo (m^3/h);

D_r coefficiente di distacco dovuto alla pioggia (m/h);

i_r intensità di pioggia (mm/h);

i_d intensità di pioggia costante (pari $25 \text{ mm}/\text{h}$);

L lunghezza del bacino (m);

W larghezza del bacino (m);

ε porosità dei sedimenti;

A_s frazione di superficie coperta dai sedimenti.

Si nota come il tasso di erosione sia indipendente dalle dimensioni delle particelle; il trasporto delle particelle grossolane è limitato unicamente dalla capacità di trasporto del deflusso superficiale, mentre il trasporto della frazione fine dipende dal tasso di erosione della pioggia e dalla quantità di materiale disponibile sulla superficie del bacino.

Il volume di sedimenti distaccato dalla pioggia viene successivamente trasportato sulla superficie del bacino; tale propagazione avviene in accordo al modulo idrodinamico di runoff superficiale. Senza entrare nello specifico, si ricorda che il modulo di runoff superficiale si basa sull'applicazione di tre differenti modelli, fondati su approcci e schematizzazioni diversi.

I modelli che si possono adottare sono:

- modello A: basato sul metodo della corrivazione o cinematico;
- modello B: basato sulla teoria dell'onda cinematica o del serbatoio non lineare;
- modello C: basato sulla teoria dell'invaso.

I parametri da calibrare hanno un ben preciso significato fisico, ma si può spesso ricorrere a valori di default, non molto distanti da quelli che si otterrebbero mediante calibrazione, come è possibile osservare dalla tabella sottostante (tabella 3.1).

Parametro	Valore di calibrazione	Valore di default
FRAZIONE FINE		
dimensione rappresentativa delle particelle, d_{50} (mm)	0.18	0.10
densità (kg/m^3)	2000	2650
porosità	0.35	0.35
coefficiente di accumulo giornaliero (kg/ha/giorno)	8	50
valore massimo di massa accumulabile (kg/ha)	125	500
funzione di accumulo	lineare	lineare
coefficiente di distacco (m/h)	0.0004	0.0010
FRAZIONE GROSSOLANA		
dimensione rappresentativa delle particelle, d_{50} (mm)	1.0	1.0
densità (kg/m^3)	2000	2650
porosità	0.35	0.35

Tabella 3.1: confronto tra i valori di calibrazione e di default dei parametri del Surface Runoff Quality per il bacino sperimentale del "Fossolo", a Bologna [Artina e Maglionico, 1998]

Parametro essenziale di calibrazione del modulo superficiale è il coefficiente di distacco, la cui entità influenza notevolmente il valore del picco di concentrazione come si può osservare dai grafici sottostanti:

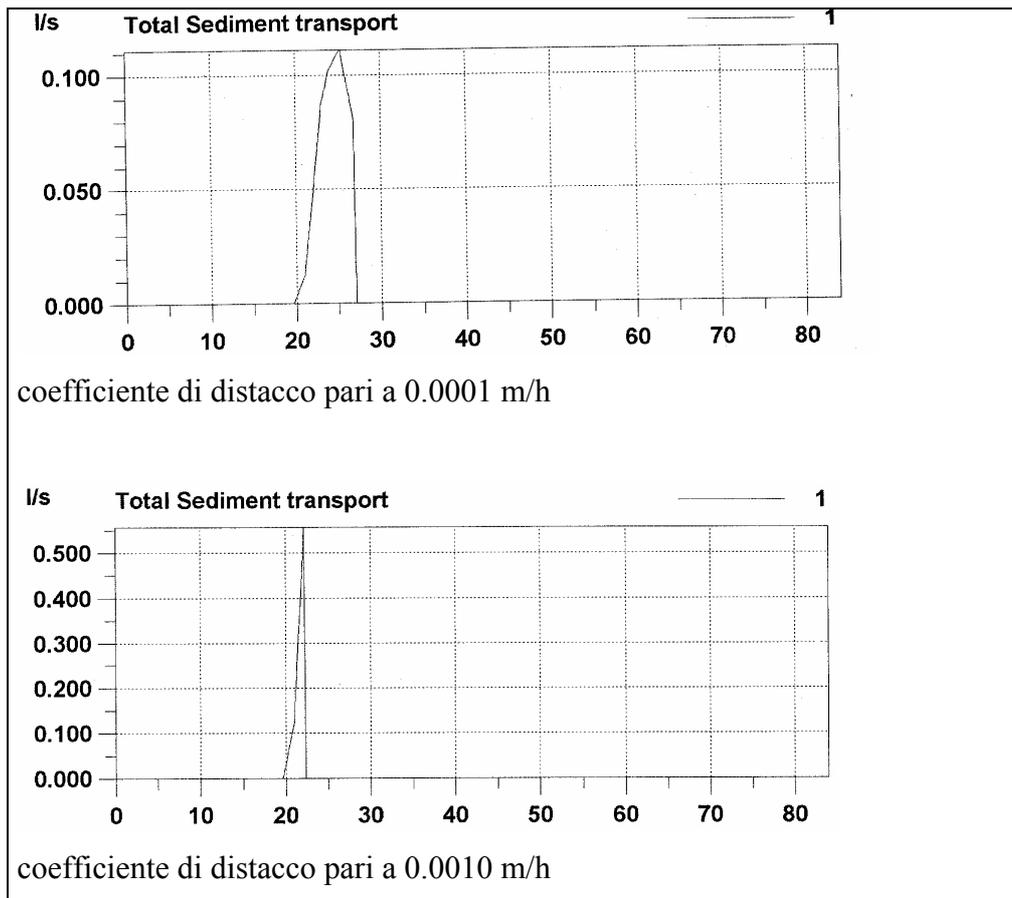


Figura 3.1: trasporto dei sedimenti sulla superficie del bacino adottando diversi valori del coefficiente di distacco [Artina e Maglionico, 1998]

➤ Inquinanti adesi ai sedimenti

La descrizione delle modalità secondo le quali gli inquinanti sono attaccati ai sedimenti è basata sul concetto di PPC (Pollutant Partitioning Concept).

La massa attaccata ad ogni frazione è determinata come:

$$M_{fine} = TP \cdot S_{fine} \cdot FL \quad (3.6)$$

$$M_{coarse} = TP \cdot S_{coarse} \cdot CL \quad (3.7)$$

con:

TP inquinante in grammi per litro di sedimenti bagnati;

M_{fine} carico inquinante attaccato alla frazione fine (kg/s);

M_{coarse} carico inquinante attaccato alla frazione grossolana (kg/s);

S_{fine} trasporto dei sedimenti della frazione fine (m³/s);

S_{coarse} trasporto dei sedimenti della frazione grossolana (m³/s);

FL percentuale del carico totale inquinante attaccato alla frazione fine;

CL percentuale del carico totale inquinante attaccato alla frazione grossolana.

Componente	Sedimento umido (g/l)
COD	250
BOD	60

Tabella 3.2: sostanze attaccate ai sedimenti superficiali [Artina e Maglionico, 1998]

➤ **Accumulo e lavaggio all'interno delle caditoie**

Le caditoie da un lato servono per intrappolare i sedimenti che in tempo secco vi si accumulano senza giungere in fognatura, dall'altro servono allo scopo di prevenire il diffondersi di cattivi odori.

Durante gli eventi meteorici intensi a seconda delle condizioni di flusso che vi si instaurano, è possibile osservare all'interno della caditoia fenomeni sia di erosione sia di deposito.

Il prevalere di un fenomeno anziché dell'altro dipende da numerosi fattori, fra i quali:

- la geometria del manufatto;
- l'altezza dei sedimenti accumulati;
- la loro densità e la granulometria.

Durante il periodo secco, invece, all'interno della caditoia si ha un incremento degli inquinanti disciolti nel liquido, che dipende fondamentalmente da:

- il tipo di inquinante;
- le condizioni biochimiche del liquido;
- la temperatura.

Il modello MOUSE ipotizza che durante gli eventi di pioggia il volume di liquido e di sedimenti presenti all'interno della caditoia rimangono costanti; semplificando quindi si assume che tutti i sedimenti che entrano in caditoia giungano poi in fognatura.

All'interno delle caditoie si considera che l'accumulo dei diversi inquinanti avvenga durante il tempo secco, secondo una legge di accumulo di tipo lineare limitato superiormente. Durante la pioggia si ha l'ingresso in fognatura tenendo presente il mescolamento tra gli inquinanti in arrivo dal deflusso superficiale e quelli già presenti nella caditoia, secondo un'equazione del tipo:

$$c_{out} = \frac{q_i \cdot c_i \cdot dt + V_{caditoia} \cdot C_{caditoia}}{V_{caditoia} + q_i \cdot dt} \quad (3.8)$$

con:

c_i concentrazione inquinante in ingresso;

$C_{caditoia}$ concentrazione inquinante in caditoia;

c_{out} concentrazione inquinante in uscita;

dt passo temporale;

q_i portata in ingresso;

$V_{caditoia}$ volume della caditoia.

Parametro	Componente	
	COD	BOD
Tipo di inquinante		
Concentrazione iniziale (mg/l)	200	20
Coefficiente di accumulo giornaliero (mg/l/giorno)	20	3,5
Valore massimo (mg/l)	400	45

Tabella 3.3: caratteristiche degli inquinanti in caditoia [Artina e Maglionico, 1998]

3.3 IL CODICE DI CALCOLO INFOWORKS

Infoworks è un pacchetto sviluppato dalla Wallingford Software Ltd per la gestione dei sistemi idrici.

Il modello di inquinamento in superficie (“Surface Pollutant Model”) determina l’accumulo e il dilavamento degli inquinanti sulla superficie dei bacini e dei pozzetti; in particolar modo si possono distinguere due modelli:

- il modello di dilavamento (“Washoff Model”) che si occupa dei sedimenti e degli inquinanti che si accumulano durante periodi di tempo secco sulla superficie dei bacini; durante gli eventi meteorici essi vengono dilavati dal deflusso superficiale e condotti sino alle caditoie;
- il modello del pozzetto (“Gully Pot Model”) che si occupa degli inquinanti disciolti accumulati in caditoia in tempo secco; durante gli eventi di pioggia tali sostanze tornano in sospensione e possono essere convogliate sino alla rete fognaria.

Questi due modelli sono totalmente indipendenti tra loro.

➤ **Accumulo di inquinanti sulle superfici drenate**

L'accumulo durante il periodo di tempo secco è considerato dipendente linearmente dal tempo in funzione delle attività antropiche svolte sul bacino; il fattore di accumulo dipende dall'utilizzo del territorio; tuttavia si impone un limite superiore per lassi temporali tendenti all'infinito. Tale equazione è valida solo per i sedimenti, mentre gli inquinanti adesi sono determinati per mezzo di un fattore di potenza moltiplicato per la massa dei sedimenti così calcolata.

$$\frac{dM}{dt} = P_s - K_1 \cdot M \quad (3.9)$$

con

M massa di solidi depositati per unità di superficie (kg/ha);

P_s fattore di accumulo (kg/ha·giorno);

K_1 fattore di decadimento (1/giorno); il valore di default, determinato mediante calibrazioni, è pari a 0.08.

Il limite superiore per la massa dei sedimenti espresso in (kg/ha) è dato da:

$$\frac{P_s}{K_1} \quad (3.10)$$

Il software risolve l'equazione (3.9) secondo i seguenti passi:

- determina il fattore di decadimento;
- determina il fattore di accumulo;
- determina la massa accumulata alla fine del tempo secco.

$$M_o = M_d \cdot e^{-K_1 ND} + \left(\frac{P_s}{K_1} \right) (1 - e^{-K_1 ND}) \quad (3.11)$$

dove:

M_o massa di sedimenti alla fine del tempo secco cioè ad inizio evento (kg/ha);

M_d massa di sedimenti all'inizio del tempo secco, ossia i rimanenti dell'evento pluviometrico precedente (kg/ha);

ND numero di giorni di durata del build-up;

P_s fattore di accumulo superficiale in kg/ha·giorno;

K_1 coefficiente di decadimento o scomparsa in 1/giorno.

➤ **Accumulo di inquinanti nei pozzetti**

In tale fase si considerano unicamente gli inquinanti disciolti e se ne valuta la concentrazione nei pozzetti prima e durante la simulazione; si ipotizza che l'accumulo sia linearmente dipendente dal tempo e influenzato dal tipo di utilizzo del territorio.

L'equazione utilizzata è la seguente:

$$PG_n(0) = \frac{(C + M \cdot ND) \cdot V_{gully}}{1000} \quad (3.12)$$

dove:

$PG_n(0)$ massa del generico inquinante disciolto alla fine del tempo secco, cioè all'inizio della simulazione (kg);

C concentrazione iniziale degli inquinanti (mg/l);

M coefficiente di accumulo lineare (mg/l-giorno);

ND giorni di build-up;

V_{gully} volume pozzetto in m³.

➤ **Calcolo del dilavamento superficiale**

Il modello di dilavamento calcola la variazione nel tempo della concentrazione dei vari inquinanti, per simularne poi il trasporto solido in fognatura.

Il software assume che la portata degli inquinanti in entrata al pozzetto sia proporzionale alla quantità di inquinanti disciolti o in sospensione nelle acque di pioggia presenti sul bacino drenante.

Infoworks calcola:

1. la massa dei sedimenti erosa dalla superficie del bacino e mantenuta in sospensione nell'acqua (TSS, Solidi Sospesi Totali); tale erosione è proporzionale all'intensità di pioggia;
2. la massa di sedimenti dilavati verso la rete di drenaggio;
3. la massa di ciascun inquinante adeso ai sedimenti, proporzionale all'intensità di pioggia.

La massa di inquinante dilavata è funzione dell'intensità di pioggia e della massa presente al suolo:

$$\frac{dM_e}{dt} = K_a \cdot M_r(t) - f(t) \quad (3.13)$$

dove:

$M_e(t)$ massa di inquinante disciolto o in sospensione (kg/ha);
 $M_r(t)$ massa (residuale) di inquinante presente all'istante t sul bacino (kg/ha);
 K_a coefficiente di erosione/dissolvimento che dipende dall'intensità di pioggia.

$$M_e(t) = K \cdot f(t) \quad (3.14)$$

dove:

$M_e(t)$ massa di inquinante disciolto o in sospensione (kg/ha);
 $f(t)$ portata massica di inquinante (kg/ha·s);
 K costante del serbatoio lineare (s) calcolata con la formula di Desbordes.

L'intero studio qualitativo si basa sul comportamento dei solidi sospesi totali TSS, poiché il software assume che ci sia una proporzionalità tra i TSS e gli altri inquinanti, espressa dai fattori di potenzialità in dipendenza dell'intensità di pioggia; inoltre il software assume che i fattori di proporzionalità siano costanti nel tempo durante l'evento.

L'equazione per il calcolo della massa di inquinanti adesi è:

$$f_n(t) = K_{pn}(i) \cdot f_m(t) \quad (3.15)$$

dove:

$f_n(t)$ portata solida specifica dell'inquinante (kg/ha·s);
 $K_{pn}(i)$ fattore di potenza;
 $f_m(t)$ portata solida specifica dei solidi sospesi TSS (kg/ha·s).

Il calcolo del dilavamento superficiale si articola nei seguenti passi:

- **determinazione del fattore di potenzialità** che governa la relazione tra solidi sospesi e gli altri inquinanti ed è funzione dell'intensità di pioggia.

Tipo di superficie	Inquinanti		
	BOD	COD	TKN
No washoff	0	0	0
Residenziale	$K_{pn} = C_1(IMPK - C_2)^{C_3} + C_4$		
Commerciale			
Industriale			
Periferia			
Rurale			

Tabella 3.4: fattori di potenzialità

dove:

$C1$, $C2$, $C3$ e $C4$ sono dei coefficienti definiti in fase di calibrazione e variabili da inquinante a inquinante, nonché funzione dell'uso del suolo.

$IMKP$ è la massima intensità (mm/h) di pioggia caduta in un periodo di 5 minuti nel sotto evento.

▪ **calcolo della massa iniziale di solidi sospesi totali per unità di superficiale**

$$f(0) = \frac{F_m(0)}{C \cdot A_r} \quad (3.16)$$

dove:

$f(0)$ è la portata massica iniziale per unità di superficie impermeabile (kg/ha·s), in genere uguale a zero;

$F_m(0)$ portata dei solidi sospesi TSS all'istante iniziale (kg/s);

C percentuale di area impermeabile;

A_r area sottobacino (ha).

▪ **calcolo della massa iniziale di sedimenti per unità di superficie**

$$M_r(0) = M_0 \quad (3.17)$$

dove:

$M_r(0)$ massa residuale all'inizio dell'evento (kg/ha);

M_0 massa accumulata alla fine del tempo secco (kg/ha).

▪ **calcolo dei parametri del dilavamento**

$$K_a(t) = C_1 i^{C_2} - C_3 \cdot i \quad (3.18)$$

dove:

K_a coefficiente di erosione;

$i(t)$ intensità di pioggia istantanea in mm/h;

C_1 , C_2 e C_3 sono dei coefficienti.

▪ **determinazione della massa specifica residua** presente sulla superficie del bacino, per ogni passo temporale:

$$f(t + dt) = f(t) \cdot e^{\frac{dt}{K}} + (1 - e^{-K_a dt}) \cdot \frac{M_r(t)}{dt} \quad (3.19)$$

dove:

K coefficiente del serbatoio lineare (s), calcolato con la formula di Desbordes;

f portata dei solidi sospesi (kg/ha·s);

K_a coefficiente di erosione.

- **determinazione del deflusso dei solidi sospesi totali per unità di superficie**, per ogni passo temporale:

$$f(t + dt) = f(t) \cdot e^{-\frac{dt}{K}} + (1 - e^{-K_a dt}) \cdot \left(1 - e^{-\frac{dt}{K}}\right) \cdot \frac{M_r(t)}{dt} \quad (3.20)$$

K coefficiente del serbatoio lineare (s), calcolato con la formula di Desbordes;

f portata dei solidi sospesi (kg/ha·s);

K_a coefficiente di erosione.

- **calcolo della portata dei solidi sospesi totali in uscita dai sottobacini**

$$F_m(t) = C \cdot A_r \cdot f(t) \quad (3.21)$$

dove:

$f(t)$ è la portata dei solidi sospesi totali TSS per unità di superficie impermeabile (kg/ha·s);

F_m portata dei solidi sospesi(kg/s);

C percentuale di area impermeabile;

A_r area del sottobacino (ha).

- **calcolo delle portate dei vari inquinanti in uscita dal sottobacino**

$$F_n(t) = K_{pn}(t) \cdot C \cdot A_r \cdot f(t) \quad (3.22)$$

dove:

$F_n(t)$ è la portata massica dell'inquinante adeso (kg/s).

➤ **Lavaggio dei pozzetti (“Gully Pot Flushing”)**

Il modello del pozzetto (“Gully Pot Model”) determina la quantità di inquinanti disciolti presenti nel pozzetto che viene rimessa in sospensione ed entra in circolazione nella rete di drenaggio urbano in seguito all'ingresso della portata di pioggia nel pozzetto stesso. Si ricorda che tale modello è del tutto indipendente da quello relativo al dilavamento superficiale.

Si ipotizza che la massa di inquinanti presente nei pozzetti si misceli completamente con la massa proveniente dal deflusso superficiale; la portata di inquinante risultante dipende quindi dall'ingresso del sistema dovuto al modulo di runoff:

$$P_n = F_n(t + dt) + PG_n(t) \quad (3.23)$$

dove:

P_n è la massa totale di inquinante (kg);

$F_n(t+dt)$ è la portata di inquinante disciolto in ingresso (kg/s);

dt è l'intervallo temporale (s);

PG_n è la massa di inquinante nel pozzetto (kg).

$$F_n(t + dt) = \frac{Q(t + dt)}{\left(Q(t + dt) + \frac{V_{gully}}{dt} \right)} \cdot \frac{P_n}{dt} \quad (3.24)$$

dove $Q(t+dt)$ è il deflusso dalla superficie stradale (m^3/s).

La massa di inquinante nel pozzetto è quindi pari a:

$$PG_n(t + dt) = P_n - F_n(t + dt) \cdot dt \quad (3.25)$$

In realtà nella versione attuale del modello si assume che nessun inquinante disciolto entri nel pozzetto dalla superficie stradale, quindi il termine $F_n(t+dt)$ è assunto pari a zero.

3.4 IL CODICE DI CALCOLO SWMM

Il modello SWMM (EPA Storm Water Management Model), elaborato tra il 1969 e il 1971 da tre gruppi: Metcalf & Eddy, University of Florida e Water Resources Engineers, permette di simulare tramite un modello matematico di tipo deterministico la trasformazione afflussi-deflussi e la qualità delle acque di dilavamento di un bacino urbano. Il modello ha una struttura a "blocchi": il modulo "MET" per l'inserimento e la gestione dei dati meteorologici; il "Runoff Block" per la determinazione del deflusso superficiale sulla superficie urbana; il "Transport Block" per la propagazione all'interno dei condotti fognari delle acque sia nere che bianche in ingresso dalle caditoie. Come per i codici di calcolo descritti precedentemente, anche del modello SWMM interessa la

modellazione dei fenomeni di accumulo degli inquinanti sul bacino durante il tempo secco e il dilavamento da parte della pioggia.

➤ **Accumulo di inquinanti sulle superfici drenate**

L'accumulo dei solidi sul bacino è descritto nel modello SWMM mediante una legge esponenziale come ricordato nella formula seguente:

$$M_a(dt_s) = A \cdot Peim \frac{Accu}{Disp} (1 - e^{-Disp \cdot dt_s}) \quad (3.26)$$

dove:

$M_a(dt_s)$ massa accumulata sulla superficie del bacino (kg);

A area totale del bacino (ha);

$Peim$ frazione di superficie impermeabile;

$Accu$ tasso di accumulo dei solidi (kg/ha·giorno); rappresenta la produzione di solidi dovuti all'erosione delle strade, dei pneumatici, ecc.;

$Disp$ coefficiente di scomparsa (l/giorno); rappresenta la scomparsa delle particelle dovuta al traffico automobilistico, alla degradazione biologica e biochimica (usualmente il suo valore in letteratura è posto pari a 0.08 l/giorno);

dt_s durata del tempo secco antecedente la pioggia (giorni).

Il tasso di accumulo $Accu$ è fortemente legato all'uso del suolo:

Uso del suolo	Tasso di accumulo (kg/ha·giorno)
Zone residenziali altamente abitate	10-25
Zone residenziali scarsamente abitate	5-6
Zone commerciali	15
Zone industriali	35

Tabella 3.5: tasso di accumulo in funzione dell'uso del suolo

➤ **Calcolo del dilavamento**

La modellazione del lavaggio viene invece effettuata con l'integrazione dell'equazione:

$$\frac{dM_a}{dt} = -Arra \cdot P^{wash} \cdot M_a \quad (3.27)$$

dove: M_a massa presente sul bacino nell'istante in cui inizia l'evento (kg);

$Arra$ coefficiente di lavaggio (1/mm); il suo valore usuale in letteratura è circa pari a 0.18 1/mm;

- wash* coefficiente numerico che ha la funzione di far incidere maggiormente l'effetto dell'intensità della pioggia sulla quantità di inquinanti che vengono dilavati (il suo valore è variabile tra 1.5 e 3);
- P* intensità di pioggia netta (mm/h).

A differenza di altri modelli con SWMM è possibile definire la pulizia della strade operata dai mezzi pubblici e la sua efficienza.

➤ Sensibilità dei parametri qualitativi

Il modello mostra una elevata sensibilità al valore del coefficiente di *wash*, che risulta essere il vero parametro di calibrazione, dal momento che fissato il valore del coefficiente di accumulo gli altri parametri risultano essere poco influenti. Per meglio comprendere questo aspetto a titolo di esempio si riporta l'andamento del pollutogramma ottenuto da due simulazioni con diversi valori del coefficiente *wash* (figura 3.2). Si osserva che variando il coefficiente *wash* da 1.6 a 2.6 il valore di concentrazione simulato passa da circa 1500 mg/l a 7000 mg/l.

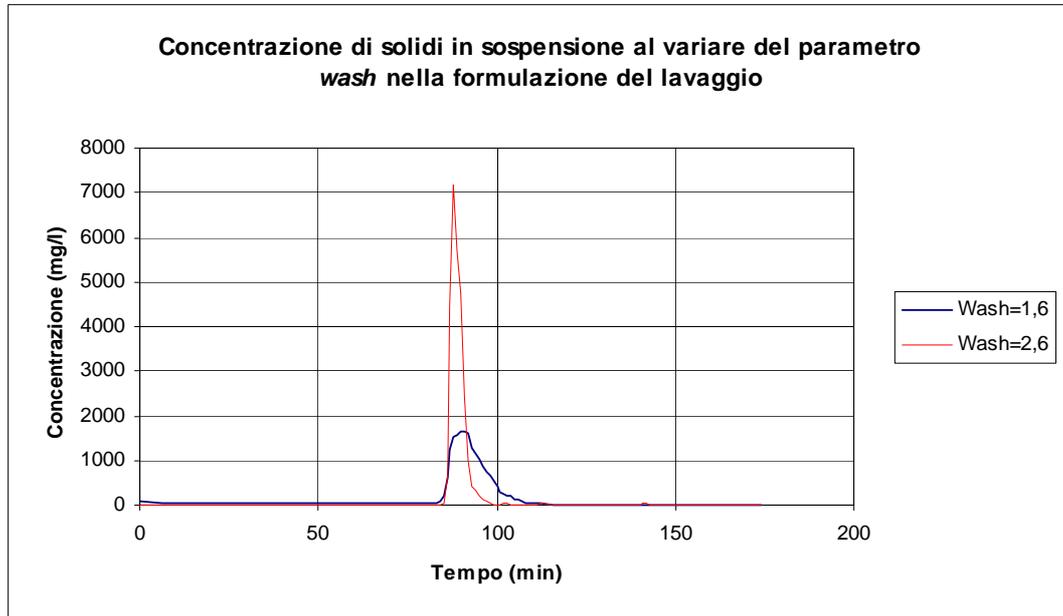


Figura 3.2: sensibilità del modello SWMM al coefficiente di lavaggio [Artina e Maglionico, 1998]

CADITOIE STRADALI

4.1 LE CADITOIE STRADALI

Le caditoie stradali sono i manufatti fondamentali di collegamento tra la sede stradale e le canalizzazioni fognarie miste o pluviali; esse vengono posizionate lateralmente alla sede stradale ed hanno il compito di raccogliere e collettare le acque meteoriche nel sistema fognario. La distanza reciproca tra le caditoie è funzione della superficie che esse sono in grado di drenare; nella città di Bologna, ad esempio il Piano Regolatore prevede una distanza reciproca tra le caditoie di 12.5 m, o meno se sussistono particolari esigenze di funzionamento. Le caditoie devono essere installate in modo tale che la profondità e l'ampiezza della sezione bagnata non creino intralcio al traffico. Innanzitutto si posizionano le caditoie a monte degli incroci stradali e negli avvallamenti delle strade e delle piazze; poi si determina la posizione della prima caditoia di monte e se ne effettua il dimensionamento.

I fattori che determinano la scelta del tipo di caditoia da adottare si basano non solo sulla capacità del manufatto di intercettare la portata che scorre in prossimità della cunetta, ma anche sulla sicurezza dei pedoni e dei mezzi ciclabili, nonché sulla ragionevole previsione di interrimento.

Da un punto di vista costruttivo le caditoie possono essere prefabbricate, in calcestruzzo cementizio o in ghisa, o realizzate direttamente in cantiere.

Una classificazione basata sul comportamento idraulico delle caditoie è la seguente:

- caditoie a salto di fondo con o senza griglia;
- caditoie a feritoia laterale verticale ricavata lungo il cordolo del marciapiede, cosiddetta bocca di lupo;
- caditoie miste, che risultano una combinazione dei due tipi precedenti;
- caditoie di tipo particolare.

Le tipologie di caditoia più utilizzate sono costituite da pozzetti sifonati, con imbocco a griglia o a bocca di lupo (figure 4.1 e 4.2). Le caditoie a salto di fondo scaricano la portata in un pozzetto alla cui sommità è posta una griglia; per motivi di efficienza idraulica le barre dovrebbero essere poste in senso longitudinale, ma dal momento che

tale disposizione può provocare problemi di sicurezza per pedoni e mezzi ciclabili spesso le griglie vengono posizionate con barre disposte trasversalmente. Le caditoie a bocca di lupo sono meno efficienti di quelle a salto, ma meno soggette all'intasamento.



Figura 4.1: caditoie a griglia



Figura 4.2: caditoie a bocca di lupo

Le caditoie a griglia sono installate nella sede stradale in corrispondenza della cunetta formata dal gradino del marciapiede o negli avvallamenti al centro delle strade, mentre le caditoie a bocca di lupo sono ubicate sotto il marciapiede con la bocca di presa realizzata in corrispondenza del gradino (figura 4.3). In entrambi i casi il pozzetto permette la sedimentazione del materiale solido al suo interno. Il collegamento con le tubazioni di raccordo alla rete fognaria è bene che sia sifonato, per evitare esalazioni moleste. Spesso le caditoie si diversificano fra loro per la profondità del pozzetto, variabile da 40 cm ad oltre 1 m, per le dimensioni dell'apertura (60×60 cm, 60×50 cm, 45×45 cm), nonché per il disegno della griglia.

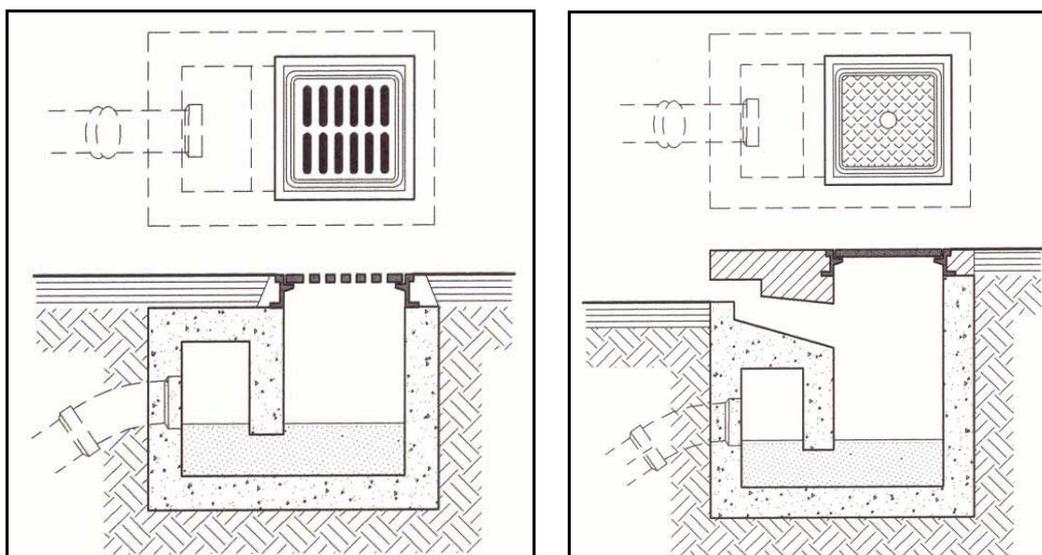


Figura 4.3: esempio di caditoie a griglia e a bocca di lupo con collegamento alla rete fognaria sifonato

In alcuni paesi, come Germania e Stati Uniti, per facilitare le operazioni di pulizia delle caditoie, all'interno di queste si posiziona un cestello metallico perforato, al di sotto della griglia (figura 4.4); questi dispositivi dovrebbero intercettare il materiale di grosse dimensioni, ma il loro utilizzo non ha mostrato un miglioramento significativo della qualità dell'acqua presente in caditoia e richiedono inoltre una manutenzione frequente perché tendono ad intasarsi molto rapidamente.

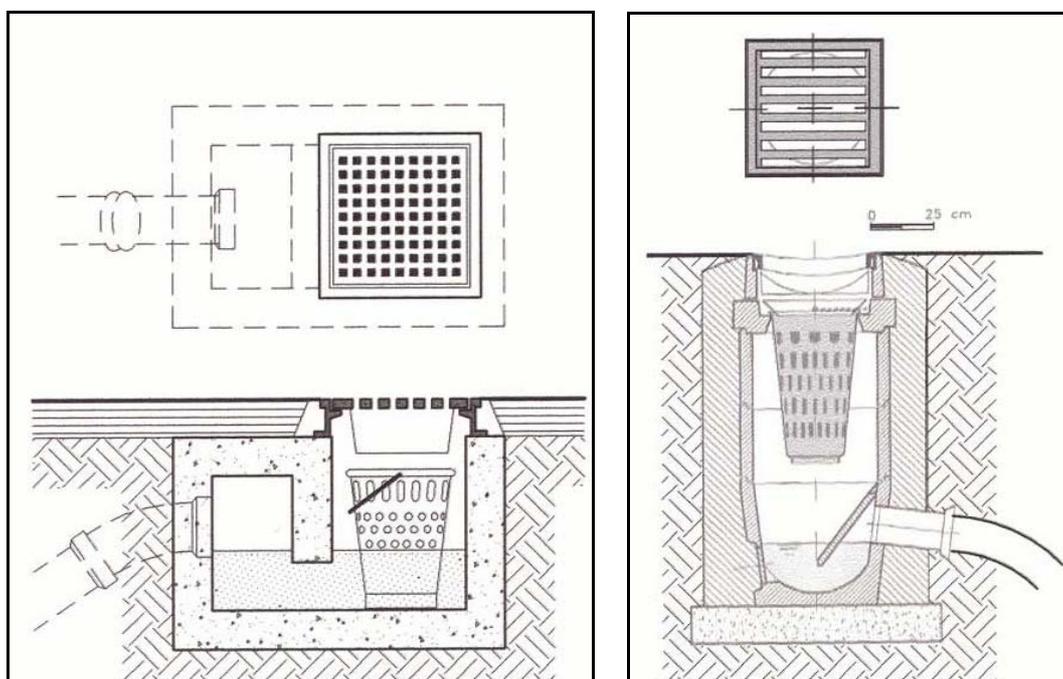


Figura 4.4: esempio di caditoie con cestello

4.2 PROBLEMI IDRAULICI LEGATI ALLE CADITOIE

Il corretto dimensionamento e la periodica manutenzione di questi manufatti sono fondamentali per garantire la buona funzionalità della rete fognaria. Durante gli eventi meteorici le caditoie stradali intercettano le acque di dilavamento della superficie stradale, sulla quale nei periodi di tempo secco si depositano sostanze inquinanti, principalmente solidi sedimentabili (organici o inorganici), oli e metalli pesanti. Tali sostanze in parte si depositano sul fondo del manufatto, in parte rimangono per lungo tempo in sospensione e possono essere inviate nella rete di fognatura; altre volte materiale in precedenza sedimentato viene rimesso in sospensione durante un evento meteorico particolarmente intenso e può raggiungere la rete fognaria. Qui le basse velocità che si registrano durante i periodi secchi possono causare l'accumulo dei solidi sul fondo dei condotti; tale fenomeno, oltre a ridurre la portata effettiva, può creare problemi di odori molesti, corrosione e aggressione biochimica. L'estrazione del materiale dalla fognatura ha un costo elevato, approssimativamente il doppio di quello necessario per rimuovere i solidi dalle caditoie. Per questo motivo molti studiosi ritengono che la principale funzione di tali manufatti sia quella di limitare l'ingresso di solidi all'interno della rete fognaria, riducendo così la probabilità di sedimentazione nei condotti e nei manufatti, nonché l'apporto agli impianti di depurazione ed ai corpi idrici ricettori. Il continuo ingresso di materiale nelle caditoie, però, ne causa un graduale interrimento e la perdita di efficienza idraulica, che porta a fenomeni di allagamento stradale durante eventi di pioggia particolarmente intensi (figura 4.5).



Figura 4.5: allagamento in seguito ad un evento di pioggia particolarmente intenso

Vari studi effettuati per determinare le caratteristiche del materiale accumulatosi sulla sede stradale [Sartor e Boyd, 1972; Ellis e Harrop, 1984; Pratt e Adams, 1981] hanno mostrato come tali sedimenti presentano una granulometria ben assortita, con diametri compresi tra 53 μm e 4 mm. Come detto precedentemente non tutto il materiale presente sulla superficie urbana raggiunge le caditoie; durante il dilavamento, infatti, gioca un ruolo fondamentale la capacità dell'acqua di trasportare i solidi.

Il carico inquinante associato alle particelle è particolarmente elevato per quelle più fini, che impiegano tempi molto lunghi per depositarsi sul fondo e quindi più facilmente raggiungono la rete fognaria. Analisi dettagliate hanno mostrato come il 70 % dei metalli sia connesso alle particelle di diametro inferiore a 100 μm , frazione che rappresenta meno del 15 % della massa totale di solidi accumulatisi sulle strade [Ellis e Revitt, 1982]. Se ne deduce quindi come l'efficienza di tali manufatti sia strettamente legata alla frequenza con la quale si interviene su di essi mediante operazioni di pulizia. Ciò nonostante nel nostro Paese non vi è una pianificazione per mantenere in buone condizioni di funzionamento tali opere.

4.2.1 Materiale accumulato all'interno delle caditoie

Studi pregressi effettuati sulla qualità del materiale presente all'interno delle caditoie ne hanno mostrato l'elevata tossicità, come si osserva dai dati riportati in tabella [R. Fasanella, 2002].

Parametro	Risultato
pH [unità pH]	7.03
Conducibilità elettrica a 20°C [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	426
Nitrati [mg/kg s.s.]	19.9
Solfati [mg/kg s.s.]	165
Cloruri [mg/kg s.s.]	8.07
Cadmio [mg/kg s.s.]	0,588
Piombo [mg/kg s.s.]	283
Nichel [mg/kg s.s.]	31.7
Rame [mg/kg s.s.]	122
Zinco [mg/kg s.s.]	612

Tabella 4.1: analisi del materiale presente in caditoia [R. Fasanella, 2002]

Per poter esprimere un giudizio sull'abbondanza dei singoli inquinanti sono state confrontate le concentrazioni dei metalli con i valori proposti dalla statunitense EPA (*Environmental Protection Agency*), giudicati "pericolosi" per la vita acquatica e per i processi di bioaccumulo.

Parametri chimico-fisici	Np	Mp	Hp	Caditoia
Nichel [mg/kg s.s. Ni]	<20	20÷50	>50	31.7
Piombo [mg/kg s.s. Pb]	<40	40÷60	>60	283
Zinco [mg/kg s.s. Zn]	<90	90÷200	>200	612
Rame [mg/kg s.s. Cu]	<25	25÷50	>500	122

Np: "non inquinato"; Mp: "moderatamente inquinato"; Hp: "molto inquinato"

Tabella 4.2: confronto fra i risultati della caditoia e i limiti della U. S. EPA [R. Fasanella, 2002]

Recenti studi sono stati condotti nella città di Bologna [Visicale, 2003] al fine di verificare l'importanza dell'inquinamento urbano nel quadro globale dei deflussi urbani in tempo di pioggia; in tale ambito sono state effettuate delle indagini sul campo per quanto riguarda le caditoie stradali e, in particolar modo, sono state eseguite delle analisi granulometriche del materiale presente al loro interno. Sono state selezionate 4 caditoie, tre a griglia e una a bocca di lupo (caditoia numero 3); è stato prelevato il materiale all'interno e, una volta essiccato, ne è stata determinata la granulometria mediante setacciatura, per la frazione con diametro superiore a 75 μm , mediante un'analisi al laser per le particelle più fini (diametro < 75 μm). In tabella si riportano i risultati ottenuti.

D [μm]	Rifiuto in %			
	Caditoia 1	Caditoia 2	Caditoia 3	Caditoia 4
>2000	34.71	66.81	21.50	30.48
2000-1000	9.66	8.75	8.29	10.10
1000-500	13.25	5.94	15.11	13.45
500-300	11.89	6.56	18.88	12.20
300-150	16.76	6.46	25.18	23.31
150-75	13.74	5.47	11.05	10.46

Tabella 4.3: granulometria della frazione di materiale prelevato da 4 caditoie situate nella città di Bologna con diametro superiore a 75 μm [Visicale, 2003]

Le curve granulometriche del materiale di dimensioni superiori ai 75 μm (figura 4.6) appaiono abbastanza distese; ciò significa che il materiale è ben assortito.

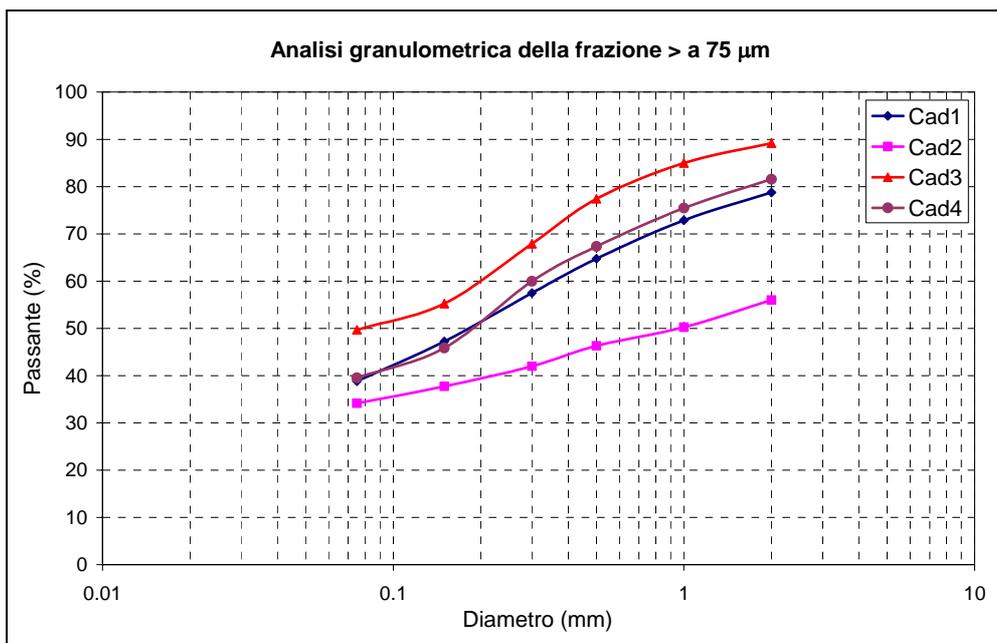


Figura 4.6: granulometria della frazione di materiale prelevato da 4 caditoie situate nella città di Bologna con diametro superiore a 75 μm [Visicale, 2003]

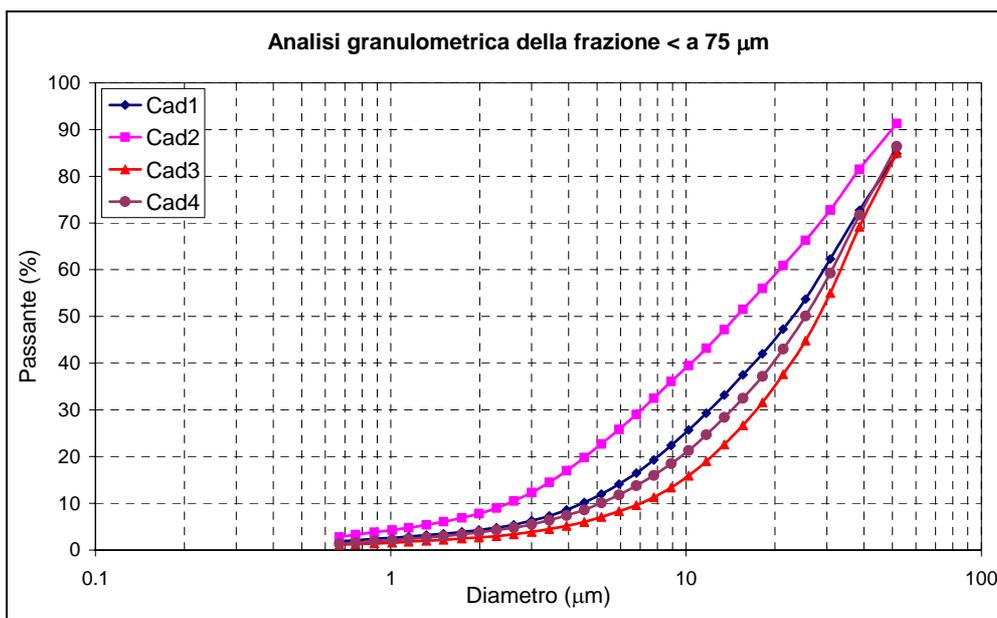


Figura 4.7: granulometria della frazione di materiale prelevato da 4 caditoie situate nella città di Bologna con diametro inferiore a 75 μm [Visicale, 2003]

4.2.2 Analisi del fenomeno dell'interrimento

L'incremento dei materiali all'interno delle caditoie riduce la luce al di sotto del setto del sifone del pozzetto; una successione di eventi meteorici dà quindi origine ad un graduale incremento nel volume di materiale depositato nel pozzetto e, quindi, ad una progressiva diminuzione del rimanente volume disponibile che continua fino al punto di

completa occlusione della caditoia: il manufatto si considera completamente ostruito quando l'altezza di sedimenti sul letto è pari a 80-90% della luce sotto il setto [G. Silvagni, F. Volpi, 2002].

Il tempo di interrimento del pozzetto è funzione del numero di eventi pluviometrici indipendenti e dei fattori che determinano l'accumulo del materiale solido sul bacino (urbanizzazione, traffico veicolare, presenza di zone verdi non attrezzate). Silvagni e Volpi hanno realizzato un modello per stimare il volume medio di materiale che si accumula in caditoia in seguito ad un evento meteorico e quindi i tempi di interrimento. Il modello permette, tarati i parametri per le varie zone, di attuare un piano di gestione e manutenzione della rete di drenaggio urbano, per distribuire in maniera uniforme sul territorio interventi periodici al fine di eliminare i rischi indotti dalla perdita di efficienza delle caditoie stradali [G. Silvagni et al., 2000].

Per un bacino di 0,25 ha, applicazioni del modello hanno mostrato che il tempo di interrimento di una comune caditoia è generalmente inferiore ad un anno e si riduce anche a tre mesi in zone industriali con una percentuale di superficie impermeabile pari a 0.9 [G. Silvagni, F. Volpi, 2002].

Tipologia urbana	% impermeabile	T interrimento
Zone residenziali densamente abitate	0,8	6 mesi
	0,9	5 mesi
Zone residenziali scarsamente abitate	0,3	52 mesi
	0,6	26 mesi
Zone commerciali	0,6	10 mesi
	0,8	8 mesi
	0,9	6 mesi
Zone industriali	0,3	9 mesi
	0,6	4 mesi
	0,8	3 mesi
	0,9	3 mesi

Tabella 4.4: tempo di interrimento in funzione della tipologia urbana e della percentuale di aree impermeabili in un bacino di 0,25 ha [G. Silvagni, F. Volpi, 2002]

L'esame del contenuto nelle caditoie mostra, negli strati sottostanti la parte liquida, l'esistenza diffusa di un letto di sedimenti che consiste di particolato, solidi inorganici con ricche quantità di sostanza organica e materia non particolata di più ampie dimensioni mescolata a liquido interstiziale [D. Butler et al., 1995]. Analisi condotte su campioni prelevati da caditoie hanno permesso di determinare la granulometria del materiale presente all'interno, come si osserva in figura.

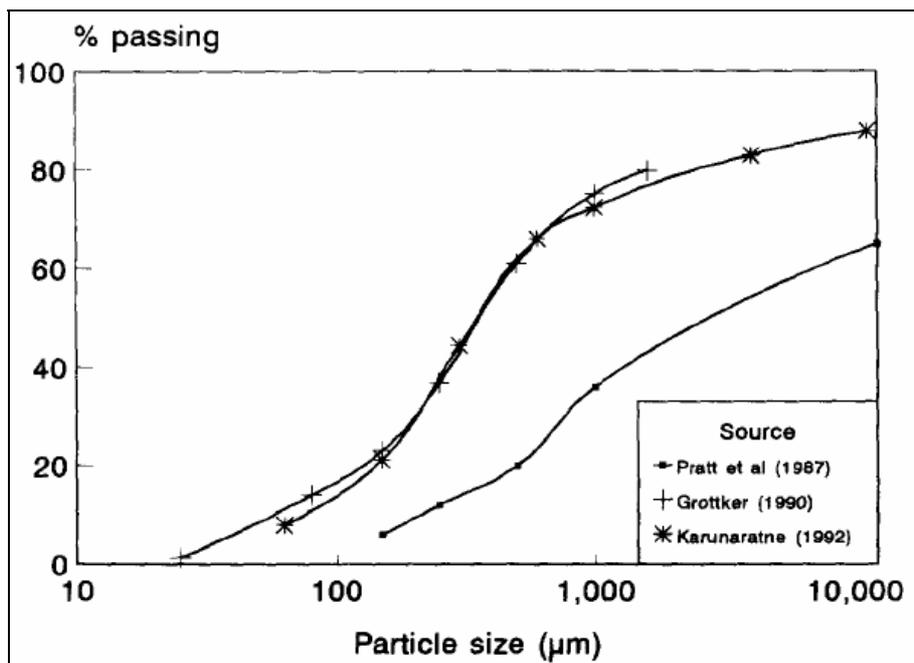


Figura 4.8: distribuzione delle particelle presenti nel letto di sedimenti

I dati di Grottker (1990) desunti analizzando l'intera quantità di materiale presente in otto caditoie a Hannover, in Germania, mostrano che circa il 20% della massa del materiale presente sul fondo è particolato di dimensioni superiori a 1.0 mm e meno del 20% è inferiore a 0.1 mm, con un diametro medio pari a 350 µm (figura 4.8).

L'accumulo di materiale solido all'interno dei manufatti avviene teoricamente solo durante gli eventi meteorici, con l'ingresso all'interno della caditoia di acqua di dilavamento, carica di materiale solido. Dalle osservazioni, però, risulta evidente che l'accumulo può avvenire anche in tempo secco. L'accumulo di materiale osservato su 130 caditoie in diverse località inglesi [Butler e Clark, 1993; Butler et al., 1993] ha mostrato come anche in assenza di precipitazioni durante il periodo precedente vi sia un aumento della profondità del letto di sedimenti (figura 4.9). Possibili meccanismi di trasporto sono: vento e vibrazioni indotte dal passaggio di veicoli, pulizia delle strade e scarico deliberato di rifiuti.

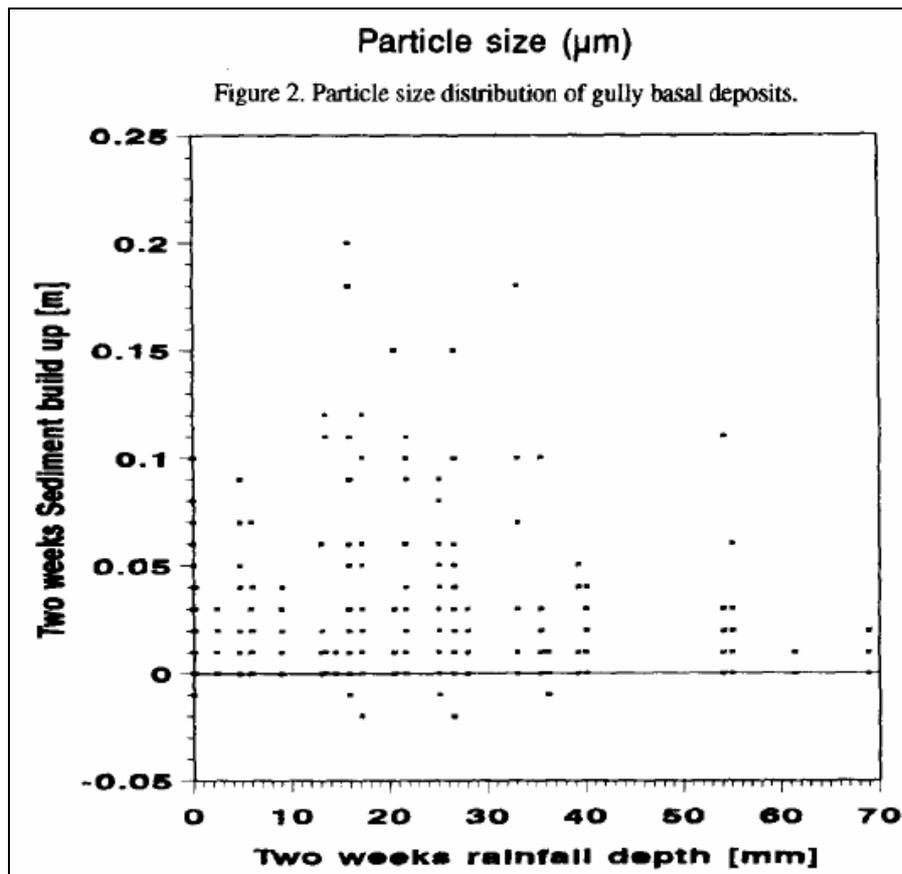


Figura 4.9: accumulo in caditoia in funzione dell'altezza di pioggia [Butler e Clark, 1993, Butler et al., 1993]

Il tasso di crescita valutato dagli studi di Butler e Clark risultò compreso tra 14 e 24 mm/mese; nei periodi autunnali si può verificare un'accelerazione dell'accumulo, probabilmente causato dalla caduta delle foglie o di altra vegetazione.

4.3 COMPORTAMENTO DELLE CADITOIE IN TEMPO ASCIUTTO E IN TEMPO DI PIOGGIA

Le caditoie presentano comportamenti diversi in tempo secco e durante gli eventi meteorici. Dopo un evento meteorico, esauritasi la portata in ingresso, le condizioni all'interno del manufatto diventano quiescenti e i sedimenti in sospensione che non sono stati scaricati in fognatura a poco a poco sedimentano sul fondo; il tempo di sedimentazione è funzione delle dimensioni dei grani, del loro peso specifico, della temperatura dell'acqua e del tempo che intercorre tra due eventi meteorici. La concentrazione dei solidi sospesi all'interno delle caditoie durante i periodi di tempo

secco è molto variabile, come osservato da Mance e Harman (1978), i quali, durante studi effettuati sul deflusso superficiale in ambito urbano, hanno rilevato una concentrazione media dei solidi sospesi pari a 70.7 mg/l, con un massimo di 1032 mg/l. Fletcher e Pratt (1981) durante studi simili osservarono concentrazioni massime pari a 455 mg/l, con un valor medio di 31.2 mg/l.

Durante i periodi di tempo secco all'interno delle caditoie avvengono reazioni chimiche che riducono maggiormente la qualità dell'acqua. In particolar modo alcuni studiosi [Fletcher et al., 1978] hanno osservato che, in assenza di eventi meteorici, i livelli di ossigeno disciolto (DO) precipitano rapidamente a zero in un periodo da 4 a 7 giorni e ciò causa condizioni anossiche e una degradazione anaerobica del fondo di sedimenti. Inoltre si è notato che la concentrazione di BOD e di COD tende ad aumentare, in particolar modo nei periodi estivi, dando luogo alla formazione di odori sgradevoli. Anche i livelli di ammonio (NH₄-N) tendono a crescere tanto più lunghi sono gli intervalli di tempo che intercorrono tra un evento meteorico e il successivo [Mance e Harman, 1978]. Inoltre sono stati proposti alcuni modelli che permettono di determinare la variazione delle concentrazioni di COD, DO e ammonio, per prevedere la riduzione della qualità dell'acqua in caditoia [Butler e Memon, 2002]. Se ne deduce quindi che la capacità delle caditoie di trattenere il materiale solido e le sostanze inquinanti ad esso legate è positiva solo se si interviene su tali manufatti mediante frequenti operazioni di pulizia.

Durante gli eventi meteorici la portata che defluisce sulla superficie impermeabile entra in caditoia attraverso le grate o la bocca di lupo e tende a cadere verticalmente, impattando la superficie di liquido contenuto all'interno. Questo fenomeno causa una forte turbolenza, soprattutto in prossimità della superficie d'acqua, e parte del materiale solido in ingresso può essere inviato alla fognatura; altro materiale invece tenderà a depositarsi ma durante la prima fase della precipitazione vi è maggiore probabilità che parte dei solidi vadano nuovamente in sospensione. Le sostanze inquinanti presenti nel pozzetto, quindi, vengono smosse e possono essere convogliate verso i condotti fognari, che saranno quindi interessati da un notevole incremento del carico inquinante. Test condotti in laboratorio [Fletcher e Pratt, 1981] hanno stabilito che la concentrazione che caratterizza l'effluente diminuisce esponenzialmente (formula 4.1):

$$C_t = C_0 \exp\left\{\frac{-tQP}{100V}\right\} \quad (4.1)$$

dove: C_t = concentrazione dei solidi disciolti in uscita;

C_0 = concentrazione iniziale dei solidi sospesi nel liquido in caduta;

t = tempo;

Q = portata (l/s);

V = volume della caditoia (l);

P = percentuale di liquido rimescolato all'interno del pozzetto:

se $Q < 0.12$ l/s $\rightarrow P = 664Q + 1.97$;

se $Q > 0.12$ l/s $\rightarrow P = 100$.

La figura 4.10 riporta i risultati ottenuti per una caditoia inglese standard e con portate pari a 0.5 l/s; nel grafico t_r rappresenta il tempo di ritenzione teorico del manufatto in esame. L'andamento teorico si adatta bene all'andamento della concentrazione che si ha allo scarico di un reattore completamente miscelato ($n = 1$).

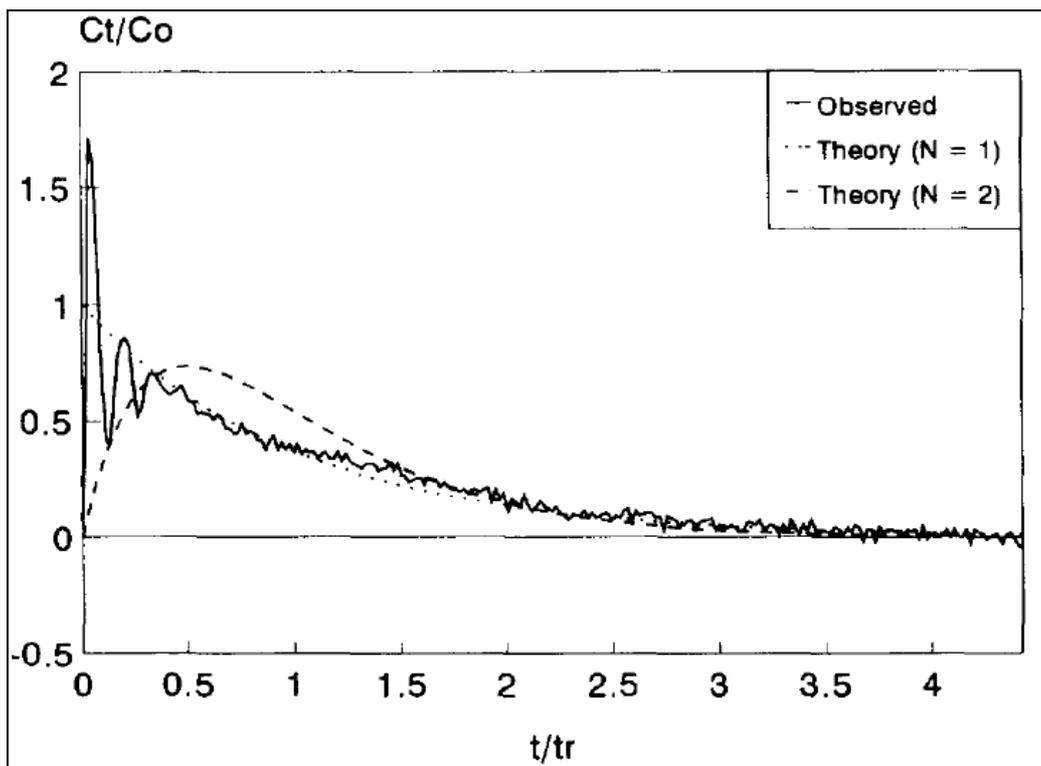


Figura 4.10: concentrazione di solidi disciolti nell'efflusso da una caditoia [Fletcher e Pratt, 1981]

Simulazioni matematiche hanno comunque mostrato che la massa liquida contenuta nella caditoia viene raramente completamente scaricata e solo il 50-70 % viene riversato in fognatura. Questi liquidi sono stati stimati responsabili mediamente dell'11 % dei

solidi sospesi, del 21 % dei solidi disciolti, del 14 % del BOD, del 21 % del COD, del 24 % dell'Azoto, con i contributi più elevati registrati dopo un antecedente periodo asciutto di 10 giorni [Fletcher e Pratt, 1981].

Studi più recenti [Ashley e Crabtree, 1992] sono stati eseguiti al fine di determinare come gli inquinanti vengano rimossi dalle caditoie e convogliati alla rete fognaria. La frazione volatile risultò massima allo scarico all'inizio della precipitazione (80 %) per poi diminuire fino al 12 %. Per ciò che riguarda i singoli contributi inquinanti è emerso quanto segue:

- i livelli di COD, indipendenti dal periodo di tempo secco antecedente, sono risultati funzione dell'intensità di pioggia e dell'uso del suolo;
- i livelli di BOD e NH₄-N erano bassi, rispettivamente inferiore a 25 mg/l e a 1 mg/l;
- i metalli in soluzione mostrarono un contributo rilevante fin dai primi istanti di pioggia, provenendo dal liquame presente nel pozzetto e negli interstizi fra i sedimenti.

EFFICIENZA DELLE CADITOIE: STUDI PREGRESSI

5.1 INTRODUZIONE

Le caditoie sono da anni studiate soprattutto in riferimento alle caratteristiche qualitative del liquame al loro interno; è opinione oramai consolidata, infatti, che questi manufatti abbiano la funzione di trattenere il materiale solido intercettato durante le piogge, per evitare accumuli solidi in caditoia che possono provocare problemi di natura idraulica e non solo. Ogniqualevolta l'acqua di dilavamento entra in caditoia, però, si mescola con quella già presente all'interno, caratterizzata da un carico inquinante particolarmente elevato. Inoltre, come precedentemente esposto, la risospensione di parte di materiale precedentemente sedimentatosi ne può provocare il trasporto fino in fognatura; quindi sostanze inquinanti legate a solidi precedentemente intercettati durante una precipitazione possono essere inviati alla rete fognaria durante eventi successivi.

Dal momento che gli inquinanti si legano alle particelle granulari appare importante cercare di comprendere il funzionamento delle caditoie e la loro capacità di intercettare e trattenere materiale e quali sono le variabili che maggiormente ne influenzano l'efficienza.

Studi di questo tipo sono stati condotti nel 1995 da Butler e Karunaratne, mediante prove di laboratorio; gli esperimenti hanno portato alla formulazione di una equazione che permette di determinare l'efficienza di una caditoia in funzione della portata in ingresso, del peso specifico del materiale trasportato dall'acqua e delle caratteristiche geometriche del manufatto stesso.

In questo capitolo verranno riportate a grandi linee le esperienze effettuate dai due ricercatori e le conclusioni che ne sono derivate.

5.2 CARATTERISTICHE DELLA PORTATA E DEL MATERIALE SOLIDO IN INGRESSO

I solidi in ingresso alle caditoie giungono prevalentemente dal dilavamento della superficie urbana durante le precipitazioni; altri possibili meccanismi includono l'azione del vento e le turbolenze e vibrazioni prodotte dai veicoli. Ellis e Harrop (1984) hanno osservato che la maggior parte dei rifiuti organici sono trasportati dal vento, mentre Butler and Clark (1993) sono giunti alla conclusione che anche operazioni di pulizia della sede stradale poco frequenti possono favorire l'ingresso di materiale nei pozzetti.

Diversi studi sono stati svolti per determinare la granulometria dei solidi in ingresso alle caditoie (figura 5.1); i risultati mostrano che il diametro medio, d_{50} , è inferiore a 500 μm , ma più del 30% di sedimenti presenta dimensioni superiori al millimetro. Per ciò che riguarda il peso specifico Chebbo et al. (1990) hanno osservato che esso tende ad essere maggiore di 2.4 per particelle con diametro compreso tra 100-250 μm e tende poi a diminuire all'aumentare delle dimensioni. Durante uno studio sul materiale di accumulo sulla superficie urbana Butler ed altri (1992) hanno determinato una variazione del peso specifico delle particelle tra 1.89 e 2.78 (valore medio 2.35), ma senza un chiaro legame con le dimensioni dei sedimenti. La frazione organica presente tra i sedimenti è solitamente compresa tra il 10 e il 20 % e ha una densità relativa che varia fra 2.10 e 2.51 (Butler et al., 1992). Molti autori (Chebbo, 1992; Michelbach e Wöhrle, 1992; Stahre e Urbonas, 1990) hanno osservato che le particelle più grossolane hanno un maggior contenuto di frazione organica.

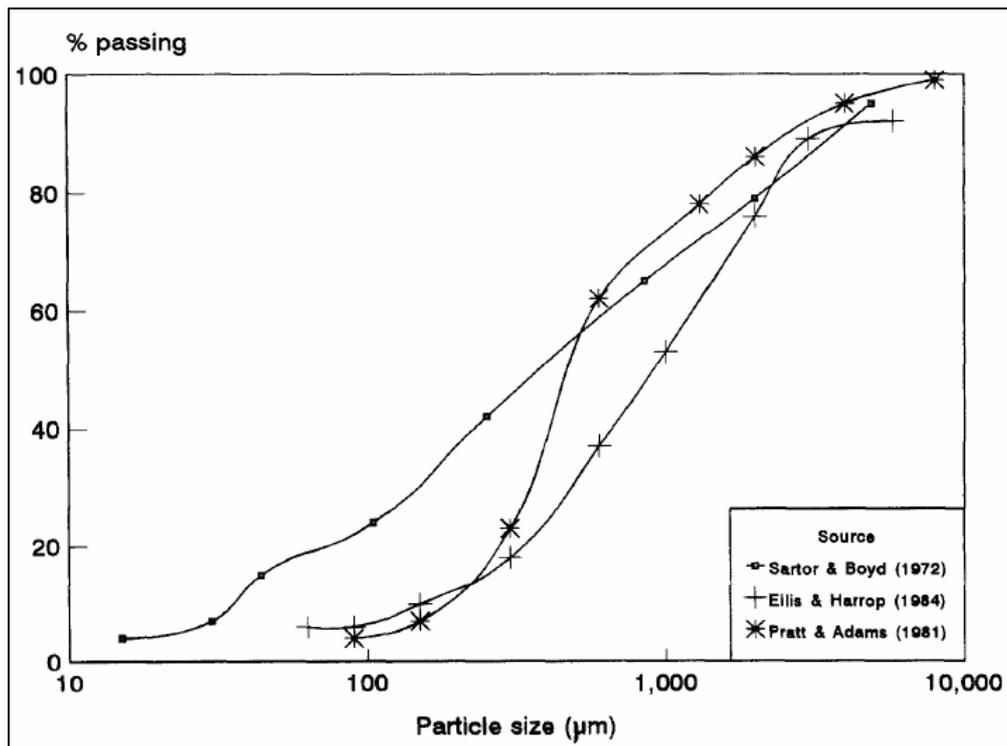


Figura 5.1: distribuzione delle particelle solide in ingresso alla caditoia

L'intensità della portata in arrivo dipende principalmente dall'intensità dell'evento meteorico e dal bacino drenato. Gli studi condotti in Inghilterra hanno determinato l'estensione media della superficie drenata da una singola caditoia pari a 214 m^2 , ma con un range molto esteso, da 7 a 643 m^2 [Butler e Clark, 1993]. Su un'area di tali dimensioni, ad esempio, una precipitazione di 25 mm/h produce una portata di circa 1 l/s ; ovviamente se la superficie drenata è inferiore, a parità di altezza di pioggia l'intensità del deflusso risulterà maggiore. È chiaro quindi come questo ragionamento debba essere applicato caso per caso.

5.3 STUDI IN LABORATORIO E RICERCHE IN CAMPO

➤ Studi in laboratorio

In Inghilterra, Fletcher ed altri (1978) e Fletcher e Pratt (1981) hanno studiato la capacità di trattenere materiale solido delle caditoie, mediante prove condotte in laboratorio su un manufatto con pozzetto sifonato e all'interno un letto di sedimenti di 50 mm di spessore. Hanno osservato che la rimozione dipendeva dalla portata dell'acqua, dalla profondità del materiale accumulato sul fondo e dalla massa di

sedimento disponibile per la rimozione. Dalle prove effettuate con portate fino a 1 l/s, è risultato soltanto un picco di solidi in uscita pari allo 0.2 % del sedimento basale disponibile per il rilascio. Quantitativamente la concentrazione C_t dei solidi sospesi al tempo t risulta essere:

- per $0 \leq t \leq M_e/K$:

$$C_t = \frac{K}{Q} \left[1 - \exp \left(-\frac{t \cdot Q}{V} \right) \right] \quad (5.1)$$

- per $M_e/K \leq t \leq \infty$:

$$C_t = \frac{K}{Q} \left[1 - \exp \left(-\frac{M_e \cdot Q}{K \cdot V} \right) \right] \cdot \exp \left[\frac{-t \cdot Q}{V} + \frac{-M_e \cdot Q}{K \cdot V} \right] \quad (5.2)$$

dove M_e è la massa di solidi erosi, K è il tasso di erosione, Q la portata e V il volume del liquame presente in caditoia.

Tuttavia gli autori di tali espressioni non hanno fornito alcuna definizione del materiale disponibile per il rilascio.

Altri autori [Wada et al., 1987] hanno determinato sperimentalmente il tasso di accumulo e la massa di solidi erosi:

$$K = (1.78Q + 0.22)M_t \quad (5.3)$$

$$M_e = (57.1Q + 0.83)M_t \quad (5.4)$$

con M_t massa totale del sedimento basale.

Risultati ottenuti mediante un modello di simulazione indicano che per la maggior parte degli eventi meteorici il contributo fornito dai solidi sospesi deriva principalmente dal materiale in sospensione più che dalla risospensione dei sedimenti del fondo (Fletcher e Pratt, 1981).

➤ **Ricerche in campo**

Le ricerche effettuate in campo negli Stati Uniti da Sartor e da Boyd (1972) tendono a confermare gli studi di laboratorio ed ad affermare che virtualmente tutte le particelle di diametro superiore a 246 μm vengono intercettate e bloccate.

Pratt ed altri (1986, 1987) hanno studiato le concentrazioni nei solidi in ingresso e in uscita a tre caditoie durante eventi meteorici sia naturali sia simulati; le alte concentrazioni dei solidi in arrivo riducevano il contributo sulle concentrazioni in uscita

del materiale presente sul fondo del pozzetto. I ricercatori giunsero alla conclusione che per comprendere il funzionamento delle caditoie conveniva utilizzare un metodo probabilistico anziché uno deterministico.

Per Morrison ed altri (1988), invece, i solidi presenti sul fondo della caditoia possono essere rimossi solo durante eventi meteorici caratterizzati da notevole intensità e durata. È stato osservato infatti che portate di 4.5 l/s in ingresso ad una caditoia di capacità pari a 40 l causano una concentrazione dei solidi sospesi in uscita di 2145 mg/l; si verifica quindi in questi casi una significativa erosione del materiale basale. Pare invece che i sedimenti non vengano smossi per gli eventi meteorici poco intensi, durante i quali la concentrazione dei solidi in uscita risulta essere bassa.

5.4 DETERMINAZIONE DELL'EFFICIENZA DELLE CADITOIE

Durante un evento meteorico l'acqua entra in caditoia attraverso una griglia posta a livello stradale e cade con una velocità superiore ai 5 m/s, impattando la superficie del liquame presente all'interno del manufatto, inducendo un'elevata turbolenza. Fletcher e Pratt (1981) osservarono tramite test con tracciante che il regime idraulico di una caditoia si può assimilare a quello di un reattore completamente miscelato; quindi il bilancio di massa può essere scritto come:

$$M_i = M_0 + M_s - M_e \quad (5.5)$$

M_i massa di solidi in ingresso;

M_0 massa di solidi in uscita;

M_s massa di solidi sedimentati;

M_e massa di solidi erosi.

Se h è la profondità del letto di sedimenti dalla superficie dell'acqua, il tempo necessario per una singola particella per sedimentare sul fondo è pari ad h/v_s , con v_s velocità di sedimentazione. Indicando con V il volume d'acqua presente in caditoia e con X la concentrazione delle particelle monogranulari:

$$M_s = \frac{V \cdot X \cdot t}{(h/v_s)} \quad (5.6)$$

Trascurando la massa dei solidi erosi si ottiene:

$$Q \cdot X_i \cdot t = Q \cdot X_i \cdot t + \frac{V \cdot X \cdot t}{(h/v_s)} \quad (5.7)$$

con X_i concentrazione delle particelle monogranulari che caratterizza la portata in ingresso alla caditoia.

Ponendo l'efficienza della caditoia eff pari a $(X_i - X)/X_i$, si ottiene:

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{Q \cdot h}{V \cdot w_s}} \quad (5.8)$$

La velocità di sedimentazione in condizioni quiescenti con il numero di Reynolds delle particelle inferiore a 0.2 è data dalla legge di Stokes ed è funzione del diametro D della particella, del suo peso specifico S e della viscosità cinematica dell'acqua ν :

$$w_s = \frac{g \cdot D^2 \cdot (S - 1)}{18\nu} \quad (5.9)$$

Poiché le condizioni all'interno della caditoia non sono quiescenti, la legge di Stokes tende a sovrastimare la velocità di sedimentazione per la presenza di turbolenza che si verifica in prossimità degli angoli; per questo motivo la velocità ottenuta con tale formula viene ridotta con un coefficiente moltiplicativo α assunto da Butler pari a 0.6.

Sostituendo si ottiene:

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{18 \cdot Q \cdot \nu}{A \cdot g \cdot D^2 \cdot (S - 1)}} \quad (5.10)$$

con A superficie della caditoia.

Le prove condotte da Butler furono eseguite utilizzando materiale sabbioso e con campioni monogranulari dalle caratteristiche riportate nel seguente prospetto (tabella 5.1).

Tipo	Range di diametro (μm)	D_{50} (μm)	S
1	63-100	68	2.60
2	100-150	114	2.57
3	150-300	230	2.62
4	300-600	421	2.65

Tabella 5.1: caratteristiche campioni utilizzati [Butler e Karunaratne, 1995]

Mediante l'uso di questi campioni è stato simulato il dilavamento del materiale presente sulla sede stradale con concentrazioni dei solidi variabile tra 20-300 mg/l. Le singole prove vennero svolte a portata costante con un valore massimo di 1.5 l/s, equivalente ad una pioggia di 27 mm/h data la superficie drenata di riferimento. Il manufatto utilizzato negli esperimenti era una caditoia standard inglese, sifonata, con diametro nominale di 450 mm e profondità variabile tra 600 mm in periferia e 625 mm al centro. Per simulare il materiale accumulato all'interno del pozzetto si utilizzò un fondo mobile.

➤ **Sedimentazione**

Dalle prove effettuate venne osservato che con una portata in arrivo costante e con campioni costituiti da materiale monogranulare, la concentrazione allo scarico delle particelle, X , aumentava da zero fino ad un valore costante, raggiunto dopo 5-15 minuti a seconda della portata. In figura si riportano i risultati ottenuti da Butler e Karunaratne (1995) relativamente alla concentrazione di solidi allo scarico in funzione del tempo; è possibile notare come tale parametro vari al variare del tempo tanto più la dimensione delle particelle è piccola.

La capacità dei manufatti di trattenere materiale risultò decrescente all'aumentare della portata, in accordo con la formula (5.10), e i valori più bassi di efficienza si registrarono per i campioni di materiale più fine (tipologia 1, portata pari a 1.5 l/s → efficienza inferiore al 15 %).

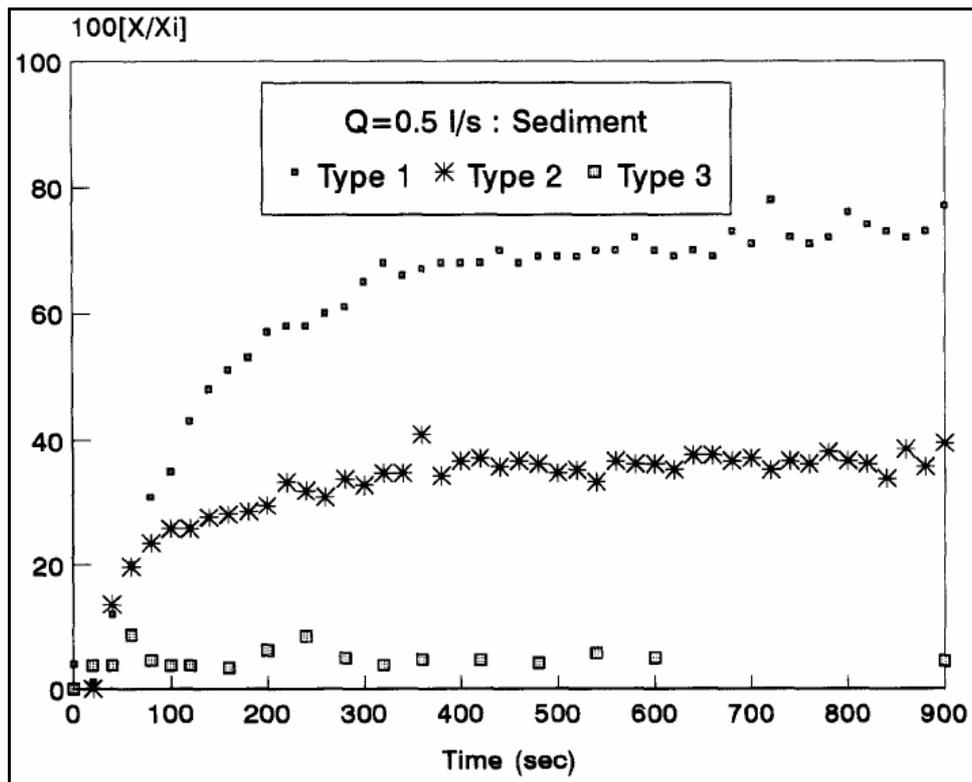


Figura 5.2: concentrazione allo scarico in funzione del tempo [Butler e Karunaratne, 1995]

Relativamente all'influenza dell'altezza dello spessore di sedimenti accumulati sul fondo si riporta in figura 5.3 il grafico che scaturì dalle prove effettuate, che permette di concludere come l'aumento di tale altezza migliori l'efficienza delle caditoie solo per ciò che riguarda la loro capacità di trattenere i materiali più fini; tuttavia tale miglioramento è molto ridotto.

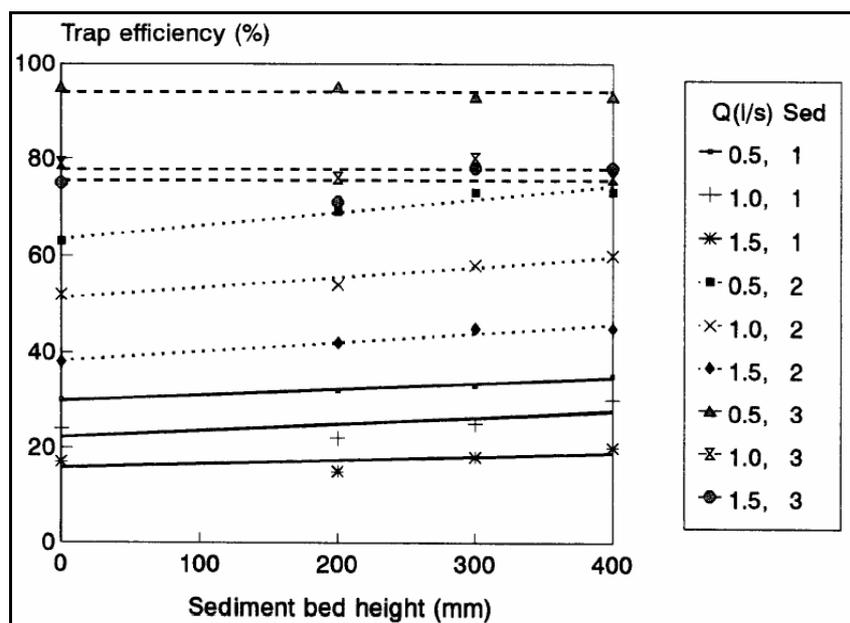


Figura 5.3: efficienza in funzione dell'altezza del fondo [Butler e Karunaratne, 1995]

Risultò inoltre che l'efficienza delle caditoie è indipendente dalla concentrazione dei solidi in uscita.

Le varie prove effettuate (trascurando l'influenza dell'altezza del deposito basale), variando il materiale e la portata, diedero validità all'espressione proposta per la determinazione della quota parte di materiale che rimane all'interno del pozzetto durante una precipitazione, rispetto alla massa totale in ingresso.

È possibile notare come l'efficienza cali rapidamente per dimensioni delle particelle inferiori a 200 μm ; le prestazioni potrebbero inoltre risultare inferiori in caso di erosione di materiale già presente sul fondo. Per dimensioni superiori a 500 μm , invece, le prove suggeriscono livelli di efficienza elevati.

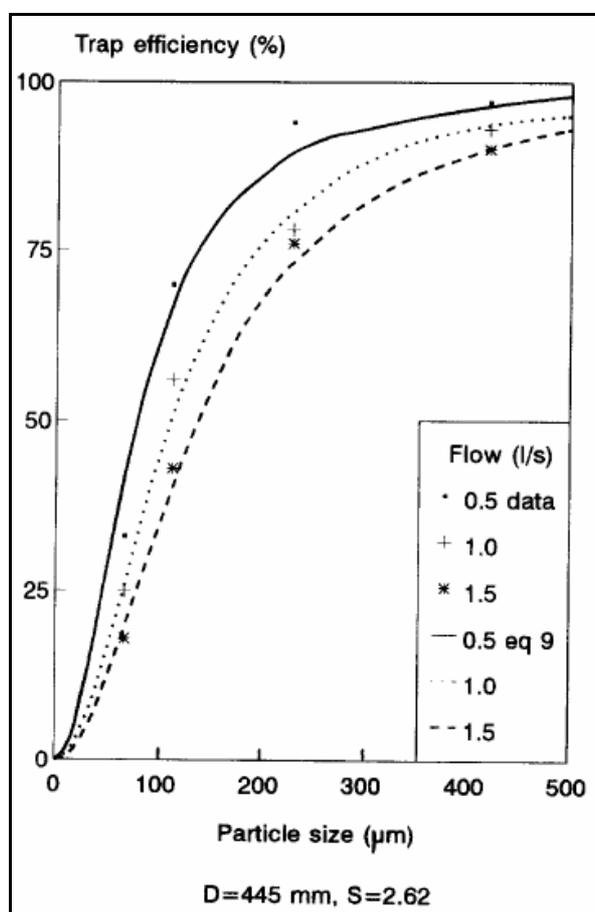


Figura 5.4: efficienza in funzione della dimensione delle particelle, al variare della portata; D è il diametro della caditoia e S il peso specifico dei grani riportato a quello dell'acqua [Butler e Karunaratne, 1995]

➤ Erosione

Le prove effettuate per comprendere il fenomeno dell'erosione, mostrarono come esso sia limitato ad un intervallo di tempo molto breve, in genere compreso tra 20 e 40

secondi. Dopo alcuni minuti di funzionamento il fondo non contribuisce più allo scarico di materiale. Solo per le particelle più fini in presenza di portate e altezze dello strato basale elevate si osservò un'erosione continua; inoltre gli stessi ricercatori ipotizzarono che il fenomeno dell'erosione può diventare più importante se il materiale presenta un peso specifico inferiore rispetto a quello utilizzato nelle prove.

PROVE CONDOTTE IN LABORATORIO

6.1 INTRODUZIONE

Per comprendere il comportamento durante gli eventi di pioggia delle caditoie stradali sono state condotte delle prove sperimentali simulando il dilavamento della superficie urbana operato da eventi meteorici di varia intensità. Gli esperimenti sono stati effettuati dapprima con materiali monogranulari per verificare la validità della formulazione matematica proposta da Butler per la determinazione dell'efficienza dei manufatti. Il materiale che si accumula sulla superficie urbana non è omogeneo né nella granulometria né nel peso specifico; per questo motivo sono state condotte ulteriori prove utilizzando del materiale raccolto dalla sede stradale in corrispondenza dei marciapiedi, dove i solidi tendono ad accumularsi.

La sedimentazione del materiale all'interno della caditoia impedisce che questo venga inviato all'interno della rete fognaria, dimensionata per il transito dei reflui e delle portate cosiddette bianche, nel caso di rete unitaria, unicamente delle portate "bianche", nel caso di rete separata. Il continuo accumulo di materiale, però, causa una progressiva riduzione della capacità della caditoia stessa, che perde la sua efficienza e, in caso di eventi particolarmente intensi, può portare all'allagamento stradale. Per contro le sostanze inquinanti tendono ad aggregarsi alle particelle solide; per questo motivo la capacità delle caditoie di trattenere i sedimenti e il loro carico inquinante permette di abbattere il grado di inquinamento delle acque che circolano in fognatura.

Comprendendo quindi il fenomeno dell'accumulo di materiale all'interno delle caditoie è possibile programmare la loro pulizia per evitarne il progressivo interrimento.

6.2 APPARATO SPERIMENTALE

Per valutare la capacità delle caditoie di trattenere il materiale solido in ingresso durante gli eventi di pioggia, è stata utilizzata una caditoia in materiale plastico fornita di griglia; i solidi non trattenuti fuoriescono, insieme all'acqua, da una tubazione a gomito

e vengono raccolti all'interno di un apposito filtro (figura 6.1). La caditoia ha un'altezza di 40 cm e area di base pari a 40×40 cm.

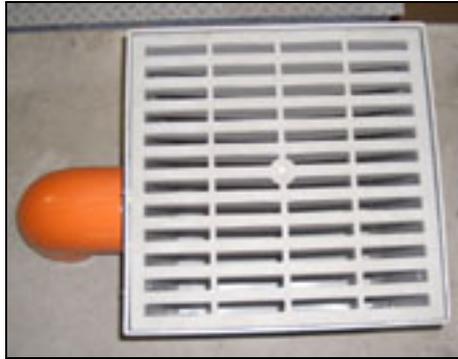


Figura 6.1: caditoia in materiale plastico e tubazione di uscita

Sono state considerate due diverse configurazioni del manufatto, una sifonata e una non sifonata. Il sifone è stato realizzato con un gomito a 90° posizionato all'interno del condotto in uscita dalla caditoia e rivolto verso il basso.

Per convogliare l'acqua alla caditoia è stato utilizzato un canale di arrivo di larghezza pari a quella della caditoia, per permettere la formazione di una lama d'acqua capace di trasportare il materiale solido verso l'ingresso in caditoia, al fine di simulare il deflusso sulla sede stradale. Il sedimento asciutto viene immesso in corrispondenza della parte terminale del condotto in modo graduale mediante l'uso di un dosatore, al fine di garantire un'alimentazione del materiale solido con concentrazione circa pari a 1000 mg/l. Il versamento del campione non viene effettuato all'interno del condotto, per garantire il bilancio di massa ed evitare la perdita di materiale, né in corrispondenza dell'ingresso alla caditoia, poiché per simulare il fenomeno del dilavamento è necessario che i solidi abbiano le stesse caratteristiche della portata defluente (ad esempio la stessa velocità).

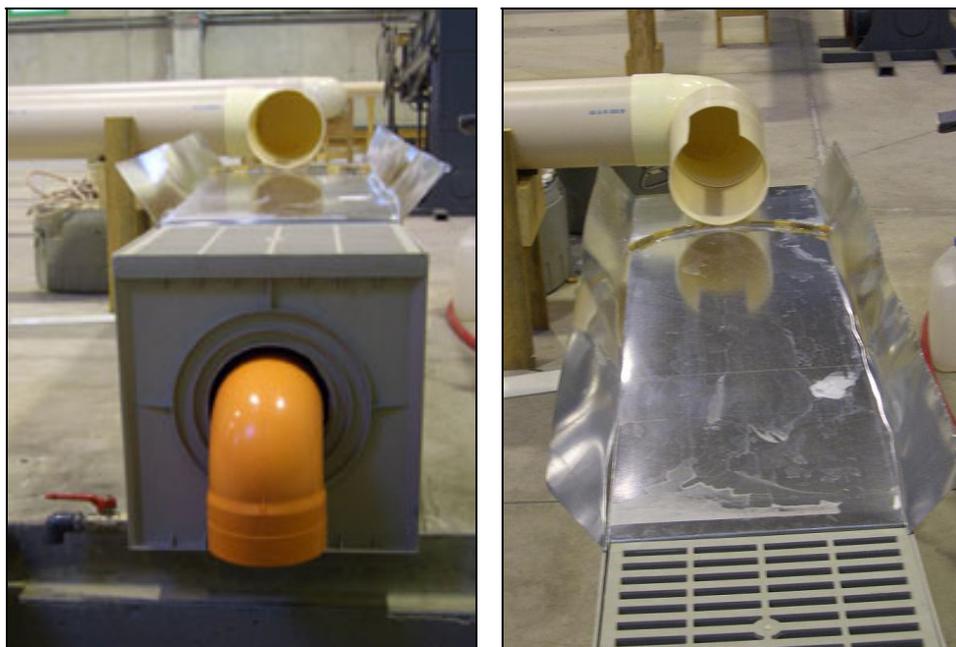


Figura 6.2: circuito canale di arrivo e caditoia

Il rifornimento idrico all'impianto viene effettuato mediante un serbatoio a carico costante pari a 25 m; la portata viene controllata mediante una valvola di regolazione e un misuratore di portata elettromagnetico e è stata mantenuta costante durante l'intera durata di ogni prova.

Il valore della portata in ingresso in una particolare caditoia dipende principalmente dall'intensità dell'evento meteorico e dalla superficie drenata. Considerando un'area drenata di 100 m², è stato deciso di effettuare le prove variando la portata, fino ad un massimo di 1.5 l/s (equivalente ad una pioggia di intensità pari a circa 54 mm/h). Il sedimento utilizzato nelle prove è stato inizialmente materiale monogranulare, con peso specifico pari a 2.65 e 1.39; successivamente sono stati raccolti campioni di materiale accumulatosi sulla sede stradale durante vari periodi di tempo secco, per i quali è stata effettuata un'analisi granulometrica ed è stato determinato il peso specifico per ogni singola frazione.

6.3 CARATTERISTICHE DEL MATERIALE UTILIZZATO

Per verificare la validità della formula di Butler su una caditoia di forma e dimensioni diverse da quelle standard inglesi è stato utilizzato dapprima materiale monogranulare disponibile presso il Laboratorio di Ingegneria delle Acque. Per determinarne la

granulometria sono stati utilizzati dei setacci standard, impilati uno sopra l'altro con dimensione dei crivelli decrescente dall'alto verso il basso; il campione secco, di peso noto, viene versato nel setaccio più in alto e la pila viene posizionata in una macchina vibrasetacci e fatta vibrare per circa 20-25 minuti a seconda delle dimensioni delle particelle che compongono il campione, affinché i grani si separino l'uno dall'altro. Terminata questa operazione è possibile pesare il quantitativo di materiale intercettato da ogni singolo setaccio e ricavare poi la curva granulometrica.

Tale operazione è stata condotta per ogni tipologia di materiale disponibile e per i campioni prelevati mediante aspirapolvere dalla sede stradale, dopo averne effettuato la quartatura.



Figura 6.3: macchina vibrasetacci e bilancia di precisione

Per la determinazione del peso specifico, invece, è stato utilizzato un picnometro da solidi (figura 6.4); il picnometro è un recipiente di vetro (A) con collo sufficientemente largo per permettere il passaggio dei solidi di cui si deve misurare il peso specifico, tappato con un sottile cannello (B) dotato di un'incisione lungo il quale può scorrere l'acqua (alcuni picnometri sono dotati anche di termometro per tenere sotto controllo la temperatura dell'acqua dal momento che la densità dell'acqua tende a variare al variare della sua stessa temperatura; in alternativa lo strumento deve essere immerso in un bagno termostatico, ossia in un recipiente pieno d'acqua la cui temperatura è misurata con un termometro).

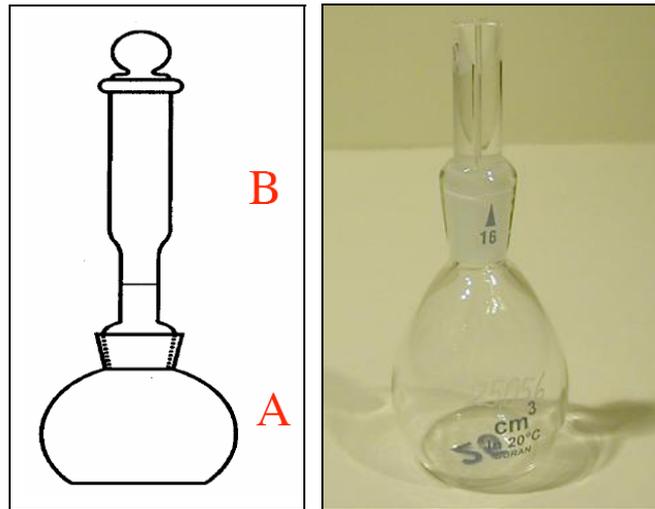


Figura 6.4: picnometro per la determinazione del peso specifico dei solidi

Il picnometro viene riempito con acqua distillata, fino all'incisione presente sul collo dello strumento e si attende che si raggiunga l'equilibrio termico; si ristabilisce il livello dell'acqua fino all'incisione e si pesa il picnometro pieno d'acqua dopo averlo asciugato accuratamente: si ottiene così il peso $P_1 = P_{picn} + P_{acqua}$. Successivamente si pesa il sedimento di cui si vuole determinare il peso specifico (peso P_2), lo si introduce all'interno del picnometro e si ristabilisce il livello dell'acqua distillata; raggiunto l'equilibrio termico si pesa nuovamente il picnometro ottenendo il peso $P_3 = P_{picn} + (P_{acqua} - P_{acqua_vol_sed}) + P_2$.

La massa del corpo è nota, in quanto è stata misurata, mentre il suo volume si ricava da:

$$P_1 + P_2 - P_3 = \rho_{acqua} \cdot V_{sed} \quad (6.1)$$

dove con ρ_{acqua} si indica la densità dell'acqua che può essere determinata in funzione della temperatura, ad esempio tramite il grafico di figura (6.5).

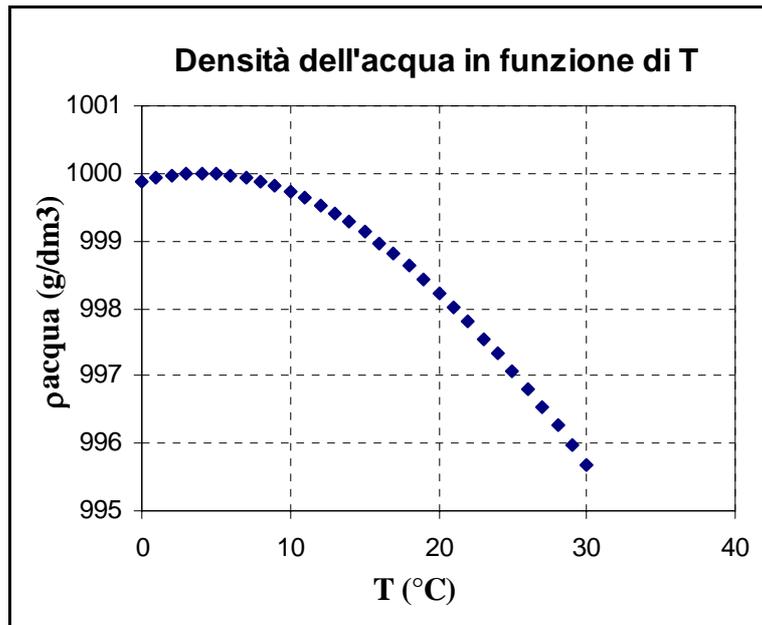


Figura 6.5: andamento della densità dell'acqua in funzione della temperatura

Determinato il volume del materiale solido la densità relativa si calcola come:

$$\frac{\rho_{sed}}{\rho_{acqua}} = \frac{P_2}{P_1 + P_2 - P_3} = \frac{m_{sed}}{\rho_{acqua} \cdot V_{sed}} \quad (6.2)$$

Con tale metodo si ha una precisione relativa circa pari allo 0.01 %.

6.3.1 Materiale monogranulare

Il materiale monogranulare era disponibile in sei diverse tipologie, delle quali si riporta la granulometria e il peso specifico.

- **Campione Q1**

	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	4.76	90.42
	4.00	74.81
	3.36	34.33
	2.83	6.13
	2.00	1.13

Tabella 6.1: campione Q1, granulometria

- **Campione Q2**

	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	2.83	99.73
	2.00	83.96
	1.68	37.61
	1.41	14.01
	1.19	3.15

Tabella 6.2: campione Q2, granulometria

- **Campione Q3**

	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	0.841	98.88
	0.707	82.64
	0.595	49.06
	0.500	16.52
	0.420	12.32
	0.354	10.82
	0.297	6.18

Tabella 6.3: campione Q3, granulometria

- **Campione Q4**

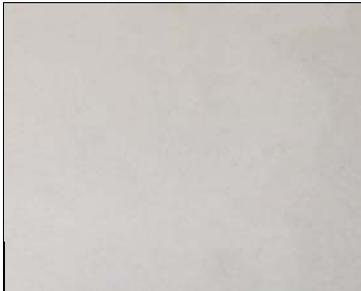
	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	0.212	98.98
	0.150	94.90
	0.106	46.42
	0.075	12.78
	0.053	2.74

Tabella 6.4: campione Q4, granulometria

- **Campione N1**

	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	1.68	98.45
	1.41	90.26
	1.19	46.55
	1.00	9.08
	0.841	1.39

Tabella 6.5: campione N1, granulometria

- **Campione N2**

	Dimensione setaccio (mm)	Passante cumulativo (%)
	1.19	98.08
	1.00	67.16
	0.841	11.26
	0.707	0.60

Tabella 6.6: campione N2, granulometria

Nella tabella sottostante si riportano i diametri medi, d_{50} , e i pesi specifici, S, di ogni campione.

Campione	d_{50} (mm)	S
Q1	3.60	2.65
Q2	1.75	2.65
Q3	0.60	2.65
Q4	0.11	2.65
N1	1.21	2.65
N2	0.95	2.65

Tabella 6.7: riassunto d_{50} e pesi specifici

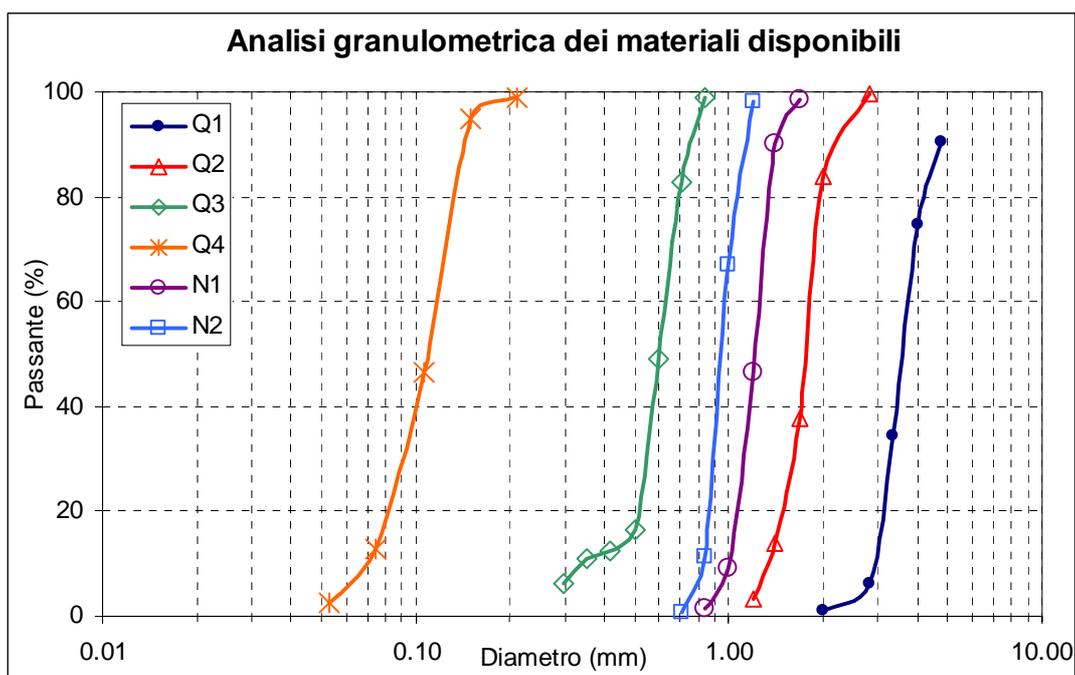


Figura 6.6: curve granulometriche dei campioni disponibili in laboratorio

Poiché i solidi che si accumulano sulla superficie urbana non sono monogranulari, utilizzando il materiale a disposizione è stato realizzato un campione di granulometria simile a quella del materiale prelevato durante un'esperienza precedente in via Togliatti, in Bologna [M. Maglionico, F. Pollicino, 2004]. Mediante i campioni 1 (quarzo A), 2 (quarzo B), 3 (quarzo C) e 6 (quarzo D), nelle quantità riportate in tabella 6.8, è stata ottenuta una curva granulometrica che poco si discosta da quella di partenza (figura 6.7).

Campione	Percentuale %
Q1	21
Q2	12
Q3	30
Q4	37
Totale	100

Tabella 6.8: quantità di materiale utilizzato per la preparazione dei campioni ricostruiti

Dimensione (mm)	TOGLIATTI	RICOSTRUITA
	Peso (%)	Peso (%)
2.00	77.43	77.64
1.19	67.06	67.36
0.60	54.72	53.92
0.30	39.52	41.02
0.08	16.04	6.18

Tabella 6.9: confronto tra la granulometria del campione di via Togliatti e quello ricostruito

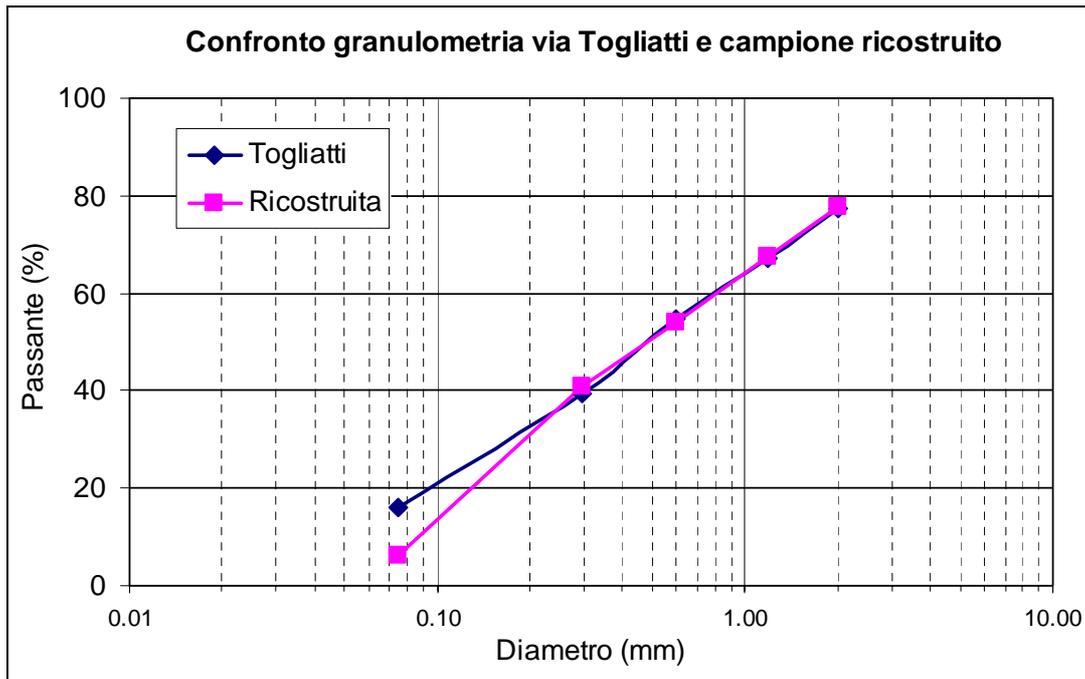


Figura 6.7: confronto tra le curve granulometriche del campione di via Togliatti e di quello ricostruito

6.3.2 Materiale accumulato sulla sede stradale

Poiché il materiale che si accumula sulla sede stradale oltre a non avere granulometria omogenea presenta caratteristiche (peso specifico, coesione) notevolmente diverse da quelle del materiale granulare, sono state effettuate anche prove con campioni di materiale aspirato dalla sede stradale. Il prelievo è stato effettuato su via Terracini, strada mediamente trafficata sita in Bologna, mediante l'utilizzo di un aspirapolvere (figura 6.8) su un tratto di sede stradale a ridosso del marciapiede di larghezza pari a 1 m e lunghezza pari a 20 m, centrato su una caditoia; in questo modo è stata considerata una superficie drenata pari a 20 m² per ognuna delle tre caditoie prese in esame.



Figura 6.8: via Terracini; aspirapolvere utilizzata per la raccolta del materiale

Nella tabella sottostante si riportano i giorni di tempo secco e il peso del materiale raccolto per metro lineare di marciapiede da ogni singolo tratto in esame.

Campione	Tratto aspirato	Tempo secco (gg)	Peso materiale raccolto (g/m marciapiede)
S1	tratto 1	5	51.1
S2	tratto 2	11	38.17
S3	tratto 3	18	69.12
S4	tratto 1	14	95.48
S5	tratto 2	8	61.92
S6	tratto 3	1	24.06

Tabella 6.10: tempo secco e peso del materiale raccolto in via Terracini

L'andamento dei dati di accumulo espressi in grammi per metro lineare di marciapiede in funzione dei giorni di tempo secco può essere approssimato con un andamento lineare; si può osservare come la retta del grafico 6.10 non approssima bene i punti corrispondenti alle sei aspirazioni, mentre nel grafico successivo dove sono riportate solo le ultime tre aspirazioni, i dati sono bene approssimati dall'andamento lineare; ciò può essere spiegato considerando che quando è stata effettuata la prima aspirazione sui tre tratti in esame non era stata precedentemente eseguita un'aspirazione della superficie che potesse essere considerata come condizione iniziale per la determinazione delle modalità di accumulo del materiale solido sull'area.

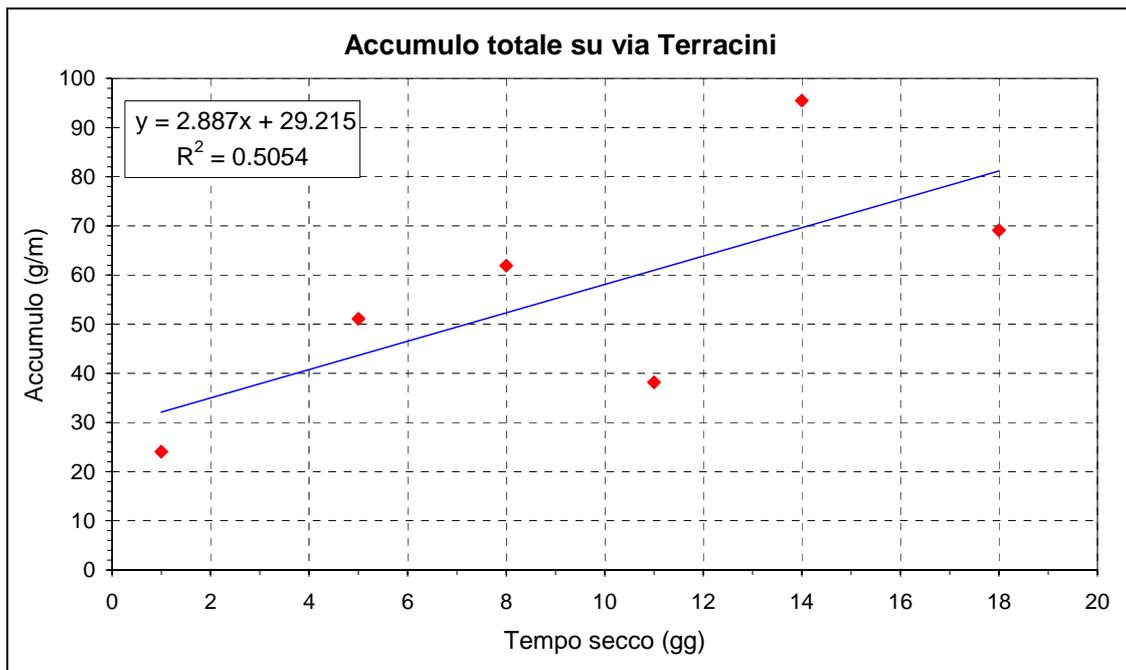


Figura 6.9: accumulo di materiale su via Terracini in funzione del tempo secco (sei aspirazioni su tre tratti in esame)

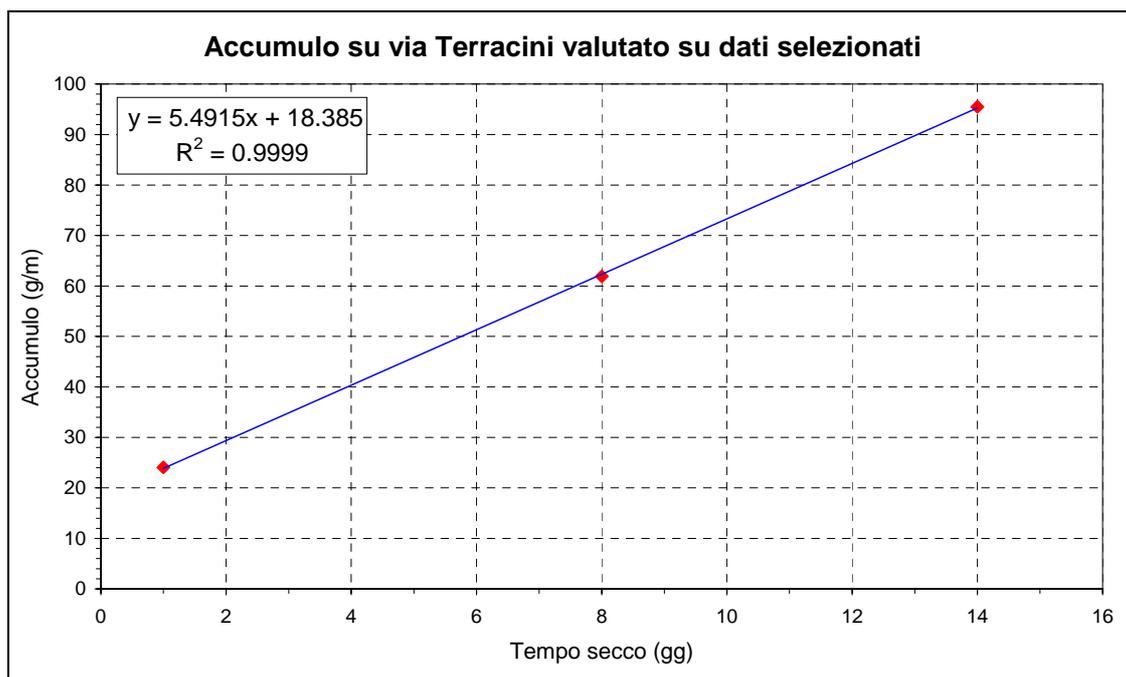


Figura 6.10: accumulo di materiale su via Terracini in funzione del tempo secco relativo alle ultime tre aspirazioni eseguite sui tratti in esame

Per determinare il tasso di accumulo in kg/ha·giorno è necessario conoscere la pendenza della retta che approssima i dati di accumulo e la larghezza della sede stradale:

Tasso di accumulo = 5.49 g/m·giorno;

Larghezza sede stradale = 5 m;

Tasso di accumulo = 11 kg/ha·giorno.

Di seguito si riportano le granulometrie e i pesi specifici per ogni frazione granulometrica del materiale aspirato sui tre tratti in esame. Il peso specifico è stato determinato mediante l'uso del picnometro.

	S1: tratto 1; tempo secco = 5gg		S2: tratto 2; tempo secco = 11gg		S3: tratto 3; tempo secco = 18gg	
D (µm)	Peso %	S	Peso %	S	Peso %	S
>3360	3.33	2.49	5.59	2.50	1.77	2.44
3360-1190	5.73	2.40	4.55	2.40	4.20	2.40
1190-841	2.88	2.19	2.25	2.36	2.51	2.19
841-595	5.78	2.45	4.40	2.35	4.99	2.45
595-420	7.67	2.47	6.38	2.65	6.49	2.47
420-297	11.09	2.46	9.61	2.42	10.13	2.46
297-212	11.98	2.31	11.45	2.51	10.94	2.56
212-150	10.14	2.55	11.39	2.46	10.84	2.63
150-106	9.64	2.74	11.46	2.54	12.98	2.54
106-75	8.60	2.43	11.58	2.46	9.71	2.55
<75	23.16	2.64	21.35	2.51	25.44	2.51
	S4: tratto 1; tempo secco = 14gg		S5: tratto 2; tempo secco = 8gg		S6: tratto 3; tempo secco = 1gg	
D (µm)	Peso %	S	Peso %	S	Peso %	S
>3360	9.61	2.56	8.84	2.56	7.80	2.56
3360-1190	14.00	2.56	9.65	2.56	5.79	2.56
1190-841	5.73	2.50	4.03	2.50	2.83	2.50
841-595	9.07	2.40	6.79	2.40	5.30	2.40
595-420	9.97	2.53	8.55	2.53	6.94	2.53
420-297	12.26	2.44	11.18	2.83	10.24	2.64
297-212	10.67	2.48	11.28	2.63	10.73	2.56
212-150	8.65	2.53	9.88	2.47	10.07	2.50
150-106	7.46	2.59	9.50	2.50	10.21	2.54
106-75	5.47	2.49	9.02	2.49	9.57	2.49
<75	7.12	2.48	11.30	2.49	20.51	2.48

Tabella 6.11: granulometria e peso specifico dei sei campioni prelevati su via Terracini

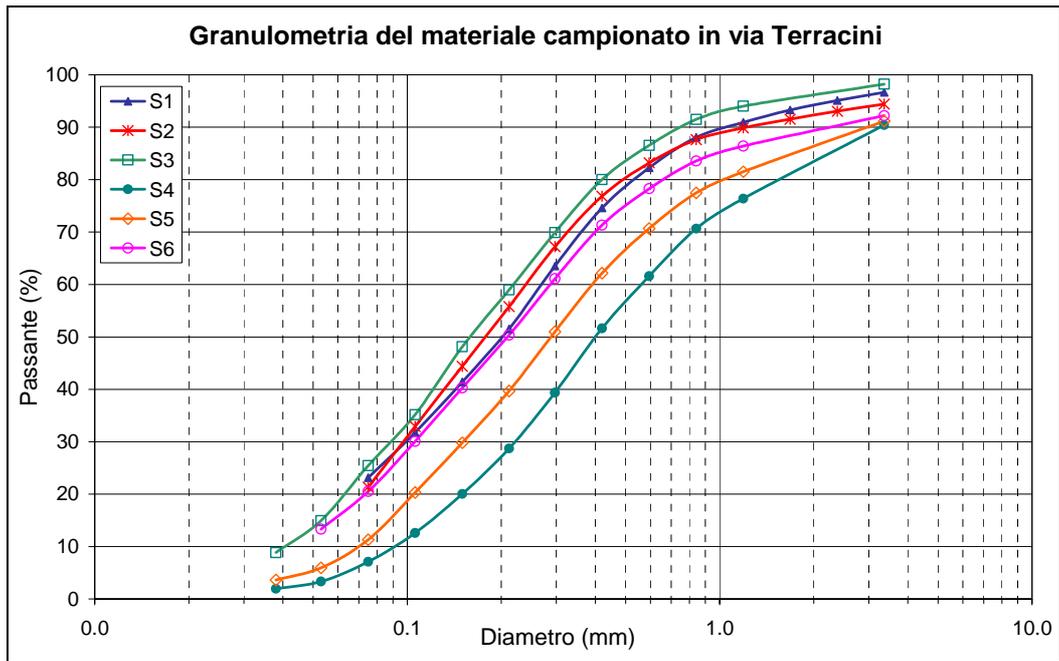


Figura 6.11: curve granulometriche dei campioni raccolti dalla sede stradale

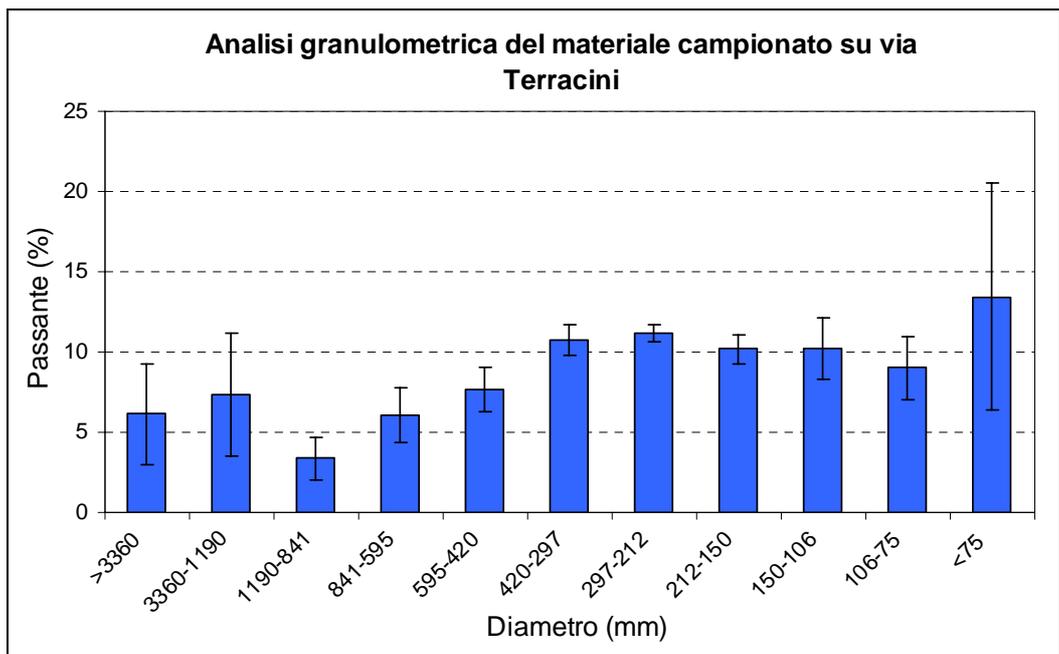


Figura 6.12: granulometria media del materiale raccolto su via Terracini e deviazione standard dei dati

6.4 PROVE

Le prove sono state eseguite seguendo una procedura standardizzata: impostata la portata al valore fissato, dopo aver atteso il raggiungimento delle condizioni di regime il materiale viene erogato mantenendo una concentrazione circa pari a 1000 mg/l; la

durata della prova, quindi, è funzione del peso del campione e della portata che simula il dilavamento della sede stradale. Terminata l'erogazione l'impianto viene spento e si procede allo svuotamento della caditoia, raccogliendo il materiale in essa sedimentato; tale materiale viene poi essiccato in forno e successivamente pesato, per determinare la percentuale di solidi trattenuta. Nel caso di campioni non monogranulari i solidi che si sono sedimentati all'interno della caditoia, una volta essiccati, sono stati successivamente setacciati, per determinare quali frazioni granulometriche non sono trattenute dalla caditoia.

6.4.1 Prove con campioni monogranulari

Le prove eseguite con i campioni monogranulari possono essere distinte in due categorie: prove effettuate senza sifone e con sifone.

Le prove sono state eseguite seguendo la modalità sopra descritta, utilizzando campioni di 500 o di 1000 g; infatti, considerando un tasso di accumulo pari a 5 kg/ha-giorno ed una superficie drenata dalla caditoia pari a 100 m², 10 e 20 giorni di tempo secco danno un accumulo tra due eventi meteorici consecutivi rispettivamente pari a 500 e a 1000 g.

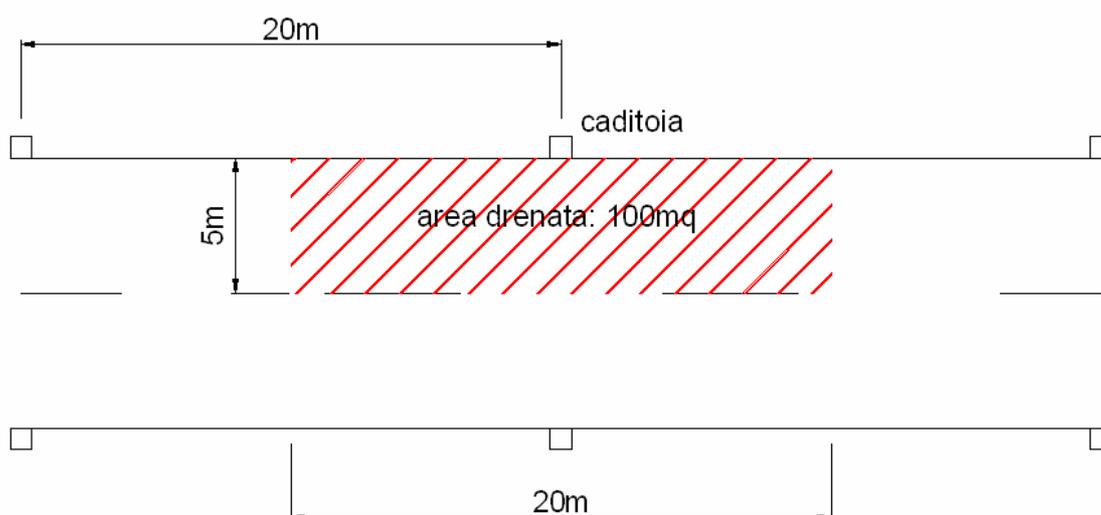


Figura 6.13: area drenata da una singola caditoia

L'espressione proposta da Butler per la determinazione dell'efficienza delle caditoie era stata scritta come:

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{18 \cdot Q \cdot \nu}{A \cdot g \cdot D^2 \cdot (S - 1)}} \quad (6.3)$$

con: Q = portata in ingresso alla caditoia espressa in l/s;

ν = viscosità cinematica dell'acqua, pari a 10^{-6} m²/s;

A = area di base della caditoia, pari a 0.16 m²;

g = accelerazione gravitazionale, pari a 9.81 m/s²;

D = diametro medio (mm);

S = peso specifico relativo del sedimento, rapportato a quello dell'acqua.

Per ottenere l'efficienza espressa in percentuale e sostituendo le grandezze note, risulta:

$$eff_{calcolata} = \frac{100}{1 + \frac{18 \cdot 10^3 \cdot Q \cdot 10^{-6}}{0.14^2 \cdot 9.81 \cdot D^2 \cdot (S - 1)}} \quad (6.4)$$

Con tale espressione si calcola l'efficienza teorica del manufatto; tale valore deve essere confrontato con l'efficienza misurata al termine della prova sperimentale, che può essere scritta come:

$$eff_{misurata} = 100 \cdot \frac{M_{cad}}{M_{in}} \quad (6.5)$$

dove con M_{in} si intende la massa di solidi in ingresso alla caditoia (pari a 500 o a 1000 g nel caso specifico) e con M_{cad} la massa di solidi ancora presente all'interno della caditoia una volta terminata la prova; tale valore si determina mediante pesata del materiale essiccato.

Nella tabella seguente si riportano le prove effettuate e i valori dell'efficienza misurata sperimentalmente e calcolata mediante la formula proposta da Butler (formula (6.4)), nonché la loro differenza.

Prova	Campione	D ₅₀ (mm)	Peso (g)	Q (l/s)	eff _C (%)	eff _M (%)	eff _C - eff _M (%)
M1	N1	1.205	1000	1.0	99.21	99.66	-0.45
M2	N2	0.95	1000	1.0	98.73	99.74	-1.01
M3	Q3	0.6	1000	1.0	96.88	98.87	-1.99
M4	Q2	1.75	1000	1.0	99.62	99.59	0.03
M5	Q3+Q4	0.354	500+500	1.0	73.30	77.93	-4.64
M6	Q4	0.107	1000	1.0	49.71	58.73	-9.02
M7	Q4	0.107	500	0.5	66.41	68.24	-1.83
M8	Q3	0.6	500	1.0	96.88	98.38	-1.50
M9	Q3	0.6	2000	1.0	96.88	97.17	-0.29
M10	Q3	0.6	500	1.0	96.88	99.12	-2.24
M11	Q3	0.6	500	1.0	96.88	99.48	-2.59
M12	Q4	0.107	500	1.0	49.71	45.56	4.15
M13	Q4	0.107	500	0.5	66.41	64.13	2.28
M14	Q4	0.107	500	1.5	39.72	39.97	-0.25
M15	Q4	0.107	500	1.0	49.71	50.68	-0.97
M16	Q4	0.107	500	0.5	66.41	71.39	-4.99
M17	Q4	0.107	8 immissioni				

Tabella 6.12: riassunto prove materiale monogranulare (**M**); con eff_C si intende l'efficienza calcolata con la formula (6.4) con eff_M si intende l'efficienza misurata sperimentalmente

Le prove eseguite senza sifone sono quelle dalla **M1** alla **M10**, quelle dalla **M11** alla **M16** sono state effettuate senza sifone. È possibile osservare come la differenza tra i valori sperimentali e quelli teorici dell'efficienza siano minimi.

La prova **M5** e la prova **M17** sono state effettuate seguendo procedure diverse rispetto alle altre: nello specifico la prova **M5** è stata eseguita utilizzando 500 g di Q3 e 500 g di Q4 e l'efficienza è stata calcolata come media pesata delle efficienze calcolate con i diametri medi dei due materiali; anche in tal caso la differenza tra la quantità di materiale effettivamente trattenuta dalla caditoia e quella determinata tramite la formula (6.4) è minima. La prova **M17** è stata eseguita utilizzando materiale di tipo Q4 eseguendo otto immissioni in continuo, senza effettuare lo svuotamento della caditoia al termine di ogni prova. Al termine della prima fase (primi 4 versamenti) il materiale depositatosi all'interno del manufatto è stato prelevato e dopo averlo essiccato è stato pesato; successivamente questo stesso materiale è stato introdotto nuovamente in caditoia e si è proceduto alle successive 4 immissioni. Nella tabella sottostante si riportano per ogni immissione di materiale il valore della portata, l'efficienza calcolata mediante la formula (6.4), i grammi di materiale presenti al termine delle due fasi confrontati con la quantità teoricamente presente, determinata con la stessa formula.

	Immissione	Peso (g)	Q (l/s)	Calcolato		Misurato	
				eff _C (%)	P _C (g)	P _M (g)	P _C - P _M (g)
1 ^a fase	1	500	0.35	73.85			
	2	500	1.00	49.71			
	3	500	0.50	66.41			
	4	500	0.50	66.41	1281.84	1265.47	16.37
2 ^a fase	5	500	0.47	67.77			
	6	500	0.59	62.62			
	7	500	0.36	73.30			
	8	500	1.04	48.73	2543.94	2468.873	75.07

Tabella 6.13: riassunto delle caratteristiche delle immissioni della prova **M17** e risultati, dove con **P_C** e **P_M** si intende il peso del materiale presente in caditoia rispettivamente calcolato mediante la formula (6.4) e misurato sperimentalmente

Si osserva che la differenza tra il peso del materiale effettivamente presente all'interno della caditoia al termine delle due fasi è ridotta (16.37 g su un totale di 2 kg per la prima fase; 75.07 g su un totale di 4 kg per la seconda fase); in termini di efficienza del manufatto si ha:

1 ^a fase	
eff _M =	63.27 %
eff _C =	64.09 %
eff _C - eff _M =	0.82 %

2 ^a fase	
eff _M =	61.72 %
eff _C =	63.60 %
eff _C - eff _M =	1.88 %

Mediante tale prova si è voluto osservare come si comporta la caditoia durante più eventi di pioggia caratterizzati da intensità diverse. Nel caso di campioni con peso specifico relativo elevato, pari a 2.65 in tal caso, il fenomeno dell'erosione del materiale depositatosi precedentemente è trascurabile.

È possibile riportare l'andamento dell'efficienza di una caditoia in funzione del diametro dei sedimenti e della portata in ingresso, fissato il peso specifico del materiale (figura 6.14). L'efficienza aumenta all'aumentare del diametro e per dimensioni superiori a 0.6 mm tende rapidamente a valori superiori al 90 % (figura 6.14); nello stesso grafico si possono riportare i punti che rappresentano le prove effettuate.

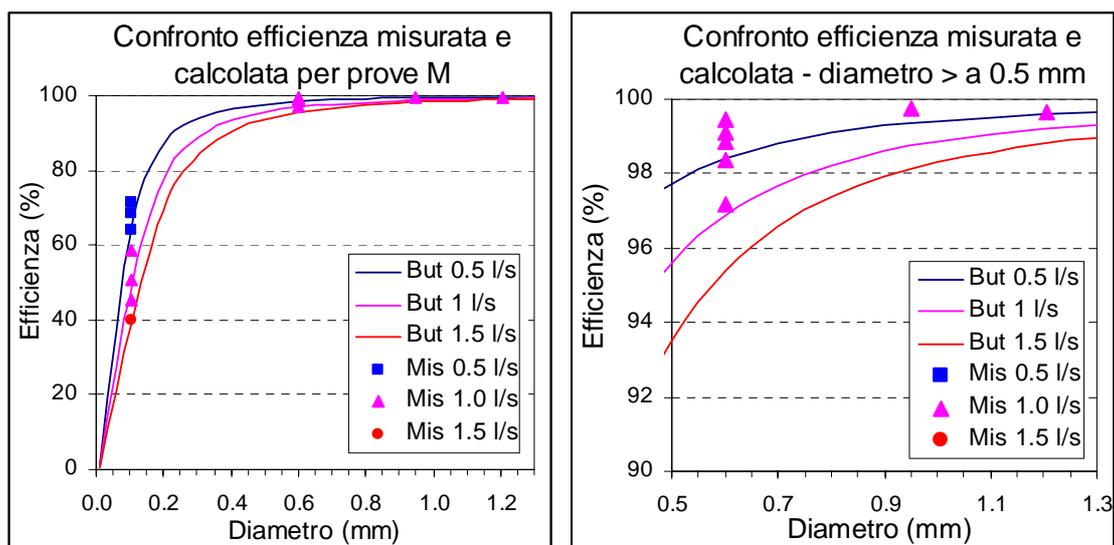


Figura 6.14 confronto tra l'efficienza calcolata mediante la formula proposta da Butler e quella misurata sperimentalmente per le prove con materiale monogranulare

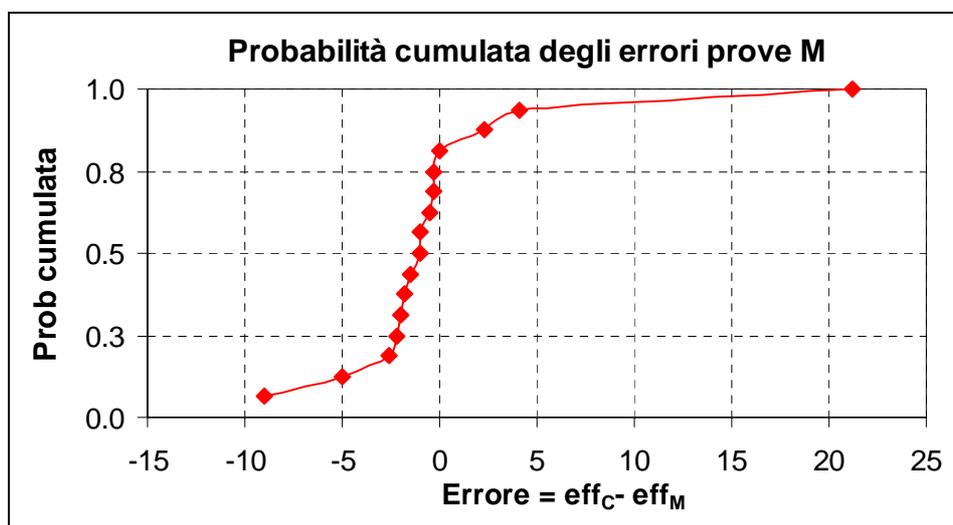


Figura 6.15: probabilità cumulata degli differenze tra efficienza calcolata e misurata per le prove eseguite con il materiale monogranulare

Osservando la curva di probabilità cumulata degli errori, intesi come differenza tra l'efficienza calcolata mediante la formula (6.4) e quella misurata sperimentalmente (figura 6.15) si nota che essa interseca il valore di probabilità pari al 50 % in corrispondenza di un valore dell'errore prossimo a zero; ciò significa che gli errori commessi durante le prove o dalla formula proposta da Butler non sono sistematici.

6.4.2 Prove con campioni ricostruiti

Una serie di prove è stata eseguita utilizzando i campioni ricostruiti in laboratorio caratterizzati da una granulometria prossima a quella del materiale raccolto di via Togliatti. Le prove sono state eseguite in assenza di sifone.

Si ricorda che il campione è così composto:

Campione	D ₅₀ (mm)	S	Percentuale %
1: quarzo A	3.60	2.65	21
2: quarzo B	1.75	2.65	12
3: quarzo C	0.60	2.65	30
6: quarzo D	0.11	2.65	37

Tabella 6.14: caratteristiche del materiale utilizzato per la preparazione dei campioni sperimentali e percentuale utilizzata in ogni campione

Se si vuole realizzare un campione di 500 g è necessario comporlo come di seguente:

Campione	Peso (g)
1: quarzo A	28
2: quarzo B	29
3: quarzo C	30
6: quarzo D	31
Totale:	500

Tabella 6.15: quantità di materiale utilizzato per la preparazione di 500 g di campione sperimentale

Per valutare l'efficienza della caditoia mediante la formula proposta da Butler, è stata calcolata l'efficienza per ogni frazione granulometrica ed è stata poi calcolata la media pesata, usando come pesi la percentuale di ogni frazione che compone il campione;

$$\sum_i eff_i \frac{m_i}{m_{tot}} \quad (6.6)$$

dove

eff_i è l'efficienza corrispondente alla i -esima frazione granulometrica;

m_i è la massa della i -esima frazione granulometrica presente nel campione;

m_{tot} è la massa totale del campione.

Le prove effettuate e i risultati ottenuti sono riportati in tabella (tabella 6.17):

Prova	Peso (g)	Q (l/s)	eff _C (%)	eff _M (%)	eff _C - eff _M (%)
T1	500	1.0	80.39	79.41	0.98
T2	500	1.0	80.39	79.65	0.74
T3	500	1.0	80.39	79.99	0.40
T4	500	1.0	80.39	76.67	3.72
T5	500	1.0	80.39	73.54	6.85

Tabella 6.16: riassunto dei risultati delle prove eseguite con i campioni sperimentali riprodotti in laboratorio; con **eff_C** e **eff_M** si intendono rispettivamente l'efficienza calcolata mediante la formula (6.4) e quella misurata sperimentalmente

Il valore dell'efficienza calcolata come media pesata delle singole efficienze per ogni frazione granulometrica mediante le formule (6.6) e (6.4) si discosta poco da quella misurata sperimentalmente, come si osserva dal grafico seguente.

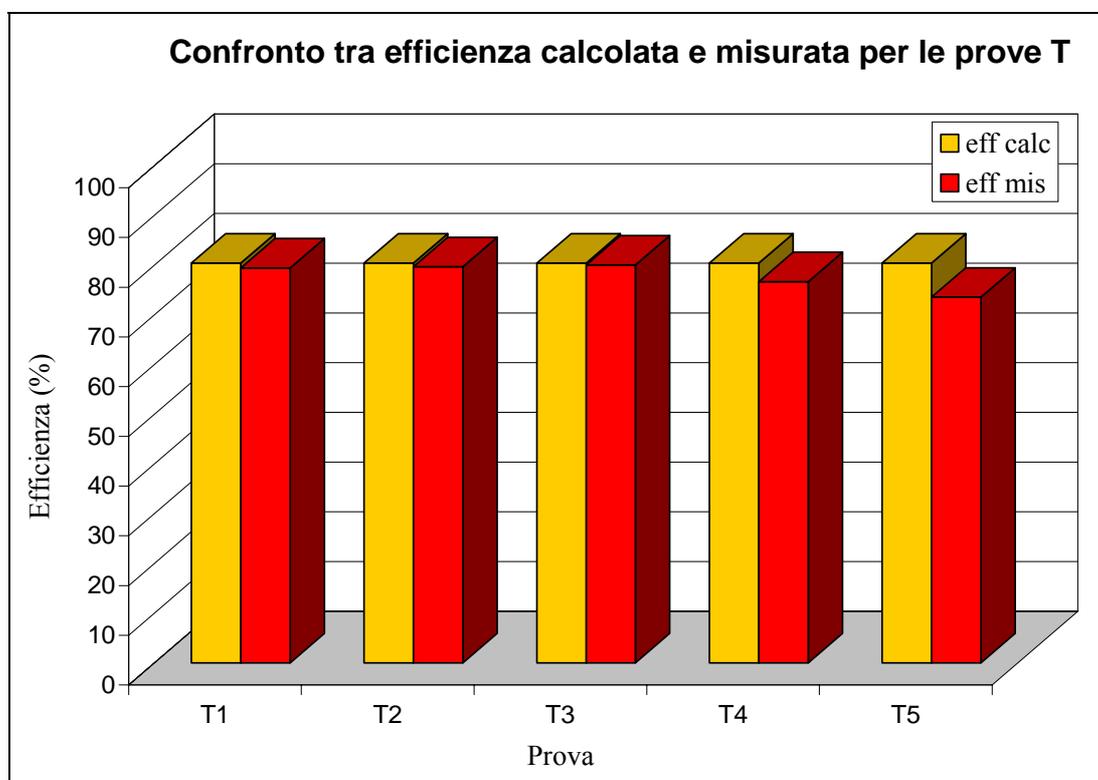


Figura 6.16: confronto tra l'efficienza calcolata mediante la formula di Butler e quella misurata sperimentalmente per le prove eseguite con i campioni ricostruiti

Il valore medio dell'errore tra efficienza calcolata e misurata è pari a 2.54 e la deviazione standard è pari a 2.75.

Se invece si calcola l'efficienza della caditoia introducendo nella formula proposta da Butler il diametro medio del campione ricostruito in laboratorio (pari a 500 μm) si osservano differenze maggiori rispetto all'efficienza misurata sperimentalmente (tabella

6.17); ciò significa che se il materiale in ingresso alla caditoia presenta una granulometria ben assortita non è possibile valutare l'efficienza riferendosi alla dimensione media dei grani che lo compongono.

Prova	Peso (g)	Q (l/s)	eff _C (%)	eff _M (%)	eff _C - eff _M (%)
T1	500	1.0	95.57	79.41	16.16
T2	500	1.0	95.57	79.65	15.92
T3	500	1.0	95.57	79.99	15.58
T4	500	1.0	95.57	76.67	18.90
T5	500	1.0	95.57	73.54	22.03

Tabella 6.17: confronto tra efficienza calcolata mediante la formula di Butler con il d_{50} del campione (eff_C) e l'efficienza misurata sperimentalmente (eff_M)

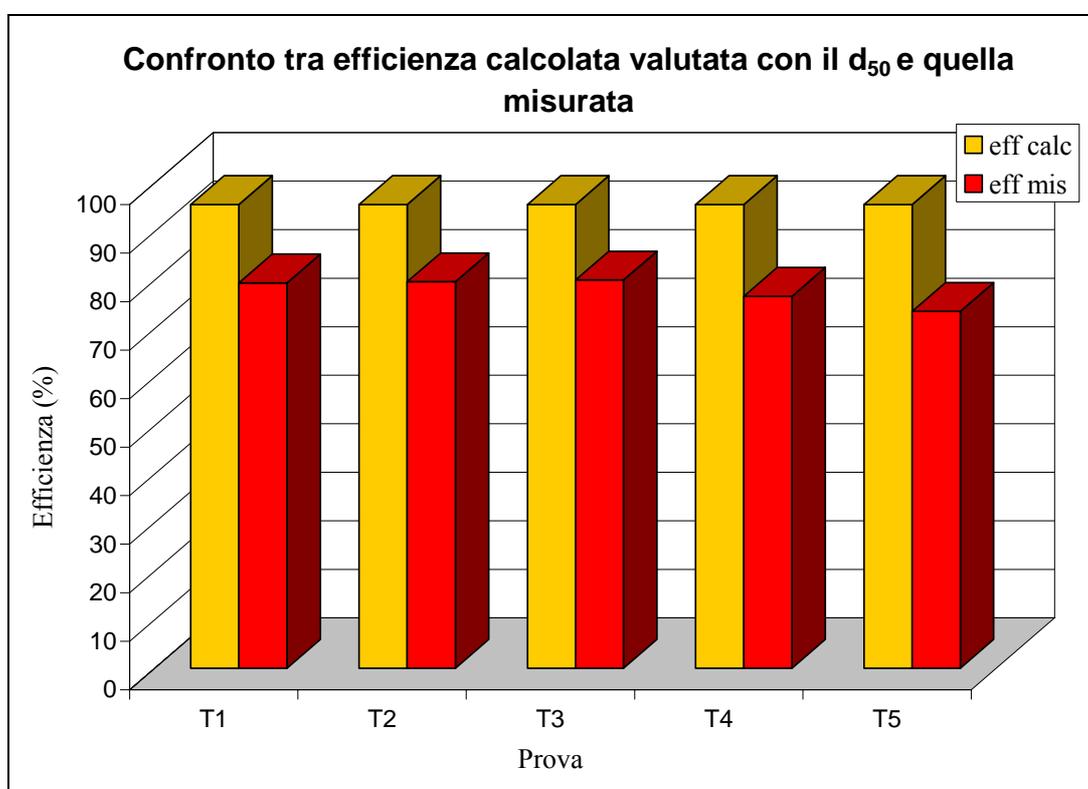


Figura 6.17: confronto tra l'efficienza calcolata mediante la formula di Butler utilizzando il diametro medio del campione e quella misurata sperimentalmente per le prove eseguite con i campioni ricostruiti

Il valore medio dell'errore tra efficienza calcolata utilizzando il D_{50} e misurata è pari a 17.72 e la deviazione standard è pari a 2.75.

6.4.3 Prove con materiale accumulato sulla sede stradale

Con il materiale raccolto dalla sede stradale, dopo aver determinato la granulometria e il peso specifico di ogni classe granulometrica, sono stati realizzati alcuni campioni che sono stati utilizzati per eseguire delle prove secondo le modalità già seguite. terminate le prove il materiale depositato all'interno della caditoia è stato prelevato e fatto essiccare in forno, per poter effettuare nuovamente la vagliatura; in tal modo è stato possibile determinare per ogni frazione granulometrica l'efficienza della caditoia, da confrontare con quella determinata mediante la formula (6.4).

Di seguito vengono elencate le prove eseguite e per ognuna di esse il campione utilizzato, il tratto di riferimento, il peso del campione e la portata in ingresso alla caditoia; inoltre vengono riportate le efficienze calcolate e misurate per ogni frazione granulometrica che costituisce il campione, nonché quelle valutate come media pesata delle efficienze caratteristiche delle singole frazioni granulometriche che compongono il campione (formula (6.6)). L'efficienza totale viene misurata come percentuale di materiale depositatosi all'interno della caditoia rispetto alla quantità di sedimenti in ingresso al manufatto stesso.

- Prova 1:

Campione	S1
Tratto esaminato	1
Q	1.0 l/s
Peso	500 g

D (µm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.49	16.64	15.80	3.33	3.16
3360-1190	2.40	28.65	24.10	5.73	4.82
1190-841	2.19	14.41	12.50	2.88	2.50
841-595	2.45	28.90	25.82	5.78	5.16
595-420	2.47	38.35	34.72	7.67	6.94
420-297	2.46	55.43	50.28	11.09	10.06
297-212	2.31	59.92	46.28	11.98	9.26
212-150	2.55	50.68	35.68	10.14	7.14
150-106	2.74	48.20	27.48	9.64	5.50
106-75	2.43	42.99	16.52	8.60	3.30
<75	2.64	115.82	13.53	23.16	2.71

Tabella 6.18: risultati prova 1

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	94.94	99.91	4.97
3360-1190	84.12	99.74	15.61
1190-841	86.72	98.46	11.74
841-595	89.34	97.51	8.16
595-420	90.53	95.20	4.67
420-297	90.71	90.76	0.05
297-212	77.24	81.57	4.33
212-150	70.40	72.64	2.24
150-106	57.01	59.93	2.92
106-75	38.43	37.93	-0.50
<75	11.68	14.81	3.13
Efficienza calcolata =	64.49		
Efficienza misurata =	60.77		

Tabella 6.19: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 1

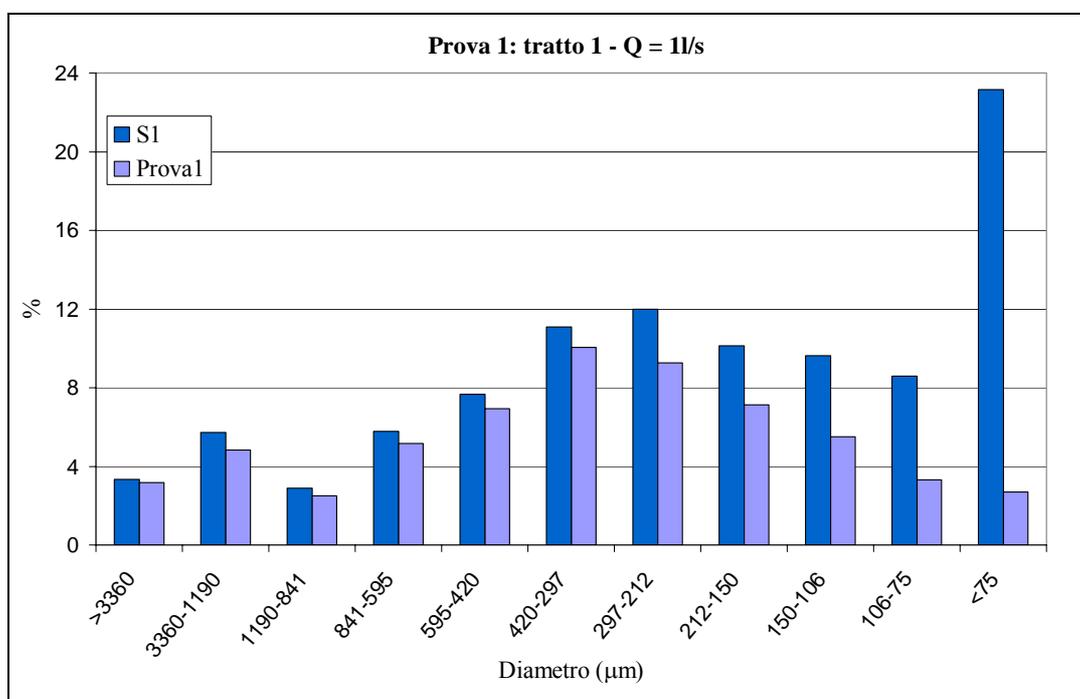


Figura 6.18: granulometria del campione S1 e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

▪ Prova 2:

Campione	S2
Tratto esaminato	2
Q	0.5 l/s
Peso	528.9 g

D (μm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.50	29.57	20.44	5.59	3.86
3360-1190	2.40	24.05	20.20	4.55	3.82
1190-841	2.36	11.90	10.40	2.25	1.97
841-595	2.35	23.29	21.12	4.40	3.99
595-420	2.65	33.73	30.00	6.38	5.67
420-297	2.42	50.83	48.18	9.61	9.11
297-212	2.51	60.56	55.58	11.45	10.51
212-150	2.46	60.23	57.20	11.39	10.81
150-106	2.54	60.61	49.26	11.46	9.31
106-75	2.46	61.22	32.72	11.58	6.19
<75	2.51	112.90	28.82	21.35	5.45

Tabella 6.20: risultati prova 2

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	69.12	99.95	30.83
3360-1190	84.01	99.87	15.86
1190-841	87.36	99.32	11.96
841-595	90.69	98.64	7.96
595-420	88.94	97.80	8.86
420-297	94.79	95.03	0.25
297-212	91.77	91.08	-0.70
212-150	94.97	83.30	-11.67
150-106	81.28	72.52	-8.75
106-75	53.44	55.52	2.07
<75	25.53	24.19	-1.34
Efficienza calcolata =	71.89		
Efficienza misurata =	70.76		

Tabella 6.21: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 2

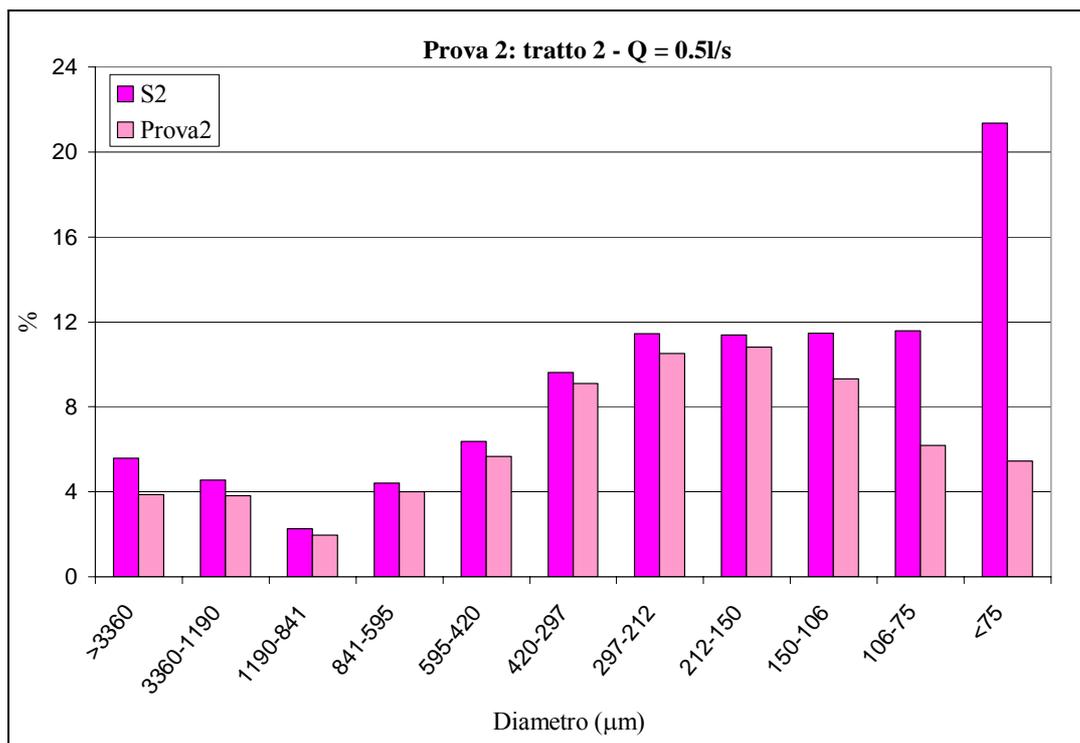


Figura 6.19: granulometria del campione **S2** e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

▪ **Prova 3:**

Campione	S3
Tratto esaminato	3
Q	0.5 l/s
Peso	500 g

D (µm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.44	8.87	15.42	1.77	3.08
3360-1190	2.40	21.02	21.00	4.20	4.20
1190-841	2.19	12.56	11.34	2.51	2.27
841-595	2.45	24.95	23.18	4.99	4.64
595-420	2.47	32.45	30.66	6.49	6.13
420-297	2.46	50.63	46.28	10.13	9.26
297-212	2.56	54.68	49.36	10.94	9.87
212-150	2.63	54.20	47.64	10.84	9.53
150-106	2.54	64.91	43.64	12.98	8.73
106-75	2.55	48.54	31.20	9.71	6.24
<75	2.51	127.21	29.76	25.44	5.95

Tabella 6.22: risultati prova 3

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	173.93	99.95	-73.98
3360-1190	99.90	99.87	-0.03
1190-841	90.31	99.23	8.91
841-595	92.90	98.74	5.84
595-420	94.47	97.54	3.06
420-297	91.42	95.16	3.74
297-212	90.27	91.37	1.09
212-150	87.90	84.81	-3.09
150-106	67.23	72.52	5.28
106-75	64.28	57.10	-7.18
<75	23.40	24.25	0.85
Efficienza calcolata =	69.66		
Efficienza misurata =	70.08		

Tabella 6.23: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 3

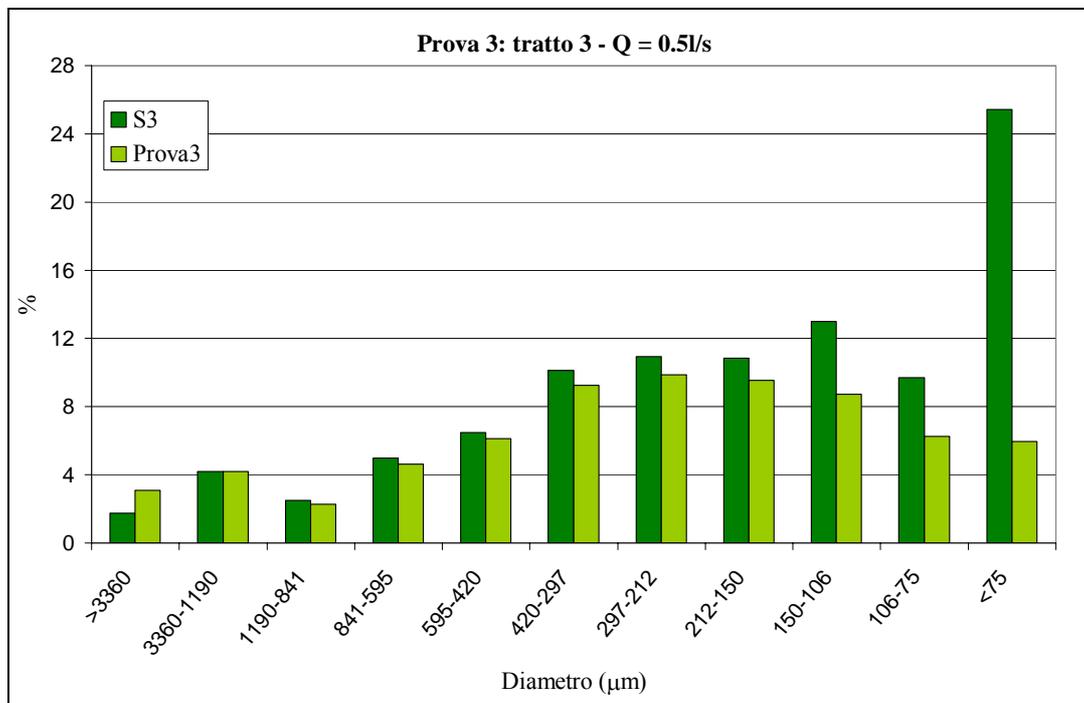


Figura 6.20: granulometria del campione S3 e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

Nell'istogramma di figura 6.21 si nota che per la frazione di diametro $> 3360 \mu\text{m}$, la percentuale di materiale misurata all'interno della caditoia è maggiore della percentuale presente inizialmente nel campione in esame (in tabella 6.23 l'efficienza calcolata risulta infatti superiore al 100 %); ciò è dovuto al fatto che la porzione di materiale utilizzata per determinare la granulometria è stata ottenuta mediante quartatura del campione complessivo. Pertanto, limitatamente alle frazioni granulometriche più

grossolane, è possibile che detta porzione presenti alcune differenze rispetto ai campioni utilizzati nelle prove.

▪ Prova 4:

Campione	S3
Tratto esaminato	3
Q	1.0 l/s
Peso	500 g

D (μm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.44	8.87	21.12	1.77	4.22
3360-1190	2.40	21.02	19.88	4.20	3.98
1190-841	2.19	12.56	11.24	2.51	2.25
841-595	2.45	24.95	22.66	4.99	4.53
595-420	2.47	32.45	31.04	6.49	6.21
420-297	2.46	50.63	43.96	10.13	8.79
297-212	2.56	54.68	44.46	10.94	8.89
212-150	2.63	54.20	37.46	10.84	7.49
150-106	2.54	64.91	29.74	12.98	5.95
106-75	2.55	48.54	19.72	9.71	3.94
<75	2.51	127.21	15.64	25.44	3.13

Tabella 6.24: risultati prova 4

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	238.23	99.90	-138.32
3360-1190	94.57	99.74	5.16
1190-841	89.52	98.46	8.95
841-595	90.81	97.51	6.69
595-420	95.64	95.20	-0.45
420-297	86.83	90.76	3.93
297-212	81.31	84.10	2.79
212-150	69.12	73.63	4.51
150-106	45.82	56.88	11.06
106-75	40.63	39.95	-0.67
<75	12.29	13.79	1.50
Efficienza calcolata =	60.62		
Efficienza misurata =	59.58		

Tabella 6.25: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 4

Anche in tal caso per la frazione di diametro > 3360 μm l'efficienza calcolata risulta superiore al 100 %, poiché, come già sottolineato, limitatamente alle frazioni

granulometriche più grossolane, è possibile che la porzione di materiale utilizzata per la determinazione della granulometria presenti alcune differenze rispetto ai campioni utilizzati nelle prove.

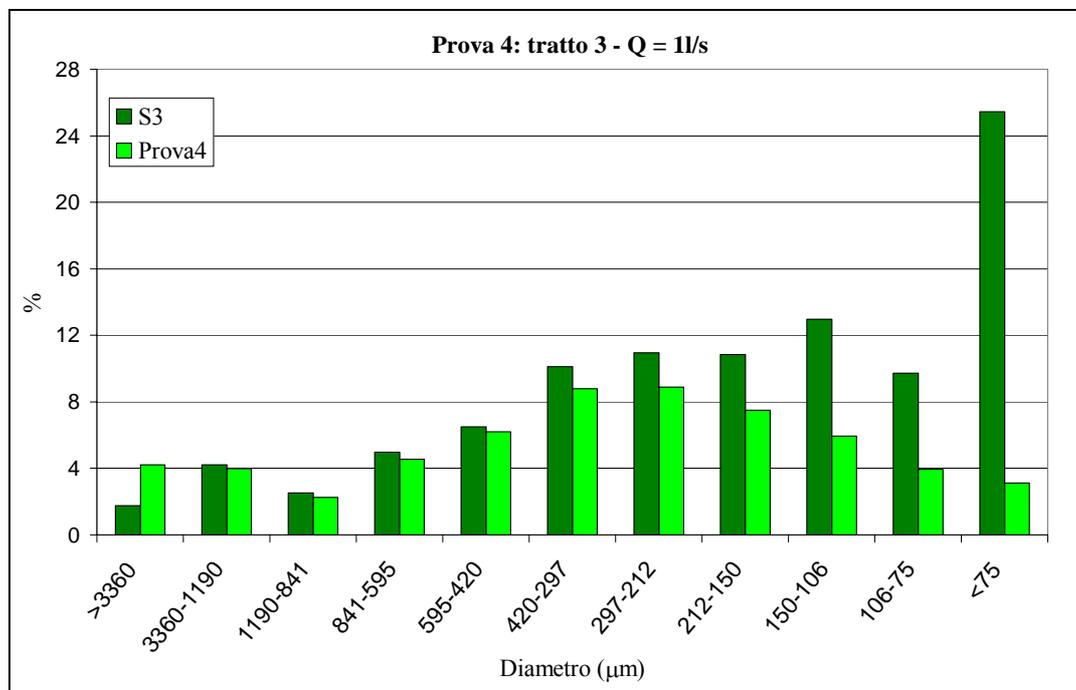


Figura 6.21: granulometria del campione **S3** e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

▪ Prova 5:

Campione	S4
Tratto esaminato	1
Q	0.47 l/s
Peso	897.329 g

D (μm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.56	86.22	56.24	9.61	6.27
3360-1190	2.56	125.59	98.40	14.00	10.97
1190-841	2.50	51.40	47.12	5.73	5.25
841-595	2.40	81.34	76.10	9.07	8.48
595-420	2.53	89.42	84.34	9.97	9.40
420-297	2.44	109.99	101.82	12.26	11.35
297-212	2.48	95.78	86.44	10.67	9.63
212-150	2.53	77.63	72.24	8.65	8.05
150-106	2.59	66.90	56.72	7.46	6.32
106-75	2.49	49.12	31.66	5.47	3.53
<75	2.48	63.93	30.78	7.12	3.43

Tabella 6.26: risultati prova 5

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	65.23	99.96	34.73
3360-1190	78.35	99.89	21.54
1190-841	91.68	99.42	7.74
841-595	93.55	98.77	5.21
595-420	94.32	97.77	3.45
420-297	92.57	95.38	2.81
297-212	90.25	91.45	1.21
212-150	93.06	84.80	-8.25
150-106	84.78	74.35	-10.43
106-75	64.45	57.61	-6.84
<75	48.14	25.01	-23.13
Efficienza calcolata =	87.24		
Efficienza misurata =	82.91		

Tabella 6.27: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 5

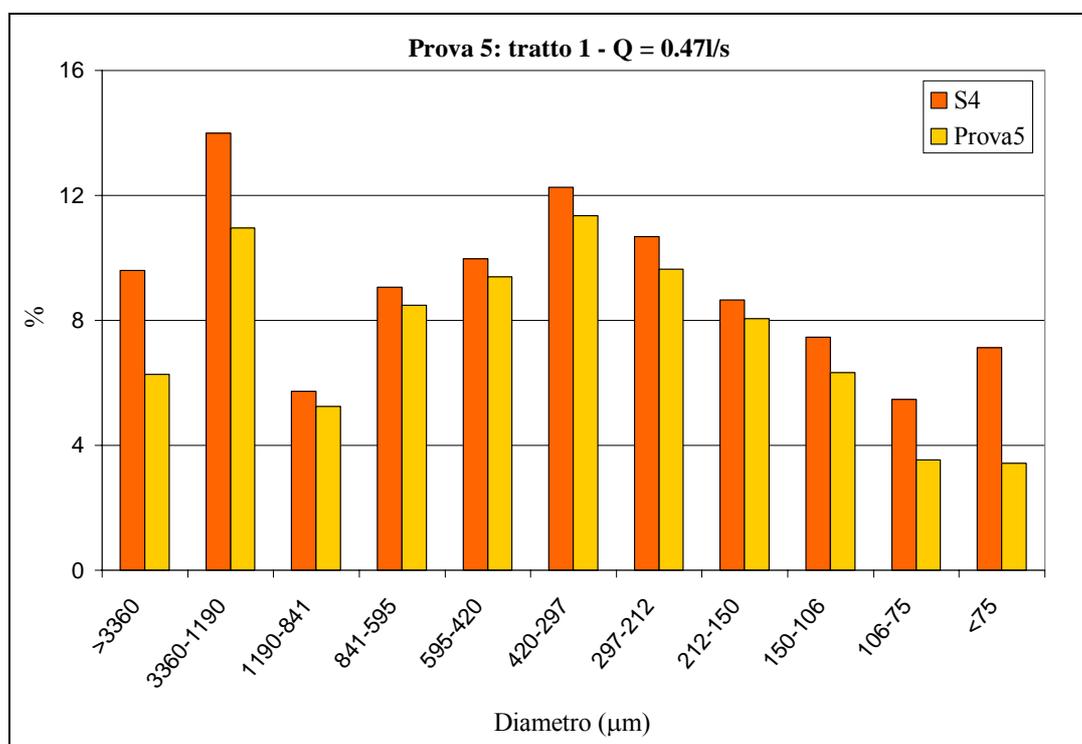


Figura 6.22: granulometria del campione **S4** e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

▪ Prova 6:

Campione	S5
Tratto esaminato	2
Q	0.47 l/s
Peso	476.002 g

D (μm)	S	Grammi campione	Grammi in caditoia	% campione	% caditoia
>3360	2.56	42.06	33.47	8.84	7.03
3360-1190	2.56	45.94	35.40	9.65	7.44
1190-841	2.50	19.16	15.06	4.03	3.16
841-595	2.40	32.30	27.90	6.79	5.86
595-420	2.53	40.68	34.52	8.55	7.25
420-297	2.83	53.21	49.86	11.18	10.47
297-212	2.63	53.68	48.16	11.28	10.12
212-150	2.47	47.02	42.92	9.88	9.02
150-106	2.50	45.21	37.34	9.50	7.84
106-75	2.49	42.93	24.46	9.02	5.14
<75	2.49	53.80	20.74	11.30	4.36

Tabella 6.28: risultati prova 6

D (μm)	eff _M (%)	eff _C (%)	eff _C - eff _M (%)
>3360	79.58	99.96	20.37
3360-1190	77.05	99.89	22.83
1190-841	78.60	99.42	20.82
841-595	86.37	98.77	12.40
595-420	84.85	97.77	12.92
420-297	93.70	96.32	2.63
297-212	89.72	92.14	2.43
212-150	91.28	84.29	-6.99
150-106	82.59	73.23	-9.36
106-75	56.97	57.61	0.64
<75	38.55	25.08	-13.47
Efficienza calcolata =	82.01		
Efficienza misurata =	77.95		

Tabella 6.29: efficienza misurata e calcolata per ogni frazione granulometrica per la prova 6

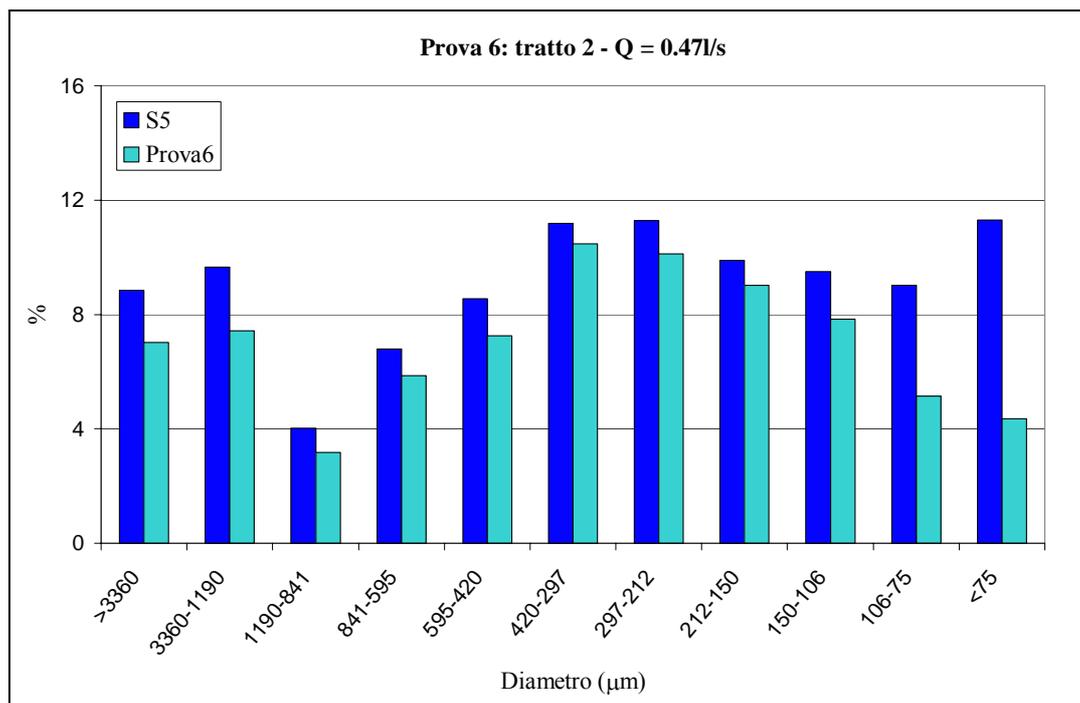


Figura 6.23: granulometria del campione **S5** e efficienza della caditoia su ogni singola frazione granulometrica

È già stato esposto come l'efficienza totale di un campione assortito può essere valutata mediante la formula (6.6), come media pesata delle efficienze delle singole frazioni granulometriche; tale valore può essere confrontato con l'efficienza totale misurata, vale a dire la quota parte di materiale che rimane intrappolato all'interno della caditoia. Nel grafico si riporta per le prove eseguite con i campioni di tipo **S** il confronto tra l'efficienza totale calcolata e misurata.

Prova	Efficienza totale calcolata (%)	Efficienza totale misurata (%)
1	64.49	60.77
2	71.89	70.76
3	69.66	70.08
4	60.62	59.58
5	87.24	82.91
6	82.01	77.95

Tabella 6.30: efficienza totale calcolata e misurata per le prove di tipo **S**

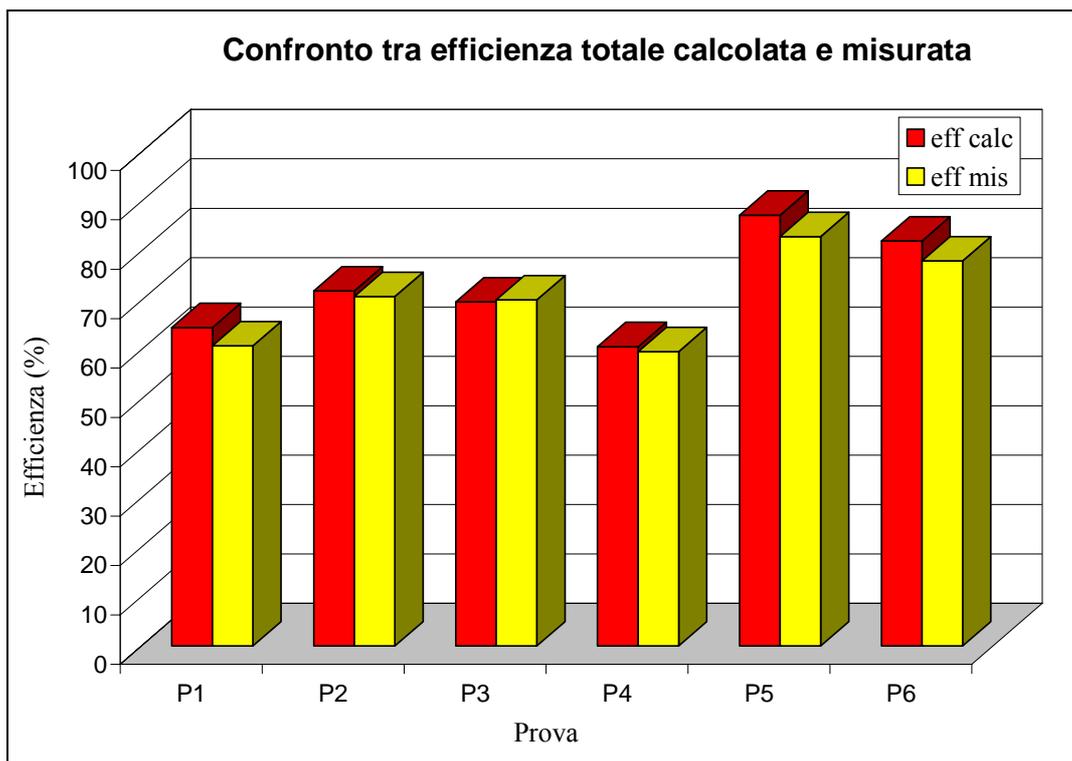


Figura 6.24: efficienza totale calcolata e misurata per le prove di tipo S

6.4.4 Prove con materiale monogranulare di tipo “carbone”

Poiché le esperienze condotte da Butler erano state eseguite con materiale quarzoso con peso specifico compreso tra 2.57 e 2.65, avendo a disposizione in Laboratorio materiale con peso specifico inferiore, sono state effettuate ulteriori prove con tale materiale, per comprendere se la formula proposta da Butler per la determinazione dell'efficienza della caditoia (formula 6.3) è applicabile o meno anche a sedimenti più leggeri.

Il materiale utilizzato viene indicato con il nome di “carbone” essendo di origine carbonifera; in tabella 6.30 se ne riporta la granulometria.

Dimensione (mm)	Passante cumulativo (%)
1.68	99.90
1.19	64.68
0.841	17.36
0.595	1.06
0.420	0.34
<0.420	0.00

Tabella 6.31: campione “carbone”, granulometria

Il diametro medio e il peso specifico di tale materiale sono pari a:

- $D_{50} = 1.08$ mm;
- $S = 1.39$.

Se si confronta il peso specifico del campione con quello delle varie frazioni granulometriche del materiale accumulatosi sulla sede stradale (compreso tra 2.19 e 2.83) si deduce come il materiale “carbone” non possa essere utilizzato per effettuare considerazioni sul comportamento del materiale in ingresso alle caditoie durante gli eventi meteorici, ma permette comunque di effettuare considerazioni di carattere generale sulla formula proposta da Butler.

Le prove eseguite con tale materiale sono riportate in tabella; la prova **C1** e **C2** sono state eseguite in assenza di sifone, le successive con sifone.

Prova	Peso (g)	Q (l/s)	eff_C (%)	eff_M (%)	eff_C- eff_M
C1	500	1.0	95.92	94.94	0.98
C2	500	0.5	97.92	99.11	-1.19
C3	500	1.0	95.92	72.55	23.38
C4	500	0.5	97.92	98.13	-0.21
C5	500	1.5	94.00	71.79	22.22
C6	500	1.0	95.92	83.82	12.10
C7	500	1.0	95.92	61.10	34.82
C8	500	1.0	95.92	87.60	8.32
C9	500	0.5	97.92	98.65	-0.73
C10	500	1.0	95.92	81.61	14.31

Tabella 6.32: riassunto prove; con **eff_C** si intende l'efficienza calcolata con la formula (6.4) con **eff_M** l'efficienza misurata sperimentalmente

In particolare la prova **C7** è stata eseguita effettuando 4 versamenti da 1 kg ciascuno di “carbone” con portata costante pari a 1 l/s. Al termine di ogni versamento il filtro posizionato all'uscita dello scarico è stato sostituito e il materiale presente all'interno è stato essiccato e successivamente pesato; in questo modo è stato possibile determinare la quantità di materiale scaricata durante ogni singola fase.

Versamento 1		
Materiale in caditoia	83.53	%
Materiale scaricato	16.47	%
Versamento 2		
Materiale in caditoia	56.25	%
Materiale scaricato	43.75	%
Versamento 3		
Materiale in caditoia	55.74	%
Materiale scaricato	44.26	%
Versamento 4		
Materiale in caditoia	48.88	%
Materiale scaricato	51.12	%

Efficienza calcolata =	95.92	%	Eff calc. – Eff mis.=	34.82
Efficienza misurata =	61.10	%		

Tabella 6.33: tabella riassuntiva dei risultati della prova M17

La prova **M17** eseguita effettuando 8 immissioni di materiale di tipologia Q4 ha mostrato come per tale materiale l'efficienza non dipende dalla presenza di materiale già depositato all'interno della caditoia (l'efficienza misurata al termine della prova era pari a 61.72 %, di poco inferiore a quella determinata mediante la formula di Butler, pari a 63.60 %). Nel caso del carbone, invece, si osserva come la percentuale di materiale scaricato aumenti durante gli eventi meteorici simulati successivi, per la presenza di materiale disponibile ad essere inviato al collettore di scarico; non bisogna però dimenticare che questo tipo di materiale ha un peso specifico relativo molto ridotto, pari a 1.39, decisamente inferiore rispetto a quello determinato per le varie frazioni granulometriche che compongono i sedimenti aspirati dalla sede stradale.

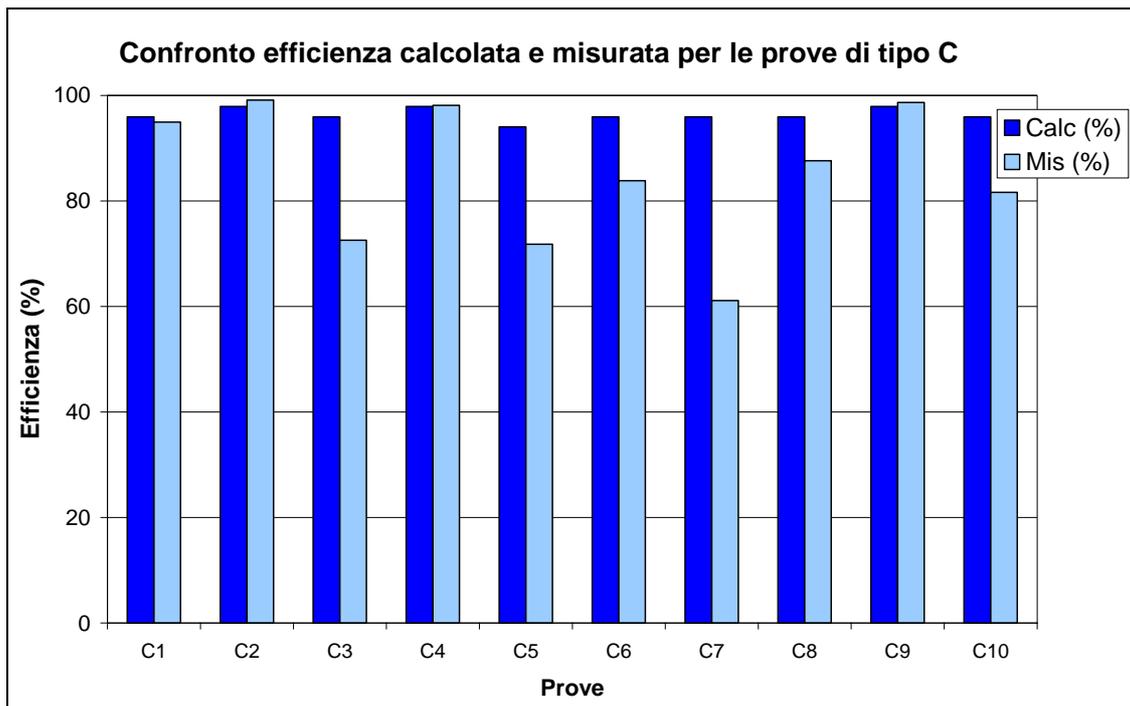


Figura 6.25: confronto tra l'efficienza determinata sperimentalmente e quella ricavata con la formula (6.4) per le prove effettuate con il materiale "carbone"

Come si osserva dal grafico di figura 6.26 in caso di portate elevate (pari a 1.0 l/s e a 1.5 l/s), l'efficienza misurata si discosta da quella valutata mediante la formula di Butler (formula 6.4), determinata tramite prove di laboratorio condotte su materiale quarzoso, caratterizzato da un peso specifico superiore rispetto a quello del "carbone". Pare quindi che la formula di Butler si adatti meno a sedimenti di peso specifico ridotto.

La curva di probabilità cumulata degli errori commessi nella valutazione dell'efficienza della caditoia con la relazione proposta da Butler interseca la probabilità pari al 50% in corrispondenza di un valore dell'errore pari all' 8 %; la formula (6.4), quindi, nel caso in cui il materiale in ingresso sia caratterizzato da un peso specifico relativo ridotto (pari a 1.39 in tal caso) sovrastima in modo sistematico l'efficienza del manufatto.

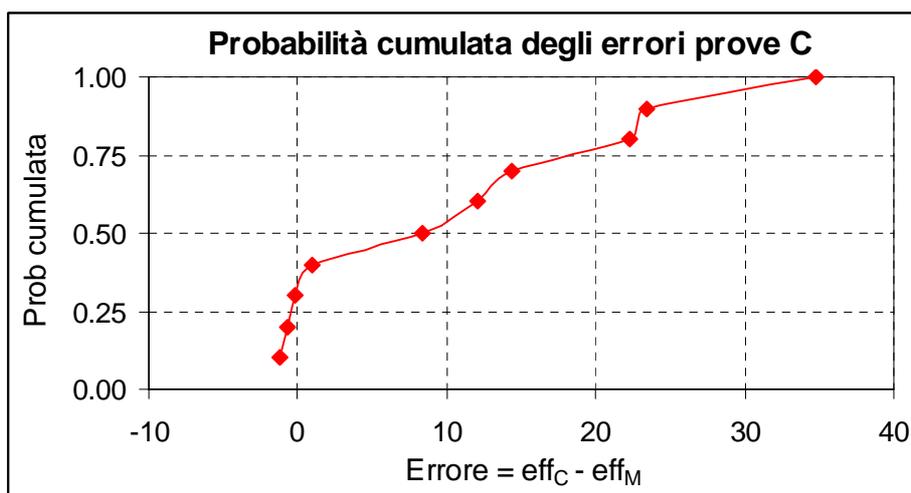


Figura 6.26: probabilità cumulata degli errori tra l'efficienza calcolata e quella misurata per le prove di tipo C

6.5 INFLUENZA DELLA CONFIGURAZIONE DEL MANUFATTO

Le prove sono state condotte con due diverse configurazioni, in assenza e in presenza di sifone (figura 6.27); il sifone è stato realizzato con un tubo rovescio collegato alla tubazione di scarico.

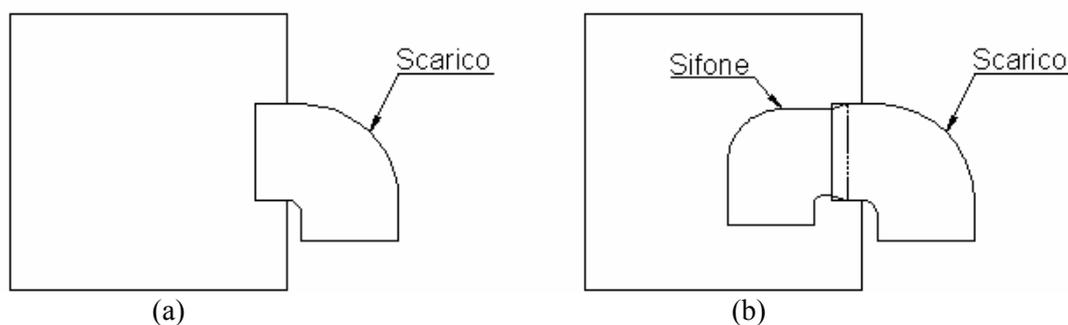


Figura 6.27: (a) caditoia non sifonata; (b) caditoia sifonata

Considerando le prove di tipo **M**, **T** e **S** si riportano quelle che sono state condotte con caditoia non sifonata (tabella 6.34) e con caditoia sifonata (tabella 6.35). In figura 6.28 si riportano le curve di probabilità cumulata degli errori commessi nella valutazione dell'efficienza calcolata mediante la formula proposta da Butler; per le prove di tipo **M** essa è stata valutata come di consueto con la formula (6.4), mentre per le prove di tipo **T** e di tipo **S** è stata utilizzata la formula (6.6) che valuta l'efficienza come media pesata

delle efficienze valutate sulle singole frazioni granulometriche che compongono il campione.

▪ **Prove con caditoia non sifonata**

Prova	Campione	Peso (g)	Q (l/s)	Eff misurata (%)	Eff calcolata (%)	Eff calc - mis
M1	N1	1000	1.0	99.66	99.21	-0.451
M2	N2	1000	1.0	99.74	98.73	-1.007
M3	Q3	1000	1.0	98.87	96.88	-1.987
M4	Q2	1000	1.0	99.59	99.62	0.033
M5	Q3+Q4	500+500	1.0	77.93	73.30	-4.639
M6	Q4	1000	1.0	58.73	49.71	-9.019
M7	Q4	500	0.5	68.24	66.41	-1.832
M8	Q3	500	1.0	98.38	96.88	-1.500
M9	Q3	2000	1.0	97.17	96.88	-0.287
M10	Q3	500	1.0	99.12	96.88	-2.236
T1	sperimentale	500	1.0	79.41	80.39	0.983
T2	sperimentale	500	1.0	79.65	80.39	0.741
T3	sperimentale	500	1.0	79.99	80.39	0.399
T4	sperimentale	500	1.0	76.67	80.39	3.718
T5	sperimentale	500	1.0	73.54	80.39	6.855

Tabella 6.34: riassunto risultati delle prove condotte con caditoia non sifonata; con efficienza calcolata si intende l'efficienza valutata mediante la formula di Butler

▪ **Prove con caditoia sifonata**

Prova	Campione	Peso (g)	Q (l/s)	Eff misurata (%)	Eff calcolata (%)	Eff calc - mis
M11	Q3	500.0	1.00	99.48	96.88	-2.59
M12	Q3	500.0	1.00	45.56	49.71	4.15
M13	Q4	500.0	0.50	64.13	66.41	2.28
M14	Q4	500.0	1.50	39.97	39.72	-0.25
M15	Q4	500.0	1.00	50.68	49.71	-0.97
M16	Q4	500.0	0.50	71.39	66.41	-4.99
1	S1	500.0	1.00	60.77	64.49	3.71
2	S2	528.9	0.50	70.76	71.89	1.13
3	S3	500.0	0.50	70.08	69.66	-0.41
4	S3	500.0	1.00	59.58	60.62	1.04
5	S4	897.3	0.47	82.91	87.24	4.34
6	S5	476.0	0.47	77.95	82.01	4.05

Tabella 6.35: riassunto risultati delle prove condotte con caditoia sifonata; con efficienza calcolata si intende l'efficienza valutata mediante la formula di Butler

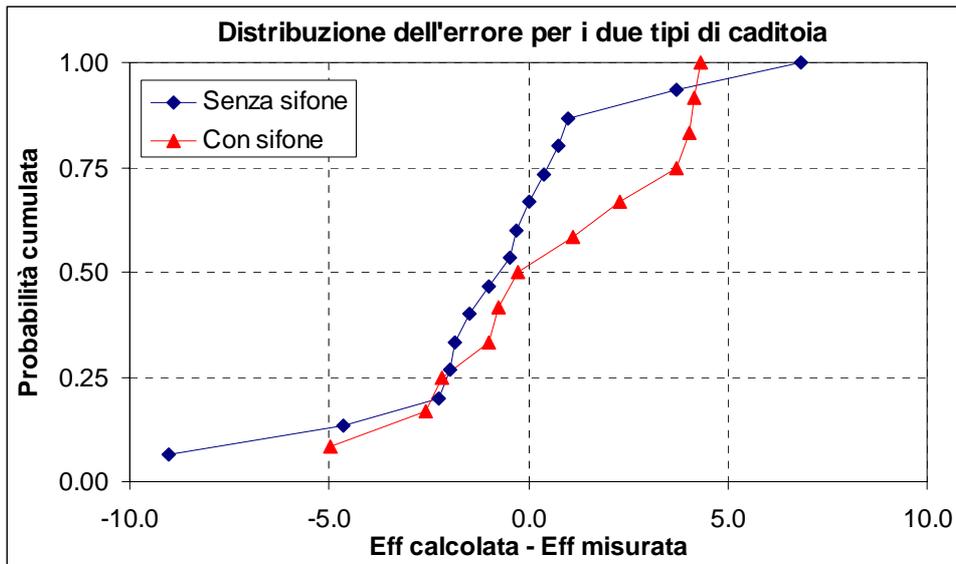


Figura 6.28: probabilità cumulata degli errori tra l'efficienza calcolata e quella misurata per le prove eseguite con caditoia non sifonata e sifonata

Dalla distribuzione degli errori si osserva che sia per le prove eseguite con caditoia sifonata sia per quelle eseguite con caditoia non sifonata non c'è errore sistematico e le deviazioni standard sono paragonabili (3.1 per prove con caditoia sifonata; 3.5 per prove con caditoia non sifonata).

Si può quindi concludere che il modello di calcolo adottato non dipende dal tipo di manufatto e può essere utilizzato per entrambe le configurazioni.

ELABORAZIONE RISULTATI

7.1 INTRODUZIONE

La formula fornita da Butler per la valutazione dell'efficienza delle caditoie è funzione della velocità di sedimentazione, w_s :

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{Q \cdot h}{V \cdot w_s}} \quad (7.1)$$

Butler ipotizzò che per la velocità di sedimentazione si potesse assumere quella fornita dalla legge di Stokes, secondo l'equazione:

$$w_s = \frac{g \cdot D^2 \cdot (S - 1)}{18\nu} \quad (7.2)$$

con D diametro medio della particella, S peso specifico relativo dei grani e ν viscosità cinematica dell'acqua, pari a $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$.

Poiché all'interno della caditoia le condizioni non sono quiescenti, la legge di Stokes sovrastima la velocità di sedimentazione; per questo motivo Butler assunse un coefficiente riduttivo α , pari a 0.6 per tener conto della turbolenza in prossimità degli angoli del manufatto che tende a ridurre la velocità di sedimentazione delle particelle, rispetto al valore fornito dalla legge di Stokes.

La velocità di sedimentazione si ricava dall'equilibrio delle forze che agiscono su una particella di diametro D e peso specifico ρ_s immersa in acqua, tali forze sono:

- il peso della particella stessa, ipotizzata di forma sferica:

$$\frac{\pi \cdot D^3}{6} \rho_s \cdot g \quad (7.3)$$

- la spinta verso l'alto fornita dal fluido, pari per il principio di Archimede a:

$$\frac{\pi \cdot D^3}{6} \rho \cdot g \quad (7.4)$$

dove ρ è il peso specifico dell'acqua.

La risultante delle due forze è quindi pari a:

$$\frac{\pi \cdot D^3}{6} (\rho_s - \rho) \cdot g \quad (7.5)$$

Il peso della particella causa un'accelerazione della particella stessa verso il basso alla quale si oppone la forza di trascinamento del fluido; il moto della particella diventa uniforme quando tale forza è uguale al suo peso. La forza di trascinamento del fluido, F_D , può essere determinata risolvendo le equazioni di Navier-Stokes, valide solo se sussistono particolari condizioni (assenza di turbolenza in prossimità della particella); sotto tali ipotesi è valida l'espressione di Stokes per la forza di trascinamento:

$$F_D = -3\pi \cdot w_s \cdot D \cdot \mu \quad (7.6)$$

che sostituita nell'equazione (7.5) fornisce la cosiddetta legge di Stokes per la determinazione della velocità di sedimentazione finale delle particelle:

$$w_s = \frac{(\rho_s - \rho) \cdot D^2 \cdot g}{18\mu} \quad (7.7)$$

Tale equazione è valida solo quando la turbolenza del fluido è trascurabile, ossia quando il numero di Reynolds della particella è inferiore a 0.2; esso è dato da:

$$Re' = \frac{D \cdot w_s \cdot \rho}{\mu} \quad (7.8)$$

con ρ e μ densità e viscosità del fluido.

Per valori del numero di Reynolds superiori a 0.2 la turbolenza tende a ridurre la velocità di sedimentazione rispetto al valore fornito dalla formula (7.7). Poiché il numero di Reynolds delle particelle è direttamente proporzionale al loro diametro, per particelle di grandi dimensioni Re' risulterà superiore a 0.2 e quindi sarà conveniente utilizzare altre espressioni per la valutazione della velocità di sedimentazione.

7.2 VELOCITÀ DI SEDIMENTAZIONE

La velocità di sedimentazione di una particella dipende da vari parametri:

- densità e viscosità del fluido nel quale la particella è immersa;
- densità, dimensione, forma, rotondità e tessitura superficiale della particella stessa.

Le formule proposte dai diversi autori per la determinazione della velocità di sedimentazione dei grani sono state derivate empiricamente e tengono conto dei fattori in gioco solo parzialmente.

Tra le varie formulazioni presenti in letteratura, in tale ambito si è deciso di considerare le seguenti:

▪ **Formula di Stokes (1851)**

La legge di Stokes (formula (7.7)) si applica a particelle con dimensione inferiore a 100 μm ; Butler ha esteso l'utilizzo di tale legge anche a solidi di diametro superiore introducendo un coefficiente moltiplicativo α , pari a 0.6; la velocità di sedimentazione si calcola quindi come:

$$w_s = 0.6 \cdot \frac{(\rho_s - \rho) \cdot D^2 \cdot g}{18\mu} \quad (7.9)$$

dove: ρ_s è il peso specifico della particella;

D è il diametro della particella;

ρ è il peso specifico dell'acqua;

μ è la viscosità dinamica dell'acqua.

Dividendo numeratore e denominatore per ρ si ottiene:

$$w_s = 0.6 \cdot \frac{(S - 1) \cdot D^2 \cdot g}{18\nu} \quad (7.10)$$

con S peso specifico relativo del solido (adimensionale) e ν viscosità cinematica dell'acqua.

▪ **Formula di Zanke (1977)**

L'espressione proposta da Zanke permette di determinare la velocità di sedimentazione di particelle naturali con diametro D compreso tra 100 e 1000 μm . La velocità di sedimentazione valutata con la formula di Zanke è data da:

$$w_s = \frac{10 \cdot \nu}{D} \left[\left(1 + \frac{0.01 \cdot (S - 1) \cdot g \cdot D^3}{\nu^2} \right)^{0.5} - 1 \right] \quad (7.11)$$

- **Formula di Cheng (1997)**

La formula proposta da Cheng permette di valutare la velocità di sedimentazione delle particelle naturali ed è applicabile ad un range molto esteso del numero di Reynolds. Indicando con W^* la forma adimensionale della velocità di sedimentazione

$$W^* = \frac{w_s \cdot D}{\nu} \quad (7.12)$$

e con d^* il parametro

$$d^* = \left(\frac{S \cdot g}{\nu^2} \right)^{1/3} \cdot D \quad (7.13)$$

la formula di Cheng si può scrivere come:

$$W^* = \left(\sqrt{25 + 1.2 \cdot (d^*)^2} - 5 \right)^{1.5} \quad (7.14)$$

Nota W^* è possibile ricavare la velocità di sedimentazione w_s :

$$w_s = \frac{\nu}{d} \cdot W^* \quad (7.15)$$

- **Formula di Dietrich (1982)**

La formula proposta da Dietrich permette di tenere in considerazione la forma e la rotondità dei grani (oltre al peso specifico e dimensione degli stessi) e può quindi essere utilmente impiegata per determinare la velocità di sedimentazione di particelle con forma irregolare.

Per le particelle di forma non sferica si ha un velocità di sedimentazione terminale inferiore rispetto a quella di una particella sferica di uguale volume. Durante la sedimentazione i grani caratterizzati da forma irregolare si posizionano con la loro dimensione massima orientata lungo la direzione di caduta; la loro forma può inoltre indurre un'instabilità della sedimentazione, con rotazioni e oscillazioni che, in generale, riducono la velocità di sedimentazione.

Per caratterizzare la forma dei sedimenti solitamente si utilizza il coefficiente di forma *CFS* [Corey, 1949]:

$$CSF = \frac{c}{\sqrt{a \cdot b}} \quad (7.16)$$

dove a , b e c sono rispettivamente l'asse maggiore, intermedio e minore della particella e sono perpendicolari tra loro. Il coefficiente di forma di Corey è compreso tra 0 e 1 (particella sferica).

Un ulteriore parametro che influenza la velocità di sedimentazione è la sfericità della particella; per tener conto di tale caratteristica nella formula di Dietrich si considera un fattore P , funzione del tipo di sedimento:

Sedimento	P
Spigoloso	2.0
Naturale	3.5
Ben arrotondato	6.0

Tabella 7.1: valori del coefficiente P di sfericità in funzione del tipo di sedimento

La formula di Dietrich permette di determinare l'espressione adimensionale della velocità di sedimentazione, W^* , pari a:

$$W^* = R_3 10^{R_1 + R_2} \quad (7.17)$$

dove R_1 rappresenta l'effetto della densità, R_2 l'effetto della forma e R_3 l'effetto della sfericità; questi tre parametri possono essere scritti in funzione dei coefficienti CSF e P e del parametro D^* :

$$D^* = \frac{(S-1) \cdot g}{\nu^2} \cdot D^3 \quad (7.18)$$

$$R_1 = -3.76715 + 1.92944(\log_{10} D^*) - 0.09815(\log_{10} D^*)^2 - 0.00575(\log_{10} D^*)^3 + 0.00056(\log_{10} gD^*)^4 \quad (7.19)$$

$$R_2 = \log_{10} \left(1 - \frac{1 - CSF}{0.85} \right) \quad (7.20)$$

$$R_3 = \left[0.65 - \left(\frac{CSF}{2.83} \tanh(\log_{10} D^* - 4.6) \right) \right]^{\left(1 + \frac{3.5 - P}{2.5} \right)} \quad (7.21)$$

Solitamente si assume CSF pari a 0.7.

▪ **Formula di Ahrens (2000)**

Ahrens, nella valutazione della velocità di sedimentazione, non considera né la forma né la sfericità delle particelle. Indicando con W^* la forma adimensionale di w_s :

$$W^* = \frac{w_s \cdot D}{\nu} \quad (7.22)$$

e con D^* il parametro precedentemente visto nella formula di Dietrich:

$$D^* = \frac{(S-1) \cdot g}{\nu^2} \cdot D^3 \quad (7.23)$$

la formula di Ahrens può essere scritta come:

$$W^* = C_L \cdot D^* + C_T \cdot \sqrt{D^*} \quad (7.24)$$

dove i due parametri C_L e C_T sono rispettivamente associati a condizioni di regime laminare e turbolento; essi possono essere determinati tramite le seguenti relazioni:

$$C_L = 0.055 \cdot \tanh \left[12 \cdot (D^*)^{-0.59} \exp(-0.0004 \cdot D^*) \right] \quad (7.25)$$

$$C_T = 1.06 \cdot \tanh \left[0.016 \cdot (D^*)^{0.50} \exp\left(-\frac{120}{D^*}\right) \right] \quad (7.26)$$

▪ **Formula di Camenen (2007)**

La relazione fornita da Camenen per la determinazione della velocità di sedimentazione tiene in considerazione la forma e la sfericità delle particelle:

$$w_s = \frac{v}{D} \left[\sqrt{\frac{1}{4} \cdot \left(\frac{A}{B}\right)^{2/m} + \left(\frac{4}{3} \cdot \frac{(d^*)^3}{B}\right)^{1/m}} - \frac{1}{2} \left(\frac{A}{B}\right)^{1/m} \right]^m \quad (7.27)$$

I parametri si possono desumere mediante l'utilizzo della seguente tabella:

Materiale	<i>CSF</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>B</i>	<i>m</i>
Particelle sferiche	1.0	6.0	24.0	0.39	1.92
Ciottoli lisci	0.7	5.0	24.5	0.62	1.71
Sabbia naturale	0.7	3.5	24.6	0.96	1.53
Sabbia spigolosa	0.7	2.0	24.7	1.36	1.36
Cilindri allungati	0.4	5.0	36.0	1.51	1.40
Argilla, particelle coesive	0.4	2.0	38.0	3.55	1.12
Aggregati	0.6	1.0	26.8	2.11	1.19

Tabella 7.2: coefficienti *A*, *B* e *m* per vari tipi di particelle [B. Camenen, 2007]

7.2.1 Confronto tra le velocità di sedimentazione

Le varie espressioni proposte dai diversi autori per la determinazione della velocità di sedimentazione sono, in generale, funzione del diametro e del peso specifico dei grani; di conseguenza per confrontare tra loro i valori di velocità ottenuti adottando le diverse formule si farà riferimento ad un preciso peso specifico ($S=2.65$ e $S=1.40$). Alcuni autori, come Dietrich e Camenen, considerano anche la forma e la sfericità della

particella e per le loro formulazioni, quindi, sarà necessario fissare uno stesso valore dei parametri CSF e P , assunti pari rispettivamente a 0.7 e 3.5.

Fissato il peso specifico relativo S , pari in tal caso a 2.65, se si riporta l'andamento della velocità di sedimentazione in funzione del diametro secondo le relazioni proposte dai vari autori, si ottiene il grafico di figura 7.1.

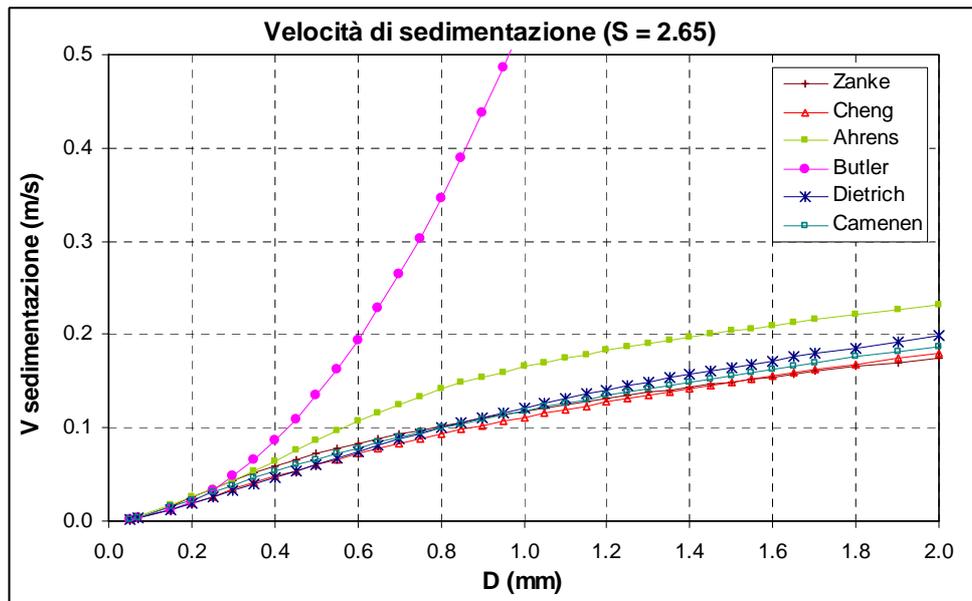


Figura 7.1: andamento della velocità di sedimentazione in funzione del diametro al variare delle formule proposte dagli autori in esame

Si osserva come le relazioni proposte da Zanke, Cheng, Dietrich e Camenen diano, a parità di diametro, velocità di sedimentazione prossime tra loro; la formula di Ahrens, invece, tende a sovrastimare tale velocità, in particolar modo per diametri superiori a 0.3 mm. È evidente come la formulazione di Butler per diametri inferiori a 0.3 mm dia valori della velocità di sedimentazione compresi tra quelli forniti dalle relazioni di Zanke e Dietrich, ma per dimensioni superiori la sovrastima di w_s è particolarmente elevata. Se si considera la velocità di sedimentazione per grani con peso specifico pari a 1.4 (caratteristico del materiale carbone) la relazione utilizzata da Butler sovrastima la velocità di sedimentazione rispetto agli altri autori per diametri superiori a 0.4 mm. Si tratta quindi di capire se e come tale sovrastima incida nella valutazione dell'efficienza della caditoia.

Dal momento che la formulazione di Dietrich viene riconosciuta come una delle espressioni che meglio rappresentano le osservazioni sperimentali [Jiménez e Madsen, 2003], mentre quella di Butler funge da punto di partenza nella valutazione

dell'efficienza dei manufatti in esame, si riportano, in funzione di tali due velocità, i valori delle varie velocità di sedimentazione ottenute con le formule sopra esposte sia per S pari a 2.65 sia per S pari a 1.40.

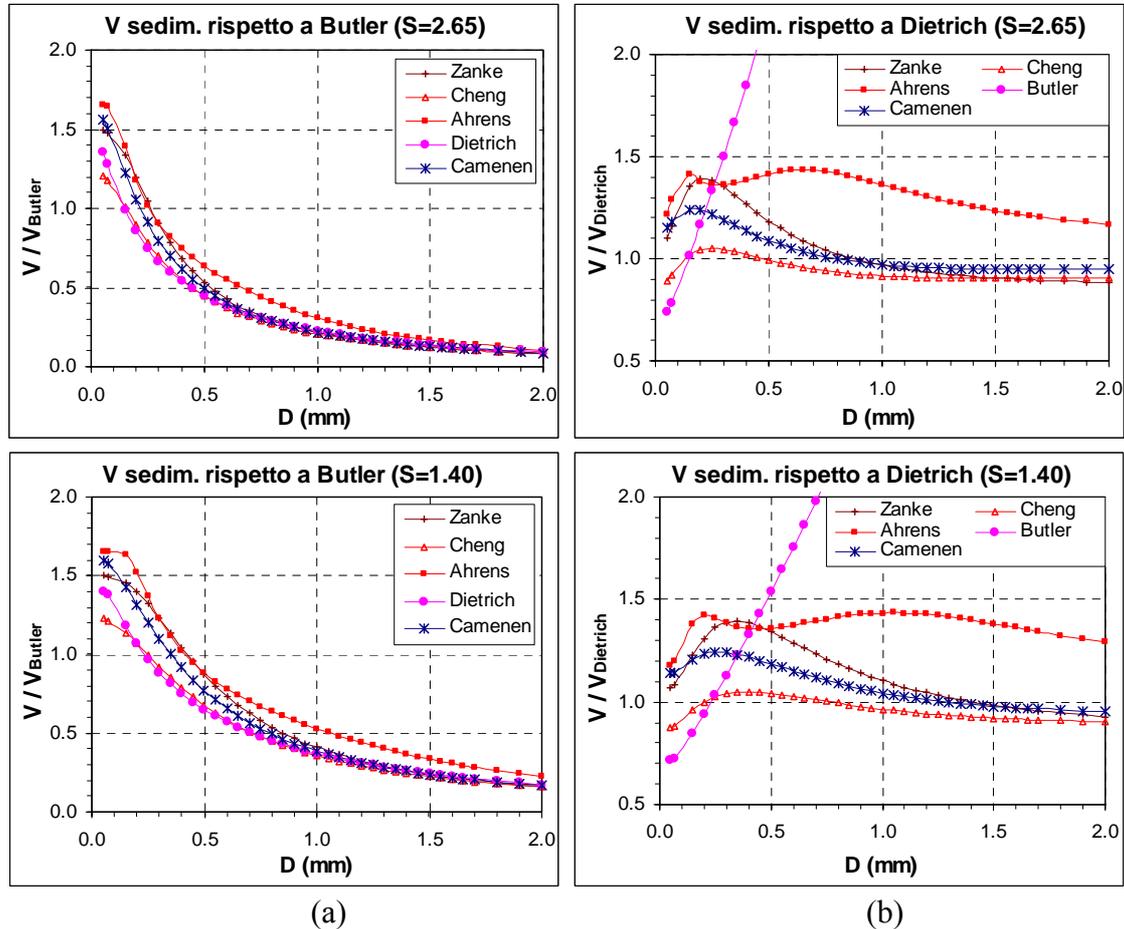


Figura 7.2: (a) velocità di sedimentazione valutate in funzione di quella di Butler;
 (b) velocità di sedimentazione valutate in funzione di quella di Dietrich

Dal grafico di figura 7.2(a) si nota come la velocità di Butler dia valori prossimi alle altre espressioni solo per diametri compresi tra 0.2 e 0.3 mm, per S pari a 2.65, e tra 0.3 e 0.4 mm, per S pari a 1.40 (in corrispondenza dei quali le varie curve intersecano il valore 1); per dimensioni superiori il rapporto tra le velocità di sedimentazione V_X/V_{Butler} diventa inferiore all'unità, perché la formulazione di Butler fornisce una sovrastima. In figura 7.2(b), invece, si osserva che, tralasciando l'andamento della velocità di sedimentazione fornita da Butler rispetto a quella di Dietrich, Ahrens sovrastima per ogni valore di diametro tale velocità, mentre gli altri autori, per diametri maggiori a 1.0 mm, offrono valori prossimi a quelli forniti da Dietrich.

7.2.2 Confronto tra le efficienze

L'efficienza di una caditoia è funzione della portata d'acqua in ingresso Q , nonché della velocità di sedimentazione delle particelle solide in arrivo w_s :

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{Q \cdot h}{V \cdot w_s}} = \frac{1}{1 + \frac{Q}{A \cdot w_s}} = \frac{w_s}{w_s + \frac{Q}{A}} \quad (7.28)$$

dove con A si intende l'area di base della caditoia stessa.

Le varie formulazioni proposte dagli autori in esame per la determinazione di w_s , quindi, forniscono diversi valori di efficienza; ovviamente in tal caso è necessario fissare il valore della portata in ingresso. Anche per le efficienze si usano come riferimento i valori forniti dalle espressioni proposte da Butler e Dietrich per la velocità di sedimentazione.

Anche in tal caso si osserva come se si utilizza il valore della velocità di sedimentazione proposto da Butler si ottengono, a parità di portata Q , valori dell'efficienza notevolmente diversi da quelli che si ottengono con relazioni fornite dagli altri autori; l'efficienza che si ottiene invece sfruttando le formulazioni di Zanke, Camenen e Cheng, all'aumentare del diametro si avvicina al valore ottenuto mediante la formula di w_s proposta da Dietrich (in particolar modo i valori ottenuti da Cheng sono quelli che meno si discostano da quelli di Dietrich). Anche per l'efficienza sia Ahrens sia in particolare Butler forniscono una sovra stima rispetto ai valori ottenuti da Dietrich.

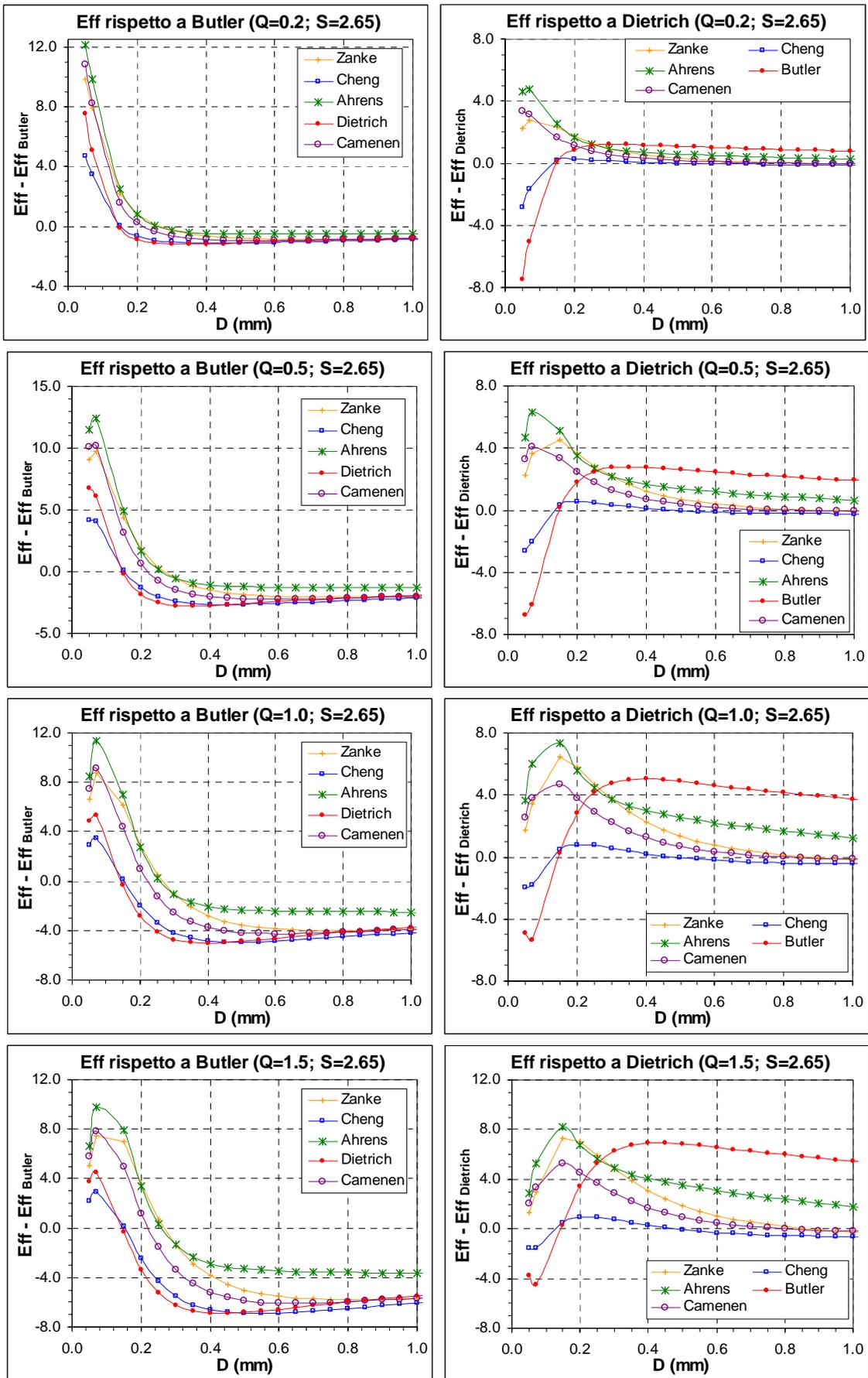


Figura 7.3: efficienza della caduta valutata tramite le formule di w_s fornite dai vari autori e riportata in funzione dell'efficienza ottenuta usando le relazioni di Butler e di Dietrich

7.2.3 Confronto con i dati sperimentali

Le prove in laboratorio hanno permesso di valutare l'efficienza della caditoia in funzione della portata in ingresso e delle caratteristiche del materiale (dimensioni e peso specifico). È quindi possibile valutare l'efficienza misurata sperimentalmente con quella calcolata, pari a:

$$eff_{calcolata} = \frac{V_x}{V_x + \frac{Q}{A}} \quad (7.29)$$

dove con V_x si intende la velocità di sedimentazione delle particelle (in m/s) valutata con le varie formule proposte dai diversi autori, mentre Q e A sono rispettivamente la portata d'acqua in arrivo (in m³/s) e l'area di base della caditoia (in m²).

In tabella viene riportato un riassunto delle prove effettuate e dell'errore commesso rispetto al valore sperimentale utilizzando le formule proposte dai diversi autori per la valutazione della velocità di sedimentazione.

Prove M; S = 2.65				Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
Prova	Materiale	D (mm)	Q (l/s)	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
M1	N1	1.205	1.00	-0.45	-4.19	-4.32	-2.96	-3.91	-4.09
M2	N2	0.950	1.00	-1.01	-4.94	-5.27	-3.50	-4.84	-4.96
M3	Q3	0.600	1.00	-1.99	-5.85	-6.83	-4.40	-6.61	-6.26
M4	Q2	1.750	1.00	0.03	-3.29	-3.24	-2.37	-2.90	-3.08
M5	Q3	0.600	1.00	-0.62	-4.48	-5.46	-3.03	-5.24	-4.89
M5bis	Q4	0.107	1.00	-8.79	0.10	-6.29	2.72	-5.72	-0.80
M6	Q4	0.107	1.00	-9.02	-0.12	-6.52	2.50	-5.95	-1.02
M7	Q4	0.107	0.50	-1.83	5.66	0.36	7.71	0.85	4.94
M8	Q3	0.600	1.00	-1.50	-5.36	-6.34	-3.92	-6.12	-5.77
M9	Q3	0.600	1.00	-0.29	-4.15	-5.13	-2.70	-4.91	-4.56
M10	Q3	0.600	1.00	-2.24	-6.10	-7.08	-4.65	-6.86	-6.51
M11	Q3	0.600	1.00	-2.59	-6.46	-7.44	-5.01	-7.22	-6.86
M12	Q4	0.107	1.00	4.15	13.04	6.65	15.67	7.22	12.14
M13	Q4	0.107	0.50	2.28	9.77	4.47	11.82	4.96	9.05
M14	Q4	0.107	1.50	-0.25	8.58	2.16	11.31	2.72	7.66
M15	Q4	0.107	1.00	-0.97	7.92	1.52	10.54	2.10	7.02
M16	Q4	0.107	0.50	-4.99	2.51	-2.79	4.56	-2.30	1.79

Prove C; S = 1.39			Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
Prova	D (mm)	Q (l/s)	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
C1	1.075	1.00	-0.45	-4.19	-4.32	-2.96	-3.91	-4.09
C2	1.075	0.50	-1.01	-4.94	-5.27	-3.50	-4.84	-4.96
C3	1.075	1.00	-1.99	-5.85	-6.83	-4.40	-6.61	-6.26
C4	1.075	0.50	0.03	-3.29	-3.24	-2.37	-2.90	-3.08
C5	1.075	1.50	21.23	17.47	17.32	18.73	17.74	17.56
C6	1.075	1.00	-9.02	-0.12	-6.52	2.50	-5.95	-1.02
C7	1.075	1.00	-1.83	5.66	0.36	7.71	0.85	4.94
C8	1.075	1.00	-1.50	-5.36	-6.34	-3.92	-6.12	-5.77
C9	1.075	0.50	-0.29	-4.15	-5.13	-2.70	-4.91	-4.56
C10	1.075	1.00	-2.24	-6.10	-7.08	-4.65	-6.86	-6.51

Prova 1; materiale S1; Q = 1.00 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
3.680	2.49	4.97	2.41	2.58	2.96	2.79	2.67
2.275	2.40	15.61	12.38	12.49	13.20	12.80	12.63
1.016	2.19	11.74	7.36	6.96	8.99	7.42	7.32
0.718	2.45	8.16	4.03	3.27	5.62	3.59	3.76
0.508	2.47	4.67	1.07	-0.43	2.27	-0.40	0.38
0.359	2.46	0.05	-2.02	-4.66	-1.65	-5.08	-3.28
0.255	2.31	4.33	5.53	1.12	5.23	0.29	3.62
0.181	2.55	2.24	6.61	1.10	6.71	0.36	4.64
0.128	2.74	2.92	10.43	4.15	12.09	4.06	8.95
0.091	2.43	-0.50	8.78	2.80	11.66	4.11	8.60
0.045	2.64	3.13	8.95	5.75	10.61	7.60	9.78

Prova 2; materiale S2; Q = 0.50 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
3.680	2.50	30.83	29.54	29.63	29.82	29.74	29.67
2.275	2.40	15.86	14.21	14.27	14.63	14.43	14.34
1.016	2.36	11.96	9.80	9.61	10.60	9.85	9.79
0.718	2.35	7.96	5.75	5.30	6.61	5.47	5.58
0.508	2.65	8.86	6.95	6.22	7.61	6.25	6.62
0.359	2.42	0.25	-0.88	-2.42	-0.68	-2.67	-1.61
0.255	2.51	-0.70	-0.30	-2.75	-0.46	-3.23	-1.37
0.181	2.46	-11.67	-8.58	-12.35	-8.47	-12.84	-9.87
0.128	2.54	-8.75	-2.61	-7.51	-1.21	-7.48	-3.64
0.091	2.46	2.07	11.16	5.43	13.75	6.69	10.97
0.045	2.51	-1.34	6.77	2.43	8.96	5.01	7.92

Prova 3; materiale S3; Q = 0.50 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
2.275	2.40	-0.03	-1.68	-1.62	-1.26	-1.47	-1.56
1.016	2.19	8.91	6.64	6.42	7.49	6.67	6.61
0.718	2.45	5.84	3.67	3.26	4.52	3.44	3.53
0.508	2.47	3.06	1.14	0.32	1.79	0.33	0.76
0.359	2.46	3.74	2.59	1.09	2.80	0.84	1.88
0.255	2.56	1.09	1.41	-0.97	1.26	-1.44	0.37
0.181	2.63	-3.09	-0.41	-3.94	-0.38	-4.44	-1.67
0.128	2.54	5.28	11.42	6.52	12.83	6.55	10.39
0.091	2.55	-7.18	1.74	-3.94	4.29	-2.76	1.50
0.045	2.51	0.85	8.97	4.62	11.16	7.20	10.11

Prova 4; materiale S3; Q = 1.00 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
2.275	2.40	5.16	1.93	2.04	2.75	2.34	2.17
1.016	2.19	8.95	4.57	4.16	6.19	4.62	4.52
0.718	2.45	6.69	2.56	1.79	4.15	2.12	2.29
0.508	2.47	-0.45	-4.05	-5.54	-2.85	-5.52	-4.74
0.359	2.46	3.93	1.86	-0.78	2.23	-1.20	0.59
0.255	2.56	2.79	3.34	-0.64	3.09	-1.40	1.57
0.181	2.63	4.51	8.64	3.25	8.69	2.50	6.69
0.128	2.54	11.06	19.01	12.60	20.93	12.64	17.62
0.091	2.55	-0.67	8.65	2.58	11.54	3.79	8.38
0.045	2.51	1.50	7.01	3.99	8.59	5.77	7.83

Prova 5; materiale S4; Q = 0.47 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
3.680	2.56	34.73	33.53	33.62	33.79	33.72	33.66
2.275	2.56	21.54	20.06	20.12	20.44	20.26	20.18
1.016	2.50	7.74	5.78	5.63	6.50	5.85	5.78
0.718	2.40	5.21	3.15	2.75	3.96	2.91	3.01
0.508	2.53	3.45	1.64	0.89	2.25	0.91	1.29
0.359	2.44	2.81	1.73	0.29	1.92	0.05	1.04
0.255	2.48	1.21	1.62	-0.74	1.46	-1.20	0.59
0.181	2.53	-8.25	-5.48	-8.98	-5.41	-9.46	-6.70
0.128	2.59	-10.43	-4.62	-9.30	-3.33	-9.30	-5.62
0.091	2.49	-6.84	2.06	-3.56	4.58	-2.35	1.86
0.045	2.48	-23.13	-14.87	-19.28	-12.64	-16.65	-13.70

Prova 6; materiale S5; Q = 0.47 (l/s)		Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
D (mm)	S	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
3.680	2.56	20.37	19.18	19.26	19.44	19.36	19.30
2.275	2.56	22.83	21.36	21.41	21.73	21.55	21.48
1.016	2.50	20.82	18.86	18.71	19.58	18.93	18.86
0.718	2.40	12.40	10.34	9.93	11.14	10.10	10.19
0.508	2.53	12.92	11.11	10.36	11.72	10.38	10.76
0.359	2.83	2.63	1.41	0.23	1.68	0.07	0.84
0.255	2.63	2.43	2.66	0.46	2.52	0.02	1.69
0.181	2.47	-6.99	-4.07	-7.66	-3.97	-8.13	-5.31
0.128	2.50	-9.36	-3.31	-8.10	-1.91	-8.05	-4.29
0.091	2.49	0.64	9.54	3.92	12.06	5.13	9.34
0.045	2.49	-13.47	-5.20	-9.62	-2.97	-6.98	-4.03

Tabella 7.3: riassunto delle prove effettuate ed errore tra efficienza calcolata utilizzando le formule proposte dai vari autori e quella misurata

Nei grafici seguenti (figura 7.4) si riporta, per ogni autore, l'errore tra l'efficienza calcolata e quella misurata in funzione del diametro; sono stati riportati i dati delle prove eseguite con i campioni di materiale prelevato dalla sede stradale, per ogni classe granulometrica che lo compone, i risultati delle prove con materiale monogranulare e di quelle effettuate utilizzando il "carbone".

Si osserva come l'errore commesso sulla valutazione dell'efficienza abbia una tendenza ad aumentare con il diametro, in particolar modo per i valori ottenuti applicando la formula di Butler.

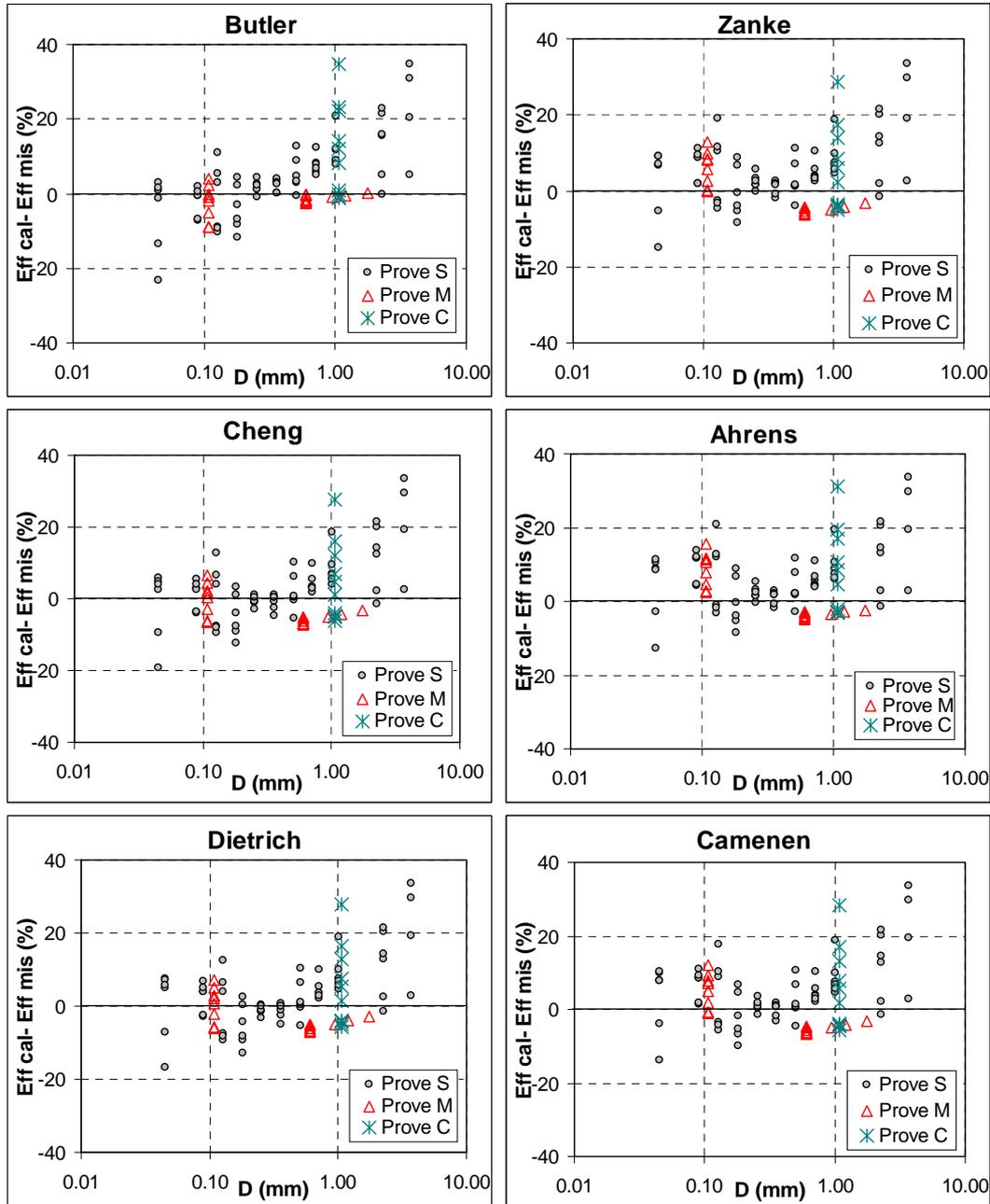


Figura 7.4: errori commessi nella valutazione dell'efficienza della caditoia per le varie formule di velocità di sedimentazione utilizzate rispetto all'efficienza misurata sperimentalmente

Riportando sul piano efficienza misurata-efficienza calcolata i valori ottenuti al variare delle relazioni utilizzate per la valutazione della velocità di sedimentazione, si osserva come i risultati migliori si ottengano adottando le formule proposte da Cheng e da Dietrich.

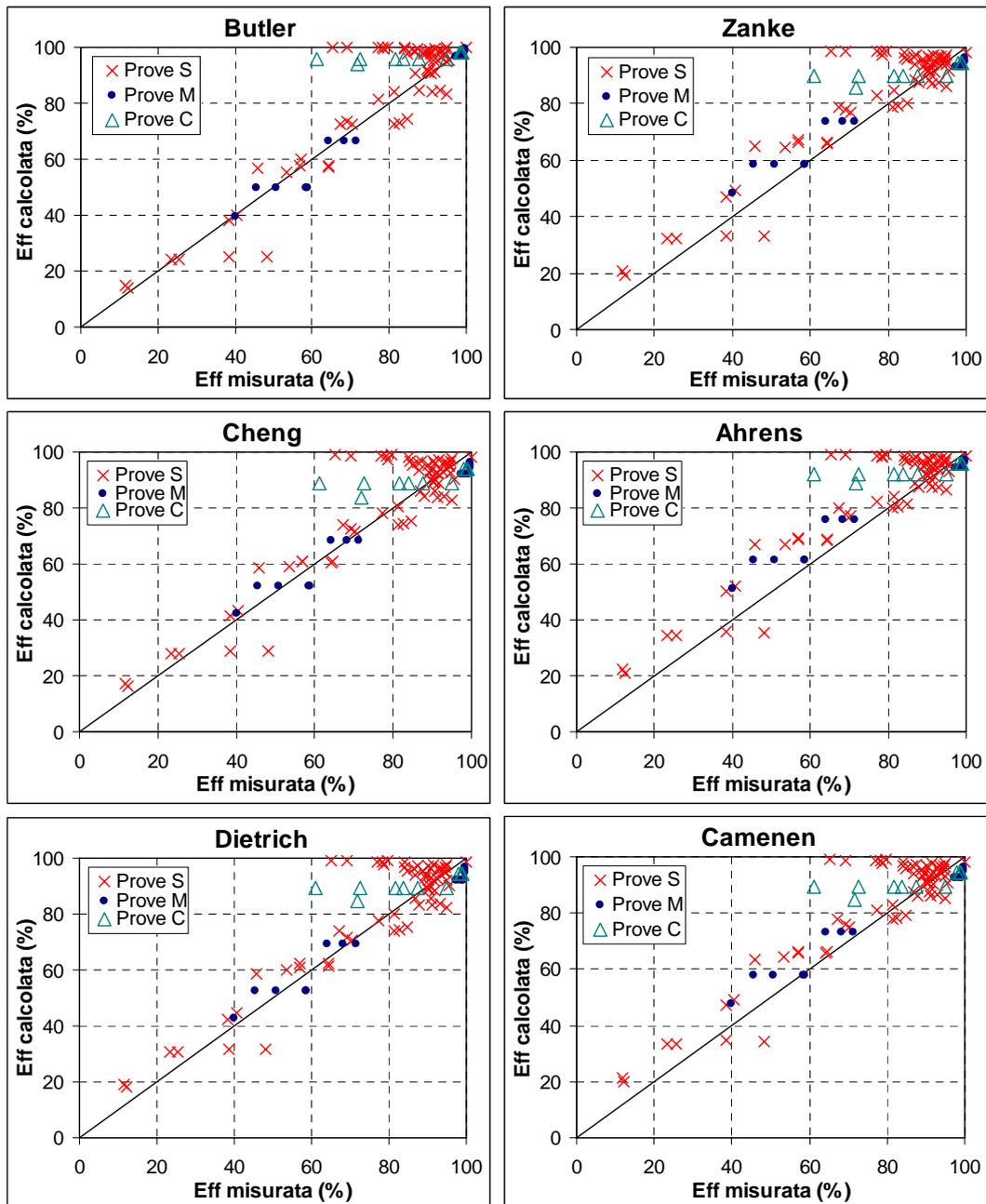


Figura 7.5: confronto tra l'efficienza misurata sperimentalmente e quella calcolata adottando le diverse formule per la determinazione della velocità di sedimentazione proposte dai diversi autori

Sugli errori effettuati nella valutazione dell'efficienza con le formule proposte da ogni autore sono stati valutati lo scarto quadratico medio ("Root Mean Square"), l'indice di efficienza di Nash [Nash e Sutcliffe, 1970] e la mediana. Si ricorda che i primi due sono definiti come segue:

$$\blacksquare \quad RMS = \sqrt{\frac{\sum (eff_{calc} - eff_{mis})^2}{N}} \quad (7.30)$$

con N numero degli errori;

$$\blacksquare \quad Nash = 1 - \frac{\sum (eff_{calc} - eff_{mis})^2}{\sum (eff_{mis} - \overline{eff_{mis}})^2} \quad (7.31)$$

con $\overline{eff_{mis}}$ valore medio di tutte le efficienze misurate.

	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
RMS	9.674	9.347	8.899	9.942	8.952	9.260
Nash	0.801	0.814	0.831	0.790	0.829	0.817
Mediana	2.24	2.66	1.10	4.29	0.85	2.29

Tabella 7.4: valori dello scarto quadratico medio, dell'indice di efficienza di Nash e della mediana valutati su tutti gli errori forniti dalle prove di tipo **M** e **S**

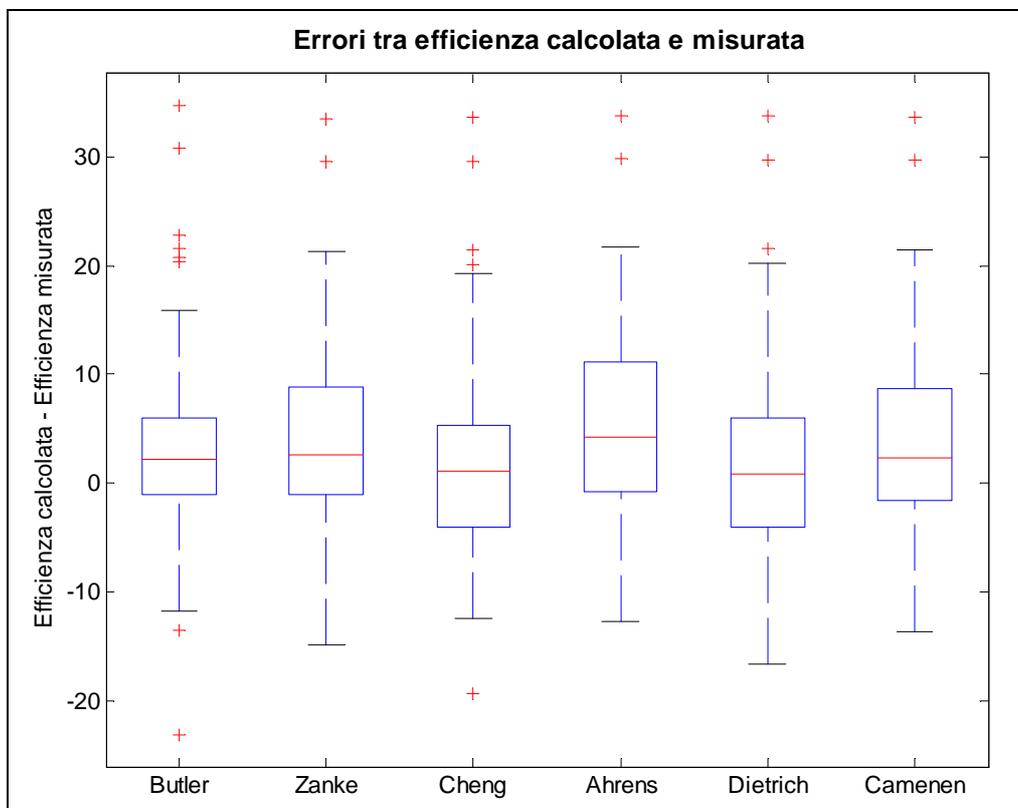


Figura 7.6: distribuzione degli scarti che si ottengono per le prove di tipo **M** e **S** applicando le formule proposte dai vari autori per la determinazione della velocità di sedimentazione

Per le prove di tipo **S** sono state valutate le efficienze corrispondenti all'intero campione assortito come media pesata delle efficienze valutate per ogni singola frazione granulometrica (formula 6.6); anche in tal caso le osservazioni sono state effettuate considerando le diverse formule della velocità di sedimentazione prese in esame.

Prova	Q (l/s)	Efficienza calcolata - Efficienza misurata (%)					
		Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
S1	1.0	3.71	6.03	2.63	7.13	3.00	5.44
S2	0.5	1.13	4.49	1.42	5.57	2.01	4.24
S3	0.5	-2.19	1.39	-1.77	2.51	-1.11	1.18
S4	1.0	-0.73	2.22	-1.40	3.40	-0.99	1.64
S5	0.47	4.34	5.20	3.39	5.86	3.58	4.88
S6	0.47	4.05	5.92	3.64	6.75	3.98	5.63

Tabella 7.5: errori tra efficienza calcolata con le formule proposte dai vari autori e l'efficienza misurata sperimentalmente per le prove di tipo S (campione prelevato da via Terracini)

Se si riportano i risultati ottenuti per ogni autore sul piano efficienza misurata-efficienza calcolata si vede come i dati si concentrano bene attorno alla retta, in particolar modo per Butler, Cheng e Dietrich, mentre con le formule di Zanke, Ahrens e Camenen si tende a sovrastimare l'efficienza. La formula di Butler, quindi, pare aderire maggiormente ai dati sperimentali nella valutazione dell'efficienza totale (anche se è necessario osservare come in questo caso i dati siano in numero decisamente inferiore).

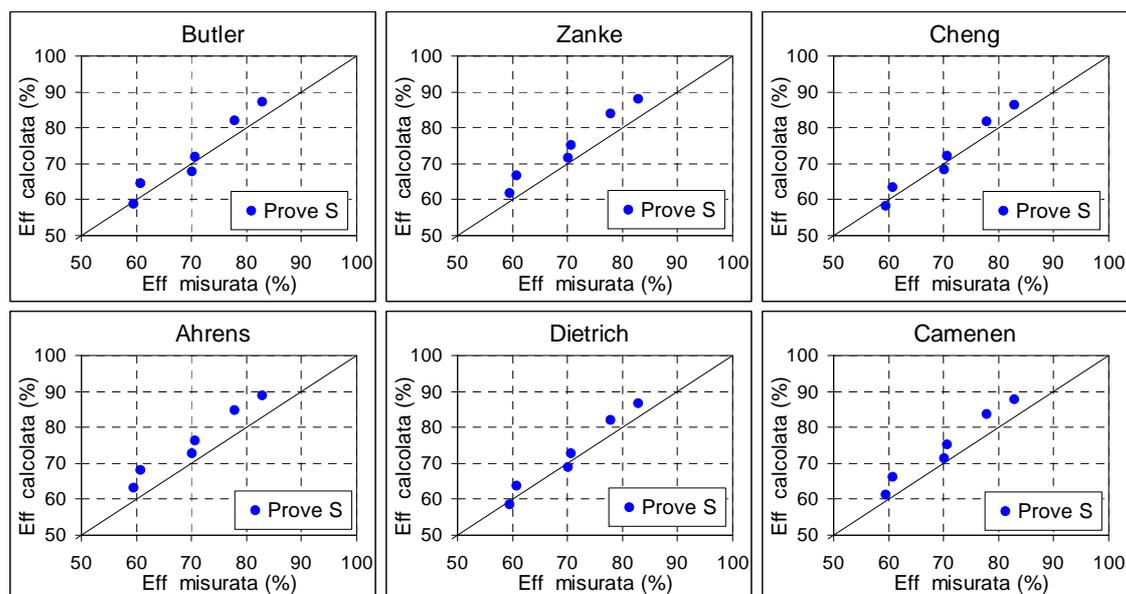


Figura 7.7: confronto tra l'efficienza misurata sperimentalmente e quella calcolata come media pesata delle singole efficienze per le prove S

Anche in tal caso sugli errori commessi nella valutazione dell'efficienza con le formule proposte da ogni autore sono stati valutati lo scarto quadratico medio ("Root Mean Square"), l'indice di efficienza di Nash e la mediana:

	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
RMS	3.044	4.572	2.542	5.471	2.706	4.226
Nash	0.869	0.704	0.908	0.576	0.896	0.747
Mediana	2.42	4.82	2.02	5.71	2.50	4.56

Tabella 7.6: valori dello scarto quadratico medio, dell'indice di efficienza di Nash e della mediana valutati sugli errori forniti dalle prove di tipo **S**

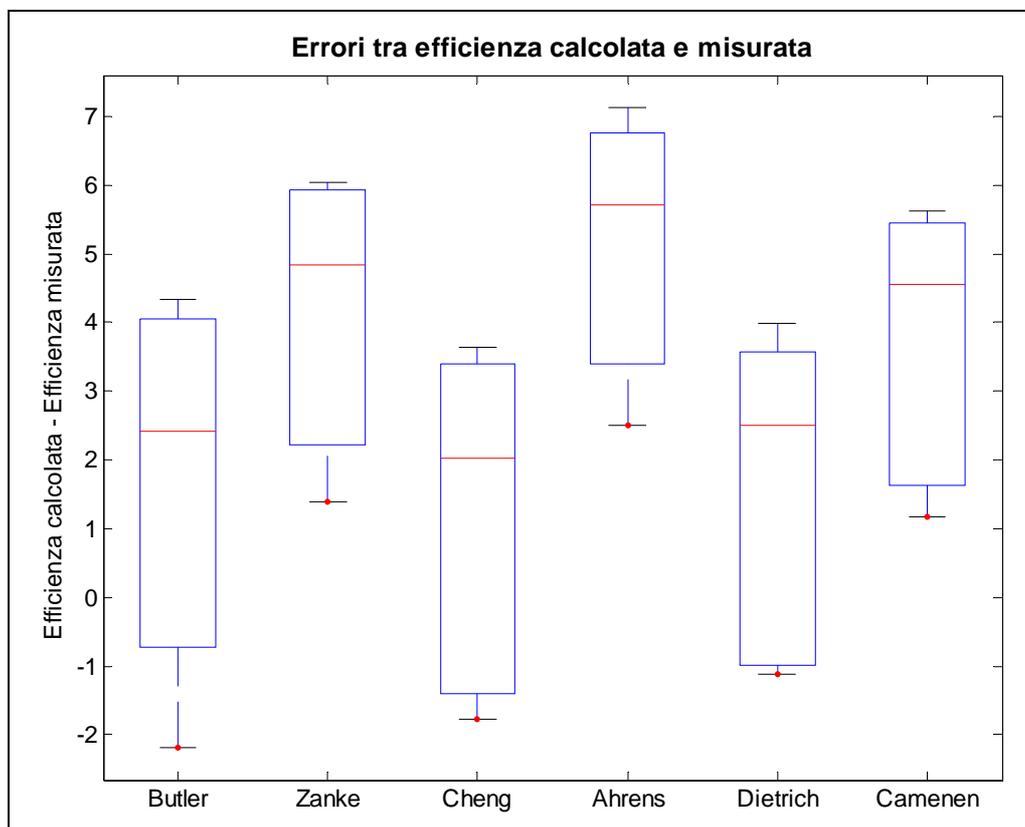


Figura 7.8: distribuzione degli scarti che si ottengono per le prove di tipo **S** applicando le formule proposte dai vari autori per la determinazione della velocità di sedimentazione

7.3 FORMULAZIONE ALTERNATIVA

Per valutare l'efficienza Butler (1995) utilizza la legge di Stokes (1851), introducendo un fattore moltiplicativo α per tenere conto della turbolenza presente all'interno della caditoia:

$$w_s = \alpha \cdot \frac{(S-1) \cdot D^2 \cdot g}{18\nu} \quad (7.30)$$

dove: ρ_s è il peso specifico della particella; D è il diametro della particella; ρ è il peso specifico dell'acqua; ν è la viscosità cinematica dell'acqua.

Si ricorda che l'efficienza del manufatto è funzione della velocità di sedimentazione w_s secondo la relazione:

$$eff = \frac{1}{1 + \frac{Q \cdot h}{V \cdot w_s}} \quad (7.31)$$

Butler assume il coefficiente α pari a 0.6.

Con i dati sperimentali a disposizione relativi alle prove eseguite con materiale monogranulare e con quello raccolto dalla sede stradale è stato valutato il valore ottimale da assegnare al coefficiente α al fine di minimizzare il quadrato degli scarti tra efficienza calcolata e misurata; adottando un valore di α costante, la sua ottimizzazione non ha portato a miglioramenti significativi.

È stato ipotizzato che il valore ottimale da assegnare al coefficiente α sia funzione delle caratteristiche dei grani stessi. Per i dati sperimentali delle prove con campioni monogranulari e con quelli raccolti dalla sede stradale è stato determinato il valore di α che permette di ottenere un valore dell'efficienza calcolata mediante le formule (7.30) e (7.31) pari a quello misurato. Sono stati poi riportati sul piano α -diametro i valori ottenuti:

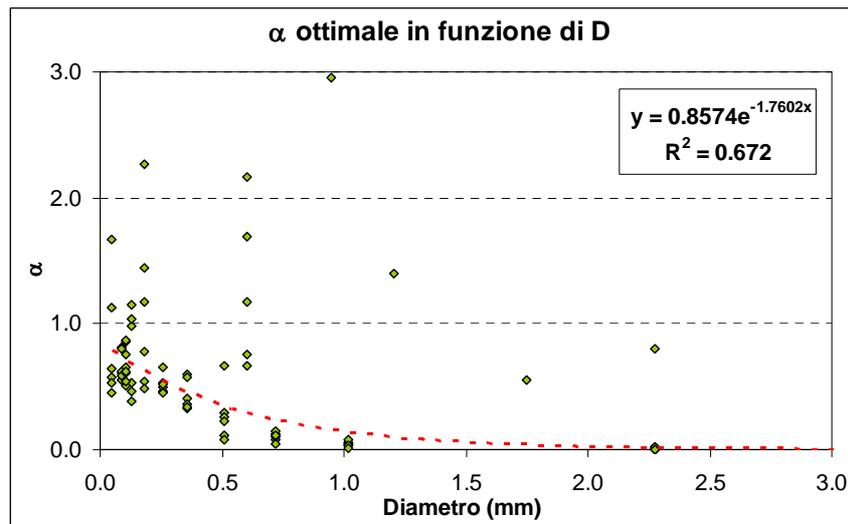


Figura 7.9: andamento del valore ottimale del coefficiente α in funzione del diametro e curva che meglio approssima tali dati

La curva che meglio approssima i valori ottimali del coefficiente α in funzione del diametro è di tipo esponenziale funzione del diametro D , di equazione:

$$a = 0.8574 \cdot \exp(-1.7602 \cdot D) \quad (7.32)$$

Analogamente è stato riportato l'andamento dei valori ottimali di α in funzione del parametro adimensionale S^* , che permette di tenere in considerazione anche il peso specifico S dei solidi, essendo definito come:

$$S^* = \frac{D}{4\nu} \sqrt{(S-1) \cdot g \cdot D} \quad (7.33)$$

In tal caso, però, la curva esponenziale si adattava meno ai dati sperimentali ed è quindi stato deciso di adottare l'espressione fornita dalla formula (7.32) per determinare il valore di α .

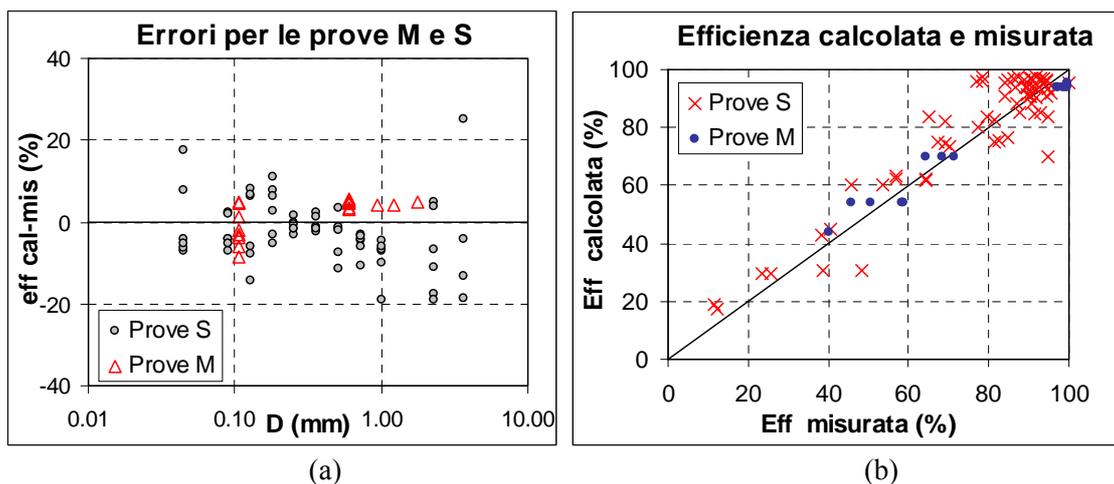


Figura 7.10: (a) errori ottenuti nella valutazione dell'errore mediante la relazione proposta per la determinazione del coefficiente α ; (b) confronto tra efficienza misurata e calcolata mediante la formula proposta per le prove **M** e **S**

Dal grafico di figura 7.10(b) si osserva come i punti si addensano attorno alla retta per la quale l'efficienza calcolata eguaglia quella misurata.

Per confrontare la bontà dell'espressione proposta per la valutazione del coefficiente α che incide nella determinazione dell'efficienza si riporta un confronto tra lo scarto quadratico medio, gli indici di efficienza di *Nash* e la mediana valutati sugli errori ottenuti applicando la relazione proposta e quelle esaminate precedentemente:

	Relazione proposta	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
RMS	7.703	9.674	9.347	8.899	9.942	8.952	9.260
Nash	0.874	0.801	0.814	0.831	0.790	0.829	0.817
Mediana	-1.92	2.24	2.66	1.10	4.29	0.85	2.29

Tabella 7.7: valori dello scarto quadratico medio, dell'indice di efficienza di Nash e della mediana valutati sugli errori forniti dalle prove di tipo **M** e **S**

Si osserva come la relazione proposta per la determinazione del coefficiente α che viene applicato alla legge di Stokes permetta di ottenere valori dell'efficienza più aderenti a quelli misurati rispetto a quelli ottenibili con la formula fornita da Butler. La formulazione ((7.30) e (7.32)) risulta essere la migliore tra quelle esaminate per la determinazione della velocità di sedimentazione e quindi dell'efficienza, poiché per essa l'indice di Nash è pari a 0.874, maggiore sia di quello ottenuto con la relazione di Cheng sia di quello con la formula di Dietrich

Di seguito si riporta un confronto tra le distribuzioni degli scarti degli errori ottenuti valutando l'efficienza con le formule proposte dai vari autori e con la formula proposta in questo elaborato.

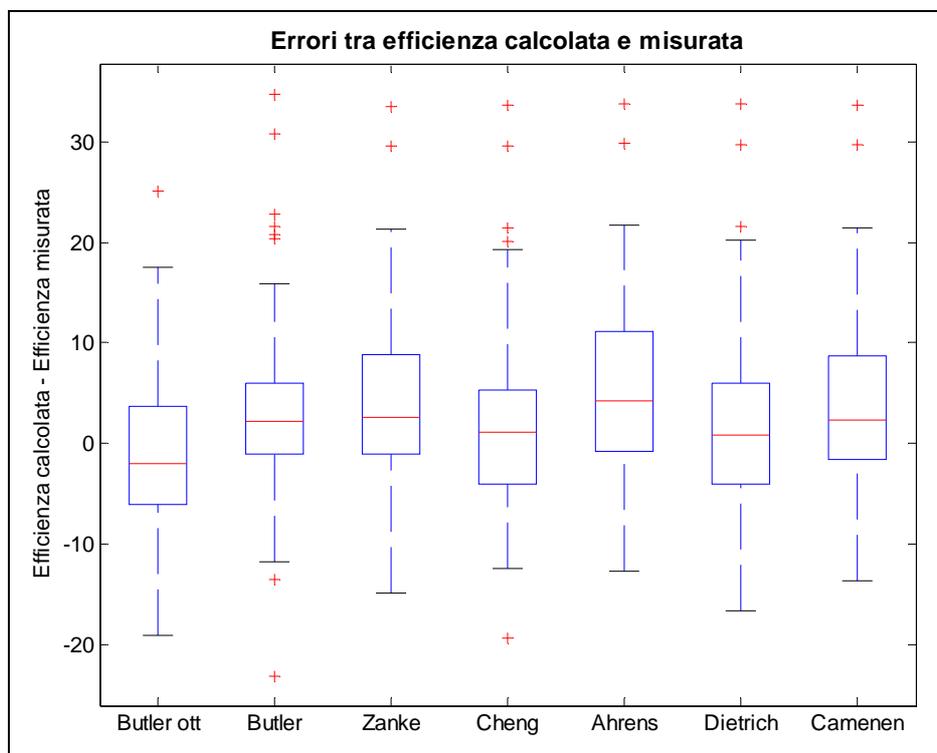


Figura 7.11: distribuzione degli scarti che si ottengono per le prove di tipo **M** e **S** applicando le formule proposte in tale elaborato e quelle proposte dai vari autori per la determinazione della velocità di sedimentazione

Per applicare tali considerazioni anche all'efficienza totale del manufatto per le prove di tipo **S** è possibile determinare innanzitutto il coefficiente riduttivo (formula 7.32) per ogni frazione granulometrica e calcolando la velocità di sedimentazione mediante la formula (7.30); successivamente si determina l'efficienza della caditoia su ogni singola frazione e si ricava l'efficienza totale come media pesata (formula 6.6).

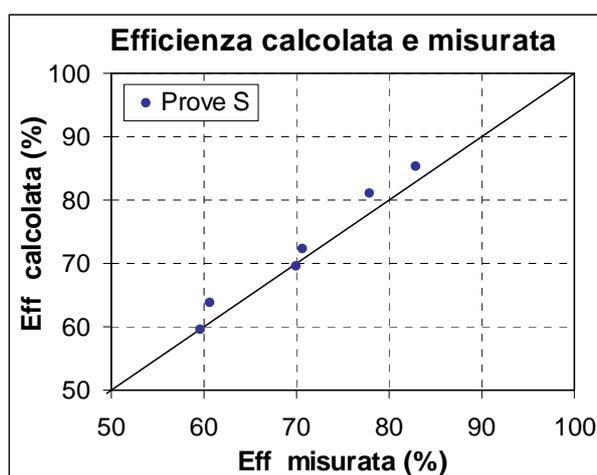


Figura 7.12: confronto tra efficienza totale misurata e calcolata mediante la formula proposta per le prove **S**

Anche in tal caso si confrontano i valori dello scarto quadratico medio, dell'indice dell'efficienza di *Nash* e della mediana valutati sugli errori commessi nella valutazione dell'efficienza con le formule proposte da ogni autore e con la relazione proposta nel presente lavoro:

	Relazione proposta	Butler	Zanke	Cheng	Ahrens	Dietrich	Camenen
RMS	2.092	3.044	4.572	2.542	5.471	2.706	4.226
Nash	0.938	0.869	0.704	0.908	0.576	0.896	0.747
Mediana	2.00	2.42	4.82	2.02	5.71	2.50	4.56

Tabella 7.8: valori dello scarto quadratico medio, dell'indice di efficienza di *Nash* e della mediana valutati sugli errori forniti dalle prove di tipo **S**

Si osserva come anche in tal caso la formula (7.32) proposta applicata alla determinazione dell'efficienza delle caditoie presenti un notevole miglioramento rispetto alla espressione utilizzata dagli altri autori.

Dalla distribuzione degli scarti riportata nel grafico in figura 7.13 si osserva che gli errori ottenuti con la relazione proposta presentano una varianza inferiore rispetto a quelli ottenuti con l'applicazione delle altre formulazioni.

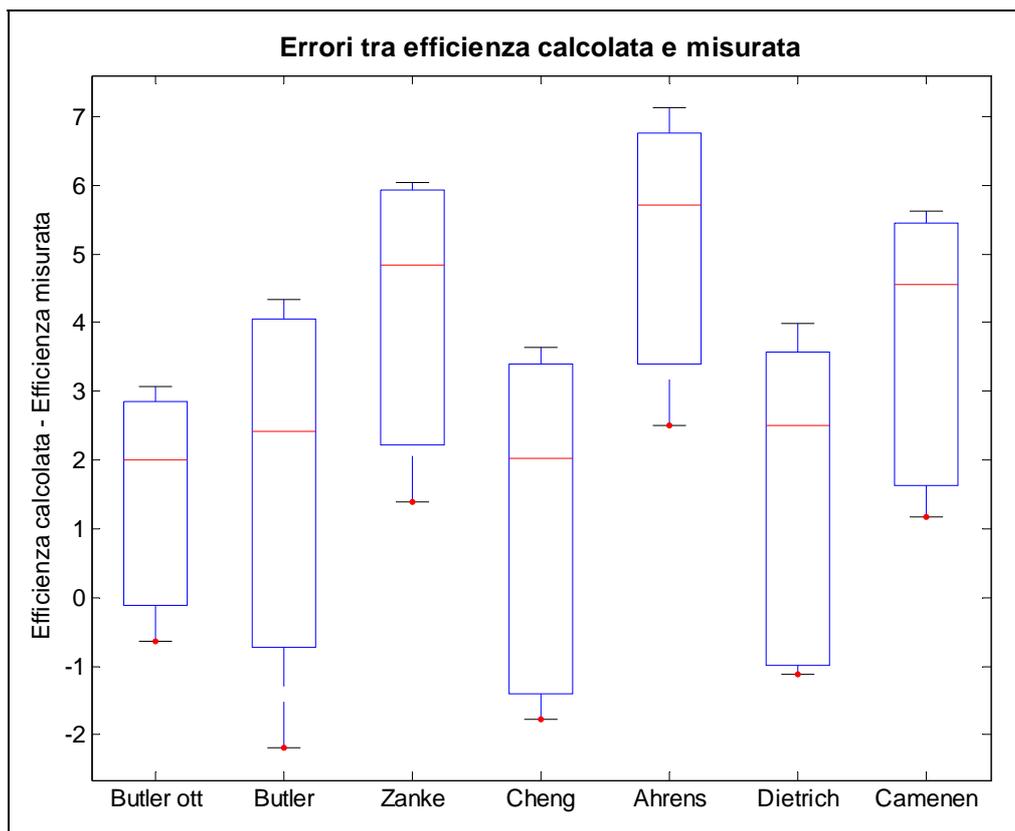


Figura 7.13: distribuzione degli scarti che si ottengono per le prove di tipo S applicando le formula proposta in tale elaborato e quelle proposte dai vari autori per la determinazione della velocità di sedimentazione

CONCLUSIONI

La presente trattazione si è posta l'obiettivo di determinare per via sperimentale la capacità delle caditoie di trattenere il materiale solido dilavato dalla sede stradale durante gli eventi meteorici. In laboratorio sono state eseguite diverse prove in condizioni di portata costante su una caditoia standard per due diverse configurazioni del manufatto, vale a dire non sifonato e sifonato.

Precedenti esperienze condotte in Inghilterra [Butler e Karunaratne, 1995] su caditoie inglesi standard avevano permesso di determinare un'espressione per la valutazione dell'efficienza di tali manufatti, in termini di percentuale di materiale in ingresso trattenuto; le prove erano state eseguite in condizioni di portata costante con materiale quarzoso monogranulare. È quindi stata inizialmente valutata l'applicabilità della relazione proposta da Butler e Karunaratne anche a caditoie di forma e dimensioni diverse, utilizzando sempre campioni di materiale monogranulare quarzoso e non quarzoso.

Successivamente sono state condotte prove su campioni assortiti di materiale quarzoso e si è concluso che in tal caso l'efficienza può essere determinata come media pesata delle efficienze proprie delle singole frazioni granulometriche che compongono il materiale in ingresso al manufatto in esame. È quindi fondamentale conoscere la granulometria nonché il peso specifico del campione, dal momento che la capacità delle caditoie di intercettare e trattenere i solidi è inversamente proporzionale alla portata in ingresso e direttamente proporzionale alla granulometria e al peso specifico dei solidi [Butler e Karunaratne, 1995].

Con lo stesso approccio sono poi state effettuate prove su campioni di materiale raccolto dalla sede stradale, che presenta caratteristiche di granulometria e peso specifico decisamente differenti da quelli utilizzati da Butler e Karunaratne.

Le prove sono state condotte in varie condizioni di portata, al fine di simulare eventi di pioggia caratterizzati da diverse intensità. I campioni utilizzati nelle prove, derivanti da aspirazioni di tratti di strada di ugual estensione, sono risultati di peso diverso, funzione del tempo secco antecedente il prelievo. E' stato comunque osservato che il peso del campione in ingresso non influenza l'efficienza del manufatto.

È stato verificato che la presenza di uno strato di sedimenti preesistente all'interno della caditoia non ne influenza la capacità di trattenere o rilasciare solidi in modo significativo per particelle con peso specifico relativo elevato (S pari a 2.65), in accordo

con Butler e Karunaratne (1995). Per materiale con peso specifico relativo ridotto (S pari a 1.39), invece, è stato osservato che il fenomeno dell'erosione che avviene durante eventi meteorici successivi non è trascurabile.

L'efficienza dei manufatti in esame è risultata funzione della velocità di sedimentazione delle particelle solide; dal momento che Butler e Karunaratne (1995) adottano la legge di Stokes (1851) per la valutazione di tale velocità con un coefficiente riduttivo pari a 0.6 per tener conto della turbolenza presente, sono state prese in considerazione altre formulazioni, in particolar modo quelle proposte da Zanke (1977), Cheng (1997), Dietrich (1982), Ahrens (2000) e Camenen (2007). È stato osservato come i valori di efficienza calcolati adottando le espressioni proposte da Cheng e Dietrich per determinare la velocità di sedimentazione aderissero meglio ai risultati sperimentali rispetto a quelli ottenuti mediante l'applicazione della formula di Butler e Karunaratne. È stata infine proposta una formulazione alternativa del coefficiente moltiplicativo introdotto da Butler, funzione del diametro delle particelle. Tale formulazione è risultata la migliore nel riprodurre i dati sperimentali sia nella determinazione della capacità della caditoia di trattenere una singola frazione granulometrica, sia nella valutazione dell'efficienza totale determinata su materiale assortito.

Applicazioni reali delle formule qui proposte e verificate sono possibili se integrate alla conoscenza del tasso di accumulo dei solidi sulla superficie stradale, alla disponibilità di serie storiche pluviometriche ed alla scelta di un apposito modello di dilavamento superficiale (wash-off).

Grazie a queste relazioni sarebbe dunque possibile formulare ipotesi sui tempi di interrimento delle caditoie stradali, ma anche sulle caratteristiche dei solidi non trattenuti e quindi direttamente recapitati in fognatura. Esse possono quindi fornire utili indicazioni sia dal punto di vista gestionale, sia da quello idraulico-ambientale.

BIBLIOGRAFIA

Testi e articoli scientifici.

1. J. P. Ahrens, “*The fall-velocity equation*”, J. Waterw., Port, Coastal, Ocean, Eng., 126(2), 99-102, 2000.
2. A. O. Akan, R. J. Houghtalen, “*Urban hydrology, hydraulics and stormwater quality*”, Engineering Applications and Computer Modelling, Wiley, New Jersey, 2003.
3. W. M. Alley, P. E. Smith, “*Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling*”, Water Research Vol. 17, No. 6, pp. 1657-1664, 1981.
4. S. Artina et al., “*Sistemi di fognatura: manuale di progettazione*”, Centro studi deflussi urbani Hoepli – Milano, 1997.
5. S. Artina, M. Maglionico, “*Analisi comparativa di modelli per lo studio della qualità delle acque nelle reti di drenaggio urbano*”, Atti delle giornate di studio in memoria di Carlo Cao, Cagliari, CSDU, 1998.
6. R. M. Ashley, R. W. Crabtree, “*Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer system*”, Wat. Sci. Techn. Vol. 25, No. 8, pp. 1-12, 1992.
7. D. Borchardt, F. Sperling, “*Urban stormwater discharges: ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures*”, Wat. Sci. Tech. Vol. 36, No. 8-9, pp. 173-178, 1997.
8. D. Butler, P.B. Clark, “*Sediment management in urban drainage system*”, CIRIA (London), Funders Report No. FR/CP/10, 1993.
9. D. Butler, P.B. Clark, J. P. Payne, “*Management of sediment in drainage catchments*”, Proc. 6th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, pp. 736-741, Niagara Falls, Canada, 1993.
10. D. Butler, S. H. P. G. Karunaratne, “*The suspended solids trap efficiency of the roadside gully pot.*”, Water Research Vol. 29, No. 2, pp. 719-729, 1995.

11. D. Butler, Y. Xiao, S. H. P. G. Karunaratne, S. Thedchanamoorthy, “*The gully pot as a physical, chemical and biological reactor*”, Water Research Vol. 31, No. 7, pp. 219-228, 1995.
12. D. Butler, F. A. Memon, “*Assessment of gully pot management strategies for runoff quality control using a dynamic model*”, The Science of the Total Environment 295, pp. 115–129, 2002.
13. B. Camenen, “*Simple and general formula for settling velocity of particles*”, Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, February, 2007.
14. G. Chebbo, “*Solides des rejets pluviaux: caractérisation et traitabilité*”, Thèse de doctorat. ENPC, Paris, March 1992.
15. G. Chebbo, P. Musquere, V. Milivisic, A. Bachoc, “*Characterisation of solids transferred into sewer trunks during wet weather*”, Wat. Sci. Techn. 22, 231-238, 1990.
16. N. S. Cheng, “*Simplified settling velocity formula for sediment particle*”, J. Hydraul. Div., Am. Soc. Civ. Eng., 94(3), 721-737, 1997.
17. A. T. Corey, “*Influence of shape on the fall velocity of sand grains*”, MS thesis, Colo. A & M College, Fort Collins, Colo., 1949.
18. CRWR, “*A review and evaluation of literature pertaining to the quantity and control of pollution from highway runoff and construction*”, April, 1995.
19. DHI Software, “*MOUSE TRAP: Sediment transport module*”, Version 2004.
20. W. E. Dietrich, “*Settling velocity of natural particles*”, Water Research Vol. 18, pp. 1615-1626, 1982.
21. P. Egodawatta, E. Thomas, A. Goonetilleke, “*Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surface using simulated rainfall*”, Water Research Vol. 41, pp. 3025-3031, 2007.
22. J. B. Ellis, D.O. Harrop, “*Variations in solids loadings to roadside gully pots*”, Sci. Total Environ. 33, pp. 203-211, 1984.

23. J. B. Ellis, D.M. Revitt, “*Incidence of heavy metals in street surface sediments: solubility and grain size studies*”, *Water, Air, and Soil Pollution*, 17 pp. 87-100, 1982.
24. J. B. Ellis, “*Water Quality Problems of Urban Areas*”, *GeoJournal*, 11 (3), pp. 265–275, 1985.
25. EPA 841-B-05-004, “*National management measures to control nonpoint source pollution from urban areas*”, November 2005.
26. L. Hengren, A. Goonetilleke, G. A. Ayoko, “*Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall*”, *J. Environ. Manage No. 76*, pp. 149-158, 2005.
27. J. A. Jiménez, O. S. Madsen, M. ASCE, “*A simple formula to estimate settling velocity of natural sediments*”, *J. Waterw., Port, Coastal, Ocean, Eng., ASCE*, March/April, 2003.
28. R. Fasanella, “*Analisi sperimentale e simulazione numerica dei parametri di qualità nelle acque di prima pioggia nel bacino sperimentale di via Togliatti in Bologna.*”, Tesi di Laurea, Facoltà di Ingegneria, Università di Bologna, A.A. 2001-2002.
29. I. J. Fletcher, C.J. Pratt, G. E. P. Elliot, “*An assessment of the importance of roadside gully pots in determining the quality of stormwater*”, *Urban Storm Drainage – Pentech Press, Plymouth*, 1978.
30. I. J. Fletcher, C.J. Pratt, “*Mathematical simulation of pollutant contributions to urban runoff from roadside gully pots*”, *Proc. 2nd Int. Conf. on Urban Storm Drainage*, pp. 116-124, Illinois, USA, 1981.
31. G. Garuti, “*Sistemi naturali sostenibili per la riduzione dell’inquinamento diffuso delle acque in aree urbanizzate*”, Ente per le Nuove tecnologie, l’Energia e l’Ambiente – ENEA, 2002.
32. Giunta della Regione Emilia Romagna, “*Delibera Regionale n. 286/2005*”, 2005.
33. M. Grottker, “*Pollutant removal by gully pots in different catchment in West Germany. State of the art-new design*”, *Proc. ASCE Eng. Found. Conf. Urban*

- Stormwater Quality Enhancement – Source control, retrofitting and combined sewer technology, Switzerland pp. 215-244, 1990.
34. M. Grottker, “*Pollutant removal by gully pots in different catchment areas*”, Sci. Total Environ. 93, pp. 515-522, 1990.
 35. M. Maglionico, F. Pollicino, “*Experimental analysis of the build-up of pollutants on an urban road surface*”, Novatech, 2004.
 36. G. Mance, M. M. I. Harman. “*The quality of urban storm-water runoff*”, Urban Storm Drainage – Pentech Press, Plymouth, 1978.
 37. S. Michelbach, C. Wöhrle, “*Settleable solids in a combined sewer system: measurement, quantity, characteristics*”, Wat. Sci. Techn. Vol. 25, No. 8, 181-188, 1992.
 38. G. M. Morrison, D. M. Revitt, J. B. Ellis, “*Transport mechanisms and processes for metal species in a gully pot system*”, Water Research Vol. 22, pp. 1417-1427, 1988.
 39. J. E. Nash, J. V. Sutcliffe, “*Riverflow forecasting through conceptual models, part I*”, Journal of Hydrology 10 (3), pp. 282-290, 1970.
 40. R. Pitt, “*Characterizing and controlling urban runoff through street and sewerage cleaning*”, U.S. Environmental Protection Agency. Storm and combined sewer program. Risk reduction engineering laboratory. EPA-600/S2-85/038. PB 85-186500 – Cincinnati, OH. June, 1985.
 41. R. Pitt, “*Demonstration of nonpoint pollution abatement through improved street cleaning practices*”, U.S. EPA-600/2-79-161. U.S. Environmental Protection Agency – Cincinnati, OH. August, 1979.
 42. F. Pollicino, “*Determinazione sperimentale del deposito di inquinanti in tempo secco in un bacino urbano in Bologna*”, Tesi di Laurea, Facoltà di Ingegneria, Università di Bologna, A.A. 2000-2001.
 43. C. J. Pratt, J. R. W. Adams, “*Sediment supply and transmission via roadside gully pots*”, Sci. Total Environ. 33, pp. 213-224, 1984.

44. C. J. Pratt, G. E. P. Elliot, G. A. Fulcher , “*Role of highway gullies in determinating water quality in separate storm sewers*”, Proc. Int. Conf. Urban Storm Water Quality and Effects on Receiving Waters, Wageningen, The Netherlands, 1986.
45. C. J. Pratt, G. E. P. Elliot, G. A. Fulcher , “*Suspended solids discharge from highway gully pots in a residential catchment*”, Sci. Total Environ. 59, pp. 355-364, 1987.
46. V. Riganti, A. Lombardi, O. Conio, O. Bonfiglioli, “*Applicazione della tecnica ICP-MS all’analisi di metalli pesanti in campioni di acque piovane*”, Rivista di Merceologia, 36 (IV), pp. 201-216, CLUEB, 1997.
47. J. D. Sartor, G. B. Boyd, “*Water pollution aspects of street surface contaminants*”, U.S.EPA Report, N. R2-72-081, Washington, 1972.
48. J. D. Sartor, G. B. Boyd, F. J. Agardy, “*Water pollution aspects of street surface contaminants*”, J. WPCF, No. 46, pp. 458-667, Washington, 1974.
49. D. G. Shaheen, “*Contributions of Urban Roadway Usage to Water Pollution*”, U.S. EPA-600/2-75-004, Washington, D.C. April, 1975.
50. G. Silvagni, F. Volpi, “*A model able to estimate the phenomenon of silting of roadside gully pots*”, 2nd International Conference “New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments”, Capri June 2002.
51. P. Stahre, B. Urbonas, “*Stormwater detention for drainage, water quality and CSO management*”, Englewood Cliff, N.J., USA, Prentice Hall.
52. G. Stokes, “*On the effects of internal friction of fluids on the motion of pendulums*”, Trans. Cambridge, Philos. Soc., 9, 8-106, 1851.
53. V. Visicale, “*Gestione e manutenzione dei manufatti per il controllo della qualità delle acque nei sistemi fognari*”, Tesi di Laurea, Facoltà di Ingegneria, Università di Bologna, A.A. 2002-2003.

54. Y. Wada, H. Miuras, K. Hasegawa, “*Model building and analysis of runoff water quality of flush from the street gully pots*”, Proc. 4th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, pp. 60-65, Lausanne, Switzerland, 1987.
55. Wallingford Software Ltd, “*HydroWorks on-line documentation*”, HR - Wallingford, UK, 1995.
56. Wallingford Software Ltd, “*InfoWorks on-line documentation*”, HR - Wallingford, UK, 1995.
57. C. Xanthopoulos, H. H. Hahn, “*Pollutants attached to particles from drainage areas*”, The Science of the Total Environment 93, pp. 441-448, 1990.
58. U. Zanke, “*Berechnung der Sinkgeschwindigkeiten von Sedimenten*”, Mitt. Des Franzius-Instituts für Wasserbau, 46(243), Technical University, Hannover, Germany.

Siti internet.

1. <http://www.arpa.emr.it>
2. <http://www.asce.org/asce.cmf>
3. <http://www.ascelibrary.org>
4. <http://www.filtration-and.separation.com/settling/settling.htm>
5. <http://www.iwaponline.com/>
6. <http://www.pd.infn.it>
7. <http://www.racine.ra.it/agenziaambito/attiregione.htm>
8. <http://www.sciencedirect.com/>
9. www.epa.gov
10. www.sciencedirect.com

11. www.uniroma3.it