Politecnico di Torino

Corso di Laurea Magistrale in
Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio
A.a. 2022/2023
Sessione di Laurea Luglio 2023

Proprietà idrauliche e prestazioni di un muro verde per il trattamento di acque grigie

Relatori:
Prof. Fulvio Boano
Prof.ssa Silvia Fiore
Ing. Elisa Costamagna

Candidato:
Francesco Veronese

Abstract

In un contesto globale caratterizzato da incremento demografico e dei consumi individuali medi delle risorse idriche, il problema della scarsità d'acqua e la relativa ricerca di nuove soluzioni tecnologiche stanno conquistando un interesse crescente, con un focus particolare sui sistemi a ridotto impatto ambientale implementabili in contesto urbano.

L'utilizzo dei muri verdi per la depurazione delle acque grigie (la parte dei reflui domestici che esclude scarichi di water e cucine, risultando più facilmente trattabile) soddisfa l'esigenza di minimizzare le superfici orizzontali occupate e contribuisce a vantaggi complementari quali l'isolamento termico e acustico degli edifici, la salvaguardia della biodiversità e il miglioramento dell'estetica urbana.

Numerosi studi presenti in letteratura testimoniano l'efficacia prestativa di queste soluzioni in condizioni stazionarie, ma restano da esplorare e approfondire numerosi aspetti riguardanti le proprietà idrauliche e la resilienza dei muri verdi quando sottoposti a condizioni di stress che potrebbero verificarsi in condizioni di utilizzo reale.

Il lavoro presentato in questa tesi si inserisce in un più ampio progetto di ricerca sul trattamento delle acque grigie tramite muri verdi portato avanti dal Politenico di Torino e consta di due fasi. Nella prima, a partire dalle indicazioni fornite dalla letteratura, viene selezionata e condotta una prova di tracciamento per studiare le proprietà idrauliche del sistema. Nella seconda vengono analizzati i dati raccolti nel corso di una campagna sperimentale volta a valutare gli impatti dello stress idrico sull'efficienza di rimozione dei contaminanti presenti nell'acqua grigia alimentante il sistema stesso.

Il muro verde oggetto dello studio è di tipo modulare a flusso verticale alimentato con acqua grigia sintetica con una portata standard pari a 24 L/die per colonna di trattamento. Ognuna di queste colonne è composta da tre vasi, riempiti con un mix di perlite e fibra di cocco (1:1 in volume) e piantumati con varie specie vegetali, in cui il refluo scorre per gravità da un livello a quello sottostante.

Per quanto riguarda la prima fase, si è selezionata la fluoresceina per la prova di tracciamento, che ha permesso di raccogliere dati utili a una migliore comprensione del deflusso all'interno dei singoli vasi componenti il muro verde, nonché ad evidenziare l'impatto positivo della vegetazione sulle proprietà idrauliche del sistema.

Nella seconda fase sono stati posti a confronto due pannelli, uno alimentato regolarmente con portate standard, l'altro alimentato alternativamente con portate standard, portate maggiori, portate minori e portate molto minori. Il monitoraggio di diversi parametri (ad esempio TSS, BOD_5, COD, MBAS, TN, TP) sugli output di ogni vaso ha permesso di valutare le prestazioni dei due pannelli e di confrontarle livello per livello, evidenziando alcune criticità in presenza di elevato carico idraulico, ma una buona resilienza generale del sistema agli stress di portata.

Abstract

In a global context of increasing population and average individual consumption of water resources, the problem of water scarcity and the related search for new technological solutions are gaining interest, with a particular focus on systems with reduced environmental impact that can be implemented in an urban context.

The use of green walls for the purification of greywater (the part of domestic wastewater that excludes discharges from toilets and kitchens, thus being more easily treatable) satisfies the need to minimize occupied horizontal surfaces and contributes to complementary benefits such as thermal and acoustic insulation of buildings, preservation of biodiversity and improvement of urban aesthetics.

Numerous studies in the literature testify to the performance effectiveness of these solutions under stationary conditions, but several aspects, concerning the hydraulic properties and resilience of green walls when subjected to stressful conditions that might occur under real-life use, remain to be explored and investigated.

The work presented in this thesis is part of a larger research project on greywater treatment using green walls carried out by the Turin Polytechnic and consists of two phases. In the first one, starting from the indications provided in the literature, a tracking test is selected and conducted to study the hydraulic properties of the system. In the second, data collected during an experimental campaign, to evaluate the impacts of water stress on the removal efficiency of contaminants in the greywater feeding the system itself, are analyzed.

The green wall in this study is a modular vertical flow type, fed with synthetic greywater with a standard flow rate of 24 L/day per treatment column. Each of these columns consists of three pots, filled with a mix of perlite and coconut fiber (1:1 by volume) and planted with various plant species, in which the effluent flows by gravity from one level to the one below.

With regard to the first phase, fluorescein was selected for the tracking test, which enabled the collection of data useful for a better understanding of the runoff within the individual pots comprising the green wall, as well as for highlighting the positive impact of vegetation on the hydraulic properties of the system.

In the second phase, two panels were compared, one fed regularly with standard flow rates and the other fed alternately with standard flow rates, higher flow rates, lower flow rates, and much lower flow rates. Monitoring several parameters (e.g., TSS, BOD5, COD, MBAS, TN, TP) on the outputs of each vessel allowed the performance of the two panels to be evaluated and compared level by level, showing some criticality under high hydraulic loading, but good overall resilience of the system to flow stresses.

Sommario

1. Introduzione 1
Contesto delle risorse idriche 1
Acque grigie 2
Nature-based solutions 4
Muri verdi 6
Trattamento delle acque grigie nei muri verdi 7
Prove di tracciamento 8
Obiettivi 12
2. Materiali e metodi 13
Muro verde 13
Vasi 14
Alimentazione 15
Prova di tracciamento 17
Strumentazione impiegata 19
Raccolta e misurazione dei campioni 21
Elaborazione dati 23
Stress test: effetto delle variazioni di portata 26
3. Risultati e discussione 29
Prova di tracciamento 29
Considerazioni operative preliminari 30
Effetto della tipologia di acqua di campionamento 31
Effetto della vitalità delle specie vegetali 34
Tempi di residenza 35
Valutazione della velocità di drenaggio 35
Stress test: effetto delle variazioni di portata 37
4. Conclusioni 44
5. Bibliografia 45
6. Appendice 49

1. Introduzione

Gli obiettivi di questo lavoro ruotano attorno all'approfondimento del comportamento dei muri verdi, ovvero pareti vegetate utilizzate principalmente per l'abbellimento estetico e il miglioramento delle condizioni di isolamento di un edificio, caratterizzate dalla necessità intrinseca di acqua di irrigazione. Alcune ricerche già esistenti si focalizzano sull'impiego dei muri verdi per il trattamento delle acque grigie, riducendo al contempo la necessità di acqua di irrigazione per il sistema stesso. Il lavoro del presente elaborato consta di due fasi, effettuate attraverso attività sperimentali su un sistema modulare a flusso verticale installato nel cortile del Laboratorio di Idraulica, presso il Politecnico di Torino. Nella prima viene selezionata e condotta una prova di tracciamento per studiare la distribuzione dei tempi di residenza dell'acqua grigia all'interno del muro verde. Nella seconda vengono analizzati i dati raccolti nel corso di una campagna sperimentale volta a valutare gli impatti dello stress idrico sull'efficienza di rimozione dei contaminanti presenti nell'acqua grigia alimentante il sistema, mediante il confronto tra due pannelli gemelli, uno sottoposto ad alimentazione standard secondo parametri operativi già precedentemente testati, l'altro sottoposto a prolungate variazioni di flusso che comportano una condizione di stress per il sistema.

Contesto delle risorse idriche

Recenti rapporti internazionali sullo sviluppo delle risorse idriche (Nazioni Unite, 2020, 2021) indicano come l'utilizzo globale di acqua negli ultimi 100 anni sia cresciuto di sei volte e continuerà a crescere con un tasso annuo di circa l'1% per i prossimi decenni. A causare questa forte richiesta contribuiranno l'andamento della popolazione mondiale, stimata per 8.5 miliardi nel 2030, 9.7 miliardi nel 2050 e 10 miliardi nel 2100 (Nazioni Unite, 2022), lo sviluppo economico e il cambiamento dei modelli di consumo.

La contemporanea ombra degli effetti dei cambiamenti climatici, sicuramente peggiorativi, contribuisce a creare preoccupazione e sollecita a ripianificare la gestione delle risorse idriche non limitandosi più a quelle cosiddette convenzionali (corpi idrici superficiali e sotterranei), ma ampliando la prospettiva a ciò che fino ad ora non era stato necessario considerare, come le acque desalinizzate o le acque reflue decontaminate. Se da una parte è vero che la desalinizzazione può teoricamente incrementare la disponibilità di acque dolci, è altresì vero che si tratta di un processo estremamente oneroso in termini energetici, oltre ad essere limitato nella sua disponibilità alle zone costiere. Alla luce di queste considerazioni e applicando i principi dell'economia circolare (Figura 1) è naturale quindi rivalutare il riutilizzo di tutte le acque da contaminazione antropica o raccolte come acqua piovana.

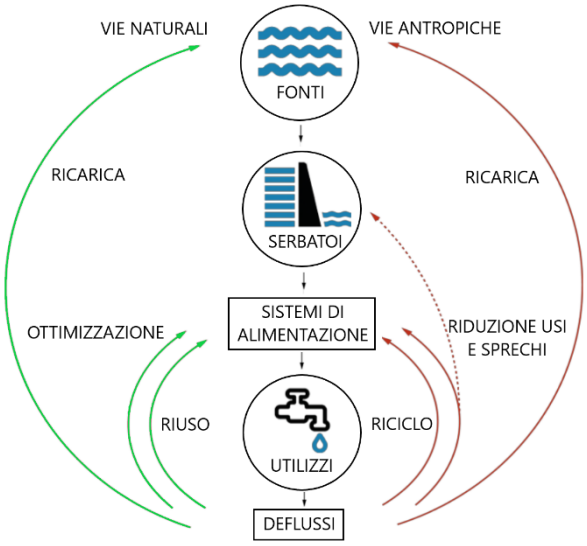


Figura 1 Principi di economia circolare nella gestione delle risorse idriche. Adattato da (Qtaishat et al., 2022)

Questi riutilizzi possono avvenire a seguito di adeguato trattamento o addirittura senza per alcuni casi specifici (D.M. 185/2003), come possono essere l'irrigazione di aree a verde, il lavaggio di aree pavimentate, l'utilizzo come acque di raffreddamento o l'alimentazione di vasche antincendio. È possibile ipotizzare queste applicazioni su diverse scale, da quella urbana tramite la raccolta e il trattamento centralizzato di grandi flussi d'acqua, passando per impianti industriali o agricoli di medie dimensioni, fino alla scala di edificio in cui i processi depurativi sono implementati localmente, senza prevedere impianti per il collettamento e il trasporto dei reflui.

La gestione di qualsiasi edificio esistente, residenziale e non, dovrà quindi tenere in considerazione i flussi idrici che lo attraversano e che finora sono sempre stati considerati, in uscita, come qualcosa di cui liberarsi in fognatura o a perdere. All'interno di questo studio l'interesse si focalizza sulle acque reflue domestiche (Figura 2) o le acque reflue industriali assimilabili alle domestiche, che a loro volta possono dividersi in acque meteoriche (anche denominate bianche), acque grigie e acque nere. Se le prime sono immediatamente identificabili come acque di pioggia e le ultime come quelle contenenti deiezioni, una trattazione più particolareggiata meritano le acque grigie.

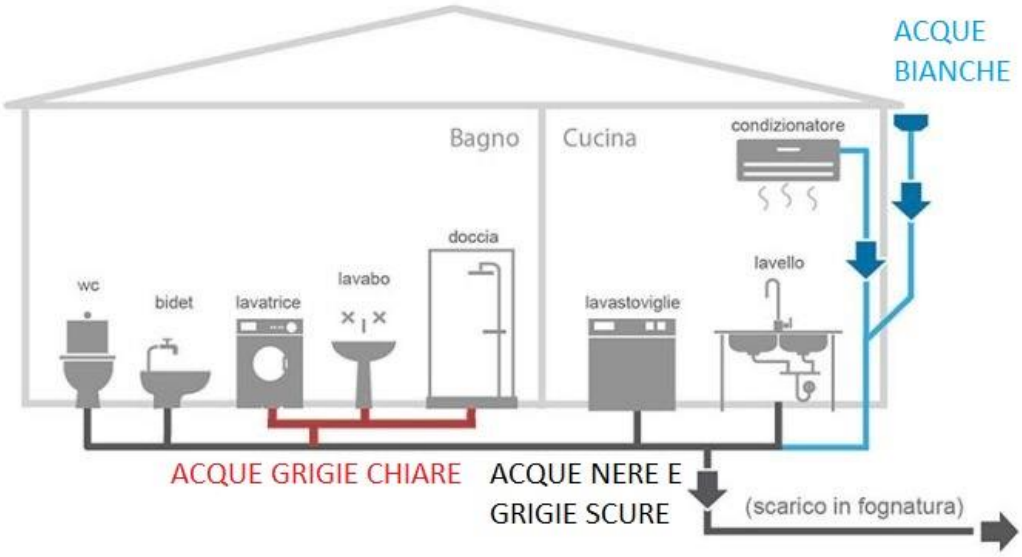


Figura 2 Classificazione delle acque reflue domestiche

Acque grigie

Le acque grigie sono composte dal refluo proveniente dagli scarichi di docce, vasche e lavabi nei bagni, lavelli e scarichi della lavastoviglie nelle cucine, scarichi della lavatrice e in generale qualsiasi eventuale altro scarico che non contenga deiezioni. È possibile introdurre un'ulteriore suddivisione tra acque grigie chiare e acque scure, che si differenziano per l'esclusione o meno degli scarichi provenienti dalle cucine, riducendone la carica organica e le criticità in alcuni processi di trattamento e di riutilizzo in situ.

La produzione giornaliera pro-capite di acque grigie è molto variabile e sito-specifica sia in termini di quantità sia in termini di qualità. Numerose quantificazioni raccolte in letteratura (Eriksson et al., 2002; Ghaitidak & Yadav, 2013; Leonard et al., 2016) riportano ad esempio una macro-differenza tra i paesi più sviluppati e i paesi in via di sviluppo. Nei primi la produzione complessiva di reflui domestici (acque grigie + acque nere) è molto più consistente, con uno sbilanciamento percentuale verso le acque nere, per quanto la produzione di acque grigie resti maggiore in termini assoluti. Questa peculiarità è giustificabile dal maggior uso degli scarichi del wc nei paesi in cui l'accesso alle risorse idriche è meno complesso, con conseguente maggiore produzione di acque nere.

La caratterizzazione in termini di contaminanti medi riscontrati, presenta altresì una certa variabilità da studio a studio, come evidenziato nella revisione di letteratura fatta da Boano et al. (2020) ed è importante notare come le stesse normative in materia di qualità delle acque non siano ancora perfettamente omogenee in tutto il mondo, con il risultato che alcuni studi mancano completamente di alcuni dati, evidentemente non considerati stringenti nella rispettiva area di indagine.

Nella stessa revisione (Boano et al., 2020) si conclude come siano da tempo universalmente dimostrate (Arden & Ma, 2018; Diaper et al., 2008; Ghaitidak & Yadav, 2013; Masi et al., 2016; Pradhan et al., 2019) le potenzialità delle acque grigie, in particolare quelle chiare, come risorsa idrica da recuperare e rivalorizzare in un'ottica di circolarità. Per rendere possibile questi processi è necessario, prima ancora di scegliere il sistema di trattamento, prevedere la separazione dei reflui immediatamente a valle della loro stessa fonte, garantendo a ogni diversa tipologia un sistema di scarico dedicato. La quasi totalità del parco edilizio già esistente non possiede questa caratteristica, fattore che rende molto onerosa la prospettiva di adattarne la gestione dei flussi idrici a logiche di circolarità. Differenti considerazioni si possono però fare su edifici di nuova costruzione o soggetti a importanti ristrutturazioni, in cui la progettazione dei relativi impianti idraulici dovrebbe tenere conto anche di una non immediata ma successiva implementazione di sistemi di trattamento acque differenziati. Questa indicazione è presente ormai da tempo in letteratura (Larsen et al., 2009), ma permangono resistenze rappresentate da controindicazioni economiche e burocratiche che maggiori sforzi di ricerca potranno superare.

È il caso delle normative relative al riutilizzo dell'acqua recuperata, che non sono tuttora omogenee (Boano et al., 2020), prevedendo in certi paesi (ad esempio in Italia) limiti molto più stringenti che in altri e non sempre differenziati per le tipologie di possibile riutilizzo quali irrigazione, scarichi wc o lavaggi. In Tabella 1 sono riportate le normative/linee guida di riferimento relativi ad alcuni parametri in diversi paesi.

Tabella 1 Limiti di concentrazione da normative e linee guida riferimento relativi al riutilizzo di acque reflue. Tabella adattata da (Boano et al., 2020)

	pH	*EC [µS/cm]*	*BOD_5 [mg/L]*	*COD [mg/L]*	*TSS [mg/L]*	*Tensioattivi anionici [mg/L]*	*TN [mg/L]*	*TP [mg/L]*
Gran Bretagna	5-9.5	-	-	-	-	-	-	-
USA	6-9	-	<10	-	-	-	-	-
Australia (uso irrigazione)	6-9	-	<20	-	30	-	-	-
Australia (uso domestico)	6-9	-	<20	-	10	-	-	-
Italia	6-9.5	3000	20	100	10	0.5	15	2
Giappone	6-9		<20	-	-	30	20-30	1-4
Germania	6-9	-	20	-	-	-	-	-
Slovenia	7-9	-	-	200	80	1	10	1
Giordania	6-9	10000	30-300	100-500	50-150	30-100	50-70	30
Cina	6-9	-	10-20	<15	10-50	0.5-1	15-20	1-5
India	6-9	-	<30	<250	<200	<10	-	-
Canada	7-9	-	200	280	<100	-	-	-

Nature-based solutions

Parallelamente ad evoluzioni normative non ancora definitive, si stanno comunque studiando varie soluzioni tecniche. In particolare, oltre all'ottimizzazione di impianti convenzionali, basati principalmente su trattamenti tramite additivi chimici, si sta sviluppando sempre più interesse attorno a soluzioni basate prettamente su fenomeni naturali, inserite nell'ampio quadro delle Nature-based Solutions (NBS) (Arden & Ma, 2018; Boano et al., 2020; Bustami et al., 2018; Pradhan et al., 2019).

La sfida di queste soluzioni sta nel replicare o avvicinarsi ai rendimenti dei sistemi di trattamento tradizionale, mantenendo benefici peculiari quali migliore inserimento nel contesto urbano, costi gestionali contenuti e vantaggi collaterali quali efficientamento energetico, isolamento acustico, supporto e tutela della biodiversità.

Il complesso dei processi cardine nei sistemi di depurazione naturale è detto *fitodepurazione*, la cui etimologia tradisce la centralità delle piante nella messa a punto dei processi depurativi nelle NBS, basata sulla biomimetica di quanto avviene nelle zone umide naturali, dove si verifica una forte interazione tra piante, biofilm batterici, atmosfera e nutrienti disciolti in acqua.

La serie di processi coinvolti è schematizzata in Figura 3 e può essere divisa tra meccanismi chimico-fisici (filtrazione, adsorbimento, sedimentazione o precipitazione) e biologici (absorbimento, biodegradazione e assimilazione diretta da parte delle piante).

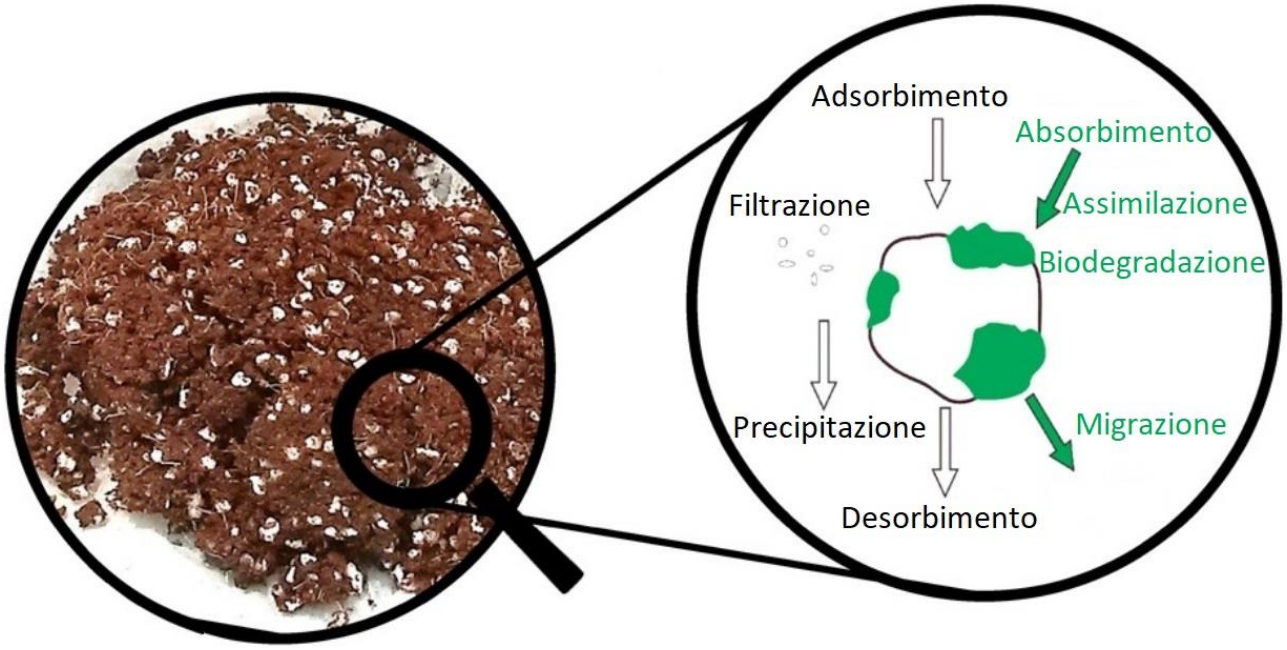


Figura 3 Processi di depurazione, adattata da (Prodanovic et al., 2017)

L'implementazione attualmente più sviluppata e utilizzata è quella relativa alla famiglia delle cosiddette *constructed wetlands* (CWs), traducibile come *zone umide artificiali* o *bacini di depurazione naturale*. Questi impianti sono da tempo utilizzati come stadi intermedi di trattamento all'interno di impianti più complessi o anche come unico stadio di trattamento in contesti specifici. La realizzazione di tali impianti consiste nello scavare vasche di grandi dimensioni, nello scegliere il complesso di terreno-piante responsabile dei processi di abbattimento dei contaminanti e nel determinare le modalità di circolazione del refluo all'interno del sistema.

Ulteriore suddivisione di massima può essere fatta (Figura 4) attraverso quest'ultima caratteristica, identificando CWs a flusso superficiale, a flusso sommerso orizzontale, a flusso verticale o ancora sistemi ibridi. Queste diverse tipologie di CWs presentano ognuna vantaggi peculiari e la scelta tra esse può essere governata dalla caratterizzazione del refluo da trattare. La grande superficie richiesta da tutte queste soluzioni è però un limite alla loro applicazione in aree densamente popolate, il che le rende valide soluzioni per depurare grandi portate in contesti extra-urbani, ma ne limita l'implementazione a scala minore in contesti urbani, dove solitamente lo spazio a disposizione è ridotto e soggetto a determinati vincoli.

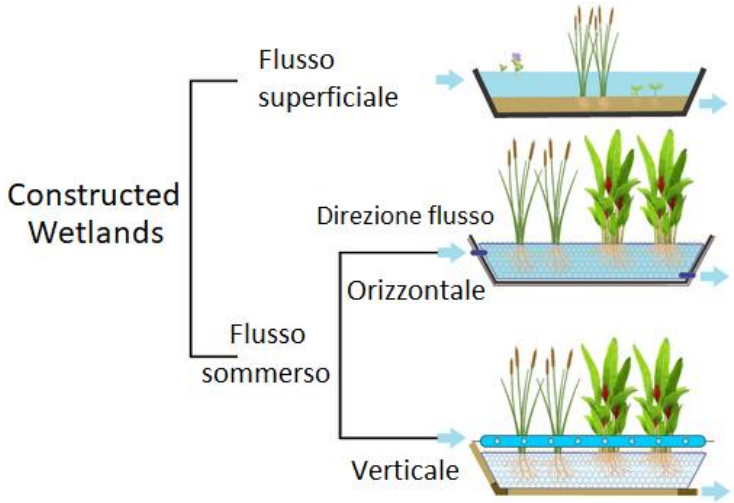


Figura 4 Tipologie di Constructed Wetlands. Adattata da (Marín-Muñiz et al., 2023)

Una configurazione alternativa, più facilmente integrabile in ambiente cittadino, è rappresentata dai cosiddetti tetti verdi, già diffusamente implementati per i vantaggi in termini di isolamento termico, miglioramento estetico e supporto alla biodiversità. Recentemente viene sempre più spesso presa in considerazione, nel loro sviluppo, anche il tema del trattamento delle acque, riproducibile attraverso gli stessi processi naturali sopra riportati. Per questa tipologia di impianti le limitazioni possono riguardano i vincoli di peso che il tetto (inteso come struttura edilizia) può sopportare e l'elevata densità abitativa caratterizzanti gli edifici più alti, che possono ospitare un numero di persone eccessivamente alto per le potenzialità depurative di un impianto limitato spazialmente a una porzione del tetto dell'edificio stesso. Alternativi o complementari ai tetti verdi sono i muri verdi, che sono caratterizzati dalla ricerca degli stessi benefici già menzionati, sviluppandosi però lungo le superfici verticali inutilizzate, superiori rispetto alla superficie piana occupata dall'edificio stesso (Figura 5).

Figura 5 Confronto estensione superficiale tra tetto verde e muro verde

Muri verdi

È necessario specificare che non tutte le varietà di verde verticale si prestano al trattamento delle acque, rientrano infatti in questa classificazione numerose tipologie impiantistiche che si differenziano nella loro struttura in maniera anche sostanziale. Una prima importante distinzione già proposta in letteratura (Medl et al., 2017) può essere fatta tra i sistemi a terra e i sistemi a parete (Figura 6).

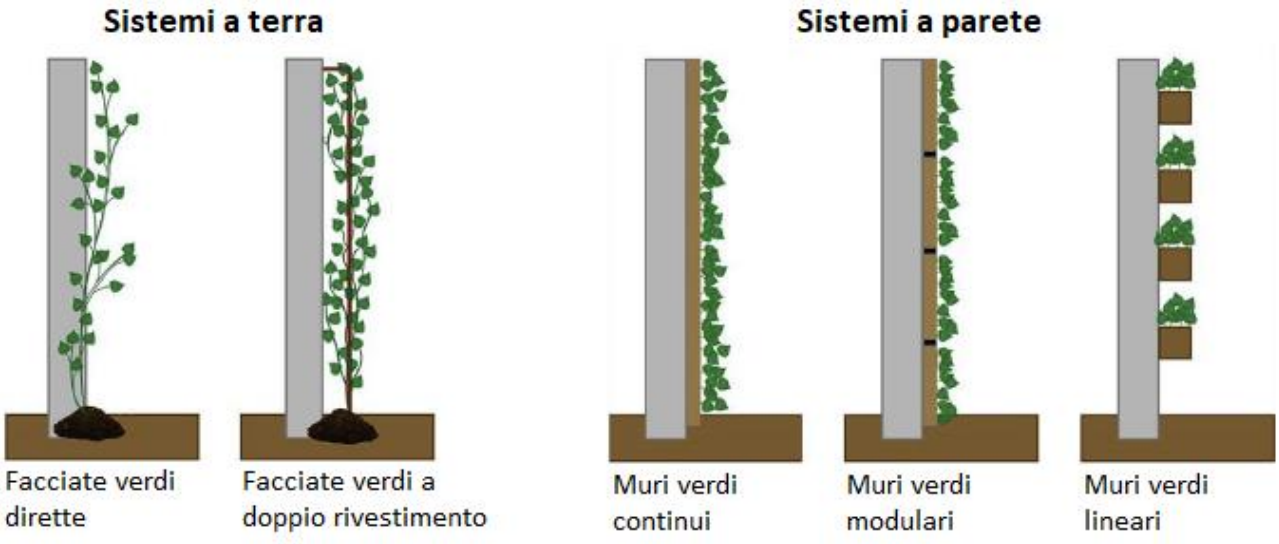


Figura 6 Schematizzazione delle diverse tipologie di muri verdi. Adattato da Medl et al. (2017)

Nella prima macro-categoria rientrano tutti i sistemi di inverdimento nei quali il muro, o comunque la struttura verticale coinvolta, opera semplicemente un ruolo di supporto per lo sviluppo e la crescita del fusto e dell'apparato fogliare delle piante rampicanti, mentre l'apparato radicale è concentrato esclusivamente alla base della struttura verticale stessa. Un'ulteriore classificazione può essere effettuata distinguendo tra i sistemi in cui la componente aerea delle piante è lasciate crescere direttamente sul muro dell'edificio (facciate verdi dirette) e quelli in cui è presente una struttura di supporto (facciate verdi a doppio rivestimento). In entrambi i casi la struttura risultante non ottimizza la superficie verticale disponibile relativamente ai processi di trattamento delle acque, essendo molto limitata la possibile superficie di contatto tra il refluo e il complesso medium-radici, sede dei processi di depurazione.

La seconda macro-categoria comprende invece i muri verdi propriamente detti, ovvero quelli in cui si dispone a diverse altezze l'apparato radicale e quindi il medium che lo ospita. Le caratteristiche di quest'ultimo danno l'opportunità di proseguire nella classificazione, differenziando tra muri verdi continui, modulari e lineari.

La differenza principale tra i muri verdi continui e quelli modulari è la presenza di un unico pannello o di più pannelli di supporto per le radici delle piante. Queste possono svilupparsi in un substrato, dalle molteplici composizioni, ospitato in opportune sacche o nicchie, oppure direttamente su un supporto in feltro, che funge anche da vettore per l'irrigazione.

I sistemi lineari possono essere visti come un particolare sottoinsieme dei muri modulari, tutti caratterizzati dalla presenza di un substrato, contenuto in vasi agganciati alla struttura di supporto e posizionati uno sopra l'altro. Il principale vantaggio derivante dalla modularità sta nella facilità di intervento manutentivo: nel caso in cui parte del muro verde dovesse trovarsi in sofferenza per qualsiasi motivo sarà più semplice sostituire il singolo modulo o vaso e ripristinare velocemente l'estetica e le funzionalità dell'intero sistema.

Trattamento delle acque grigie nei muri verdi

L'implementazione dei processi depurativi all'interno del verde verticale è idea di più recente concezione rispetto all'utilizzo del verde verticale stesso, rappresentando un campo applicativo non ancora sufficientemente studiato, che tuttavia negli ultimi anni ha visto crescere esponenzialmente l'attenzione ricevuta (Bustami et al., 2018; Fowdar et al., 2017; Pradhan et al., 2019). L'opportunità data dal concentrare le fasi di trattamento e riuso in situ, in spazi relativamente contenuti, evidenzia la contemporanea necessità di ottimizzare aspetti quali la scelta dei materiali e delle specie vegetali, le condizioni operative e in generale il design dell'intero muro verde, focalizzandosi sulle prestazioni ma anche sulla durabilità del sistema, nonché sulla sostenibilità economica delle fasi di avviamento e manutenzione. Pur necessitando la materia di ulteriori approfondimenti, numerosi studi, portati avanti da vari gruppi di ricerca di diversa provenienza, hanno già prodotto risultati promettenti, di cui di seguito verranno forniti alcuni esempi rilevanti.

L'analisi delle performance di un impianto pilota, installato in India a Pune (Masi et al., 2016), ha evidenziato l'importanza della scelta del substrato come materiale di riempimento nei muri verdi. In una prima fase dell'esperimento, l'utilizzo di granuli di argilla espansa (nello specifico LECA® - lightweight expanded clay aggregate) non aveva ad esempio permesso l'ottenimento di prestazioni soddisfacenti in termini di abbattimento del COD/BOD_5. Identificato il basso tempo di residenza nel sistema come problematico, in una seconda fase si è proceduto in due diverse direzioni con il miscelamento dello stesso substrato utilizzato in precedenza con sabbia o fibra di cocco. L'efficienza di rimozione del COD è così passata dal 18% di media (16-20, minimo-massimo) della prima fase, al 42% (7-80) o 53% (14-86) di media, rispettivamente per i mix LECA-sabbia e LECA-fibra di cocco. I considerevoli miglioramenti ottenuti in entrambi i casi suggeriscono come l'utilizzo di materiali di riempimento misti possa portare benefici alle prestazioni totali del sistema.

Le stesse considerazioni relative all'importanza del substrato sono state parallelamente compiute in Australia, da diversi studi coordinati dallo stesso gruppo di ricerca (Prodanovic et al., 2017, 2018). In questo caso ad essere testati sono stati dei mix tra perlite e fibra di cocco, diversi tra loro nelle percentuali dell'uno o dell'altro componente. Inizialmente queste diverse configurazioni sono state esaminate all'interno di colonne di laboratorio, senza la presenza dell'elemento vegetale, in modo da isolare il contributo fornito del materiale di riempimento. I risultati migliori sono risultati essere quelli ottenuti con le configurazioni a composizione intermedia. Analoghi riscontri si sono avuti a seguito di successivi studi (Boano et al., 2021a, 2021b; Costamagna et al., 2021), sugli stessi substrati, operati al Politecnico di Torino.

In un secondo blocco di esperimenti (Prodanovic et al., 2019) sono stati invece presi in considerazione il ruolo della vegetazione e le condizioni operative del sistema quali il carico idraulico, le concentrazioni di contaminanti negli afflussi e la possibile intermittenza dell'alimentazione. In questa fase il gruppo di ricerca ha adattato un modello modulare commerciale di muro verde modificandone il sistema di alimentazione, per poterlo regolare coerentemente con le esigenze di ricerca. Per quanto riguarda le efficienze di rimozione sono state valutate mediamente buone relativamente all'azoto, mentre in merito al fosforo sono state valutate limitate a cause di tempi di residenza non sufficientemente lunghi per un assorbimento diretto da parte delle piante. Significative differenze di rendimento sono state riscontrate anche tra le diverse specie vegetali, sottolineando come la scelta delle piante nella composizione dei muri verdi deve tenere conto, oltre della resistenza agli stress ambientali, anche delle potenzialità di captazione diretta dei nutrienti. I periodi di non irrigazione hanno infine evidenziato possibili cali di prestazione, causate dal maggior stress subito dal sistema. Performance tuttavia ripristinabili a seguito di un ritorno a condizioni operative standard, con afflussi idrici più regolari.

Quest'ultima configurazione modulare di muro verde è stata inoltre confrontata con una configurazione ad unico blocco, equivalente per dimensioni complessive (Prodanovic et al., 2020), riscontrando performance analoghe in termini di rimozione di qualsiasi parametro. Alcune differenze a favore del modello a blocco sono emerse relativamente alla resistenza ai periodi di siccità o scarsa alimentazione, tuttavia la maggiore facilità nell'effettuare la manutenzione ordinaria e straordinaria e nel controllo degli odori hanno complessivamente suggerito la preferibilità del design modulare.

Un altro impianto pilota, analizzato in Italia presso l'università di Padova (Dal Ferro et al., 2021), ha dimostrato le potenzialità di soluzioni quali i muri verdi anche per trattare i reflui derivanti dalle lavorazioni delle cucine. In questo particolare studio è stato scelto di limitare le fonti di provenienza a questa tipologia per la facilità di isolamento degli scarichi in un impianto idraulico domestico. I risultati sono stati soddisfacenti in termini di rimozione di COD, BOD_5, tensioattivi (MBAS) e azoto totale, mentre hanno nuovamente mostrato limitazioni per quanto riguarda il fosforo e alcune specie azotate, rendendo ipotizzabile l'utilizzo di ulteriori stadi di trattamento a monte o a valle della NBS considerata.

Infine un esempio di muro verde in condizioni di utilizzo reale è stato testato in Belgio, all'esterno di un'abitazione di Ghent (Lakho et al., 2021, 2022). Dopo alcuni studi preliminari in laboratorio, funzionali alla scelta del substrato e delle condizioni operative, un totale di 40 pannelli piantumati con varie specie vegetali sono stati installati e alimentati con le acque grigie prodotte da due persone residenti nell'edificio. L'effluente trattato dal muro verde è stato riutilizzato – sempre in automatico, attraverso opportune modifiche all'impianto idraulico - negli sciacquoni del wc domestico e regolarmente analizzato per un periodo di circa un anno. I risultati sono stati soddisfacenti in termini di rimozione di COD, BOD_5 e TSS (solidi sospesi totali), mentre si è riscontrato qualche valore elevato per altri nutrienti, verosimilmente dovuti al rilascio da parte del substrato utilizzato, un suolo organico, adeguato alla salute della vegetazione del muro verde ma ottimizzabile per quanto concerne la qualità dell'effluente.

Prove di tracciamento

Data la natura dei processi coinvolti, un importante parametro da investigare nelle NBS - e nei muri verdi in particolari – è il tempo di contatto tra il sistema e il refluo da trattare. In molti ambienti naturali quali acquiferi, fiumi o laghi è pratica comune studiare il comportamento idraulico del sistema attraverso l'uso di traccianti, per la relativa semplicità delle prove da effettuare e i validi risultati ottenibili. Da una ricerca effettuata sul database *Scopus* è emerso tuttavia come l'impiego di questi strumenti non sia ancora radicato nello studio dei muri verdi. L'utilizzo come parola chiave di "tracer" combinato a "green wall" non ha infatti prodotto risultati rilevanti, così come si è rivelata insufficiente l'estensione delle parole chiave a "suds" o "sustainable urban drainage system", "nbs" o "nature based solution". A emergere è stato un solo risultato parziale (Galvão et al., 2022) che, pur trattando effettivamente lo studio di un modulo di muro verde, ha affrontato solo marginalmente la caratterizzazione idraulica del sistema, non fornendo sufficienti elementi per poter replicare e confrontare la prova di tracciamento effettuata.

Migliori riscontri si sono ottenuti estendendo ulteriormente la ricerca a "vertical flow system" e "constructed wetlands" che, come riportato in precedenza, godono di una diffusione notevolmente superiore. Considerate le analogie con queste tecnologie si è quindi analizzata la letteratura a disposizione relativamente proprio alle prove di tracciamento sulle CWs.

Una panoramica generale sull'utilizzo dei traccianti, a partire dalle esperienze in idrologia e idrogeologia, è fornita da (Dierberg & Debusk, 2005), che identificano i seguenti parametri per la valutazione della sostanza da utilizzare: la solubilità, la concentrazione di fondo nell'ambiente da analizzare, la rilevabilità analitica, l'inerzia chimica e biologica, la tossicità, le difficoltà logistiche e i costi derivanti dalla scelta di una determinata prova. Le tecniche di immissione si dividono in due tipologie: a gradino o a impulso. Nella prima tipologia il tracciante è immesso costantemente a una determinata concentrazione fino a quando la stessa non viene rilevata anche in uscita dal sistema. Nella seconda il tracciante, in quantità nota e predeterminata, è immesso nel flusso d'alimentazione nel tempo più breve possibile. La concentrazione viene periodicamente misurata in uscita, per un lasso di tempo sufficientemente lungo da rilevarne sia il picco, sia la coda nella sua totalità.

Un parametro per considerare validata la prova è il rapporto tra la massa di tracciante immessa e quella raccolta, che deve essere il più vicino a 1 possibile, in modo da limitare le possibili perdite relative a infiltrazioni, adsorbimento, ossidazioni, assorbimento biologico e fotolisi e rendere più immediata l'interpretazione dei dati ottenuti. Contestualmente alla trattazione teorica è presentato un confronto sperimentale, effettuato in alcuni mesocosmi, tra rodamina WT (un colorante fluorescente) e cloruro di litio (un sale), che suggerisce come entrambi i traccianti possano essere efficacemente utilizzati, a seconda delle condizioni del sistema.

Un diverso confronto tra traccianti è fornito da (Holcová et al., 2013). L'obiettivo di questo studio è determinare l'idoneità della fluoresceina sodica nella determinazione dei tempi di residenza in una CW, comparandone i risultati ottenuti con quelli derivanti da una prova effettuata con monossido di deuterio o acqua pesante. Per le sue similitudini fisico-chimiche questa molecola è un tracciante ideale in acqua, ma l'utilizzo in contesto pratico è fortemente penalizzato dai costi molto elevati della strumentazione necessaria per rilevarla. In virtù dei risultati paragonabili e della notevolmente minore onerosità economica viene quindi promosso l'utilizzo della fluoresceina.

Un'ulteriore valutazione sulla progettazione di una prova di tracciamento è quella relativa alla modalità di immissione del tracciante nel sistema stesso. Nel caso di CW di dimensioni ridotte e contemporanea forte presenza di vegetazione è stata infatti verificata la potenziale diminuzione nel recupero in termini di massa, necessaria per validare la prova (Bodin et al., 2012). Per ovviare a questa problematica è necessario assicurarsi che la sostanza immessa non trovi subito potenziali ostruzioni, eventualmente prevedendo barriere in ingresso o altri sistemi che favoriscano un'immediata diffusione nelle tre dimensioni.

Oltre a indagare il comportamento idraulico dell'intero sistema nel suo complesso, attraverso le prove di tracciamento, si è constatata la possibilità di rappresentare un'unica CW come un insieme di sottomoduli teorici e valutarne singolarmente l'efficienza idraulica (Bonner et al., 2018). In particolare è possibile individuare le zone in cui si verificano degli intasamenti, fenomeno naturale che condiziona qualsiasi CW e che può portare a peggioramenti temporanei o cronici alle prestazioni dell'intero sistema pur verificandosi solo localmente. Tale individuazione suggerisce l'opportunità di preferire, in fase di progettazione, una sufficiente modularità, in modo da poter favorire eventuali intervenenti manutentivi, isolando il modulo soggetto a intasamento e contemporaneamente mantenendo operativi i restanti.

Si rileva come in letteratura, sia tra le revisioni (Knowles et al., 2010) sia tra studi più recenti (Licciardello et al., 2020; Ramos et al., 2022) si trovino riscontri soprattutto di prove di tracciamento effettuate su CWs alimentate in continuo, condizione operativa differente da quella che si intende indagare nel presente lavoro.

Un'eccezione che mostra invece forti analogie è presentata in (Ruiz-Ocampo et al., 2021), dove sono presentate alcune CWs a flusso verticale, differenziate tra loro per l'altezza del substrato, alimentate in parallelo in modalità discontinua e sulle quali sono state effettuate prove di tracciamento in diverse fasi dello studio. Per comprendere il comportamento idraulico del sistema è stata in questo caso selezionata la fluoresceina, immessa come impulso nella condotta di alimentazione di ogni CWs, e campionata in uscita con un fluorimetro a misurazione automatica per le 8 ore successive, corrispondenti a 4 cicli completi di irrigazione/drenaggio. Il recupero totale del tracciante è stato inferiore alle aspettative (dal 15 al 60%), non rispettando quindi le comuni indicazioni di validare un test a seguito di un recupero completo del tracciante (Dierberg & Debusk, 2005; Kadlek & Wallace, 2008). Dai risultati parziali si è comunque potuto apprezzare un picco di concentrazione in corrispondenza dell'inizio di ogni intervallo, seguiti ognuno da decrementi esponenziali fino all'alimentazione successiva. Tra le possibili cause per giustificare il mancato recupero totale della fluoresceina si possono additare la ridotta durata del campionamento, l'immissione in una condotta a monte del sistema e non nel sistema stesso e la scelta di una concentrazione iniziale (200 mg/L) molto elevata, che potrebbe avere generato anomalie nelle misurazioni.

Infine Pinho et al. (2019) presenta uno studio effettuato su diverse CWs a scala di laboratorio, caratterizzate dalla presenza di substrati meno convenzionali. Ogni set di CW indagate, in due repliche, consisteva in vasi di plastica riempiti con tre strati sovrapposti, rispettivamente di frammenti di calcare, un materiale di recupero e ancora frammenti di calcare, dove lo strato intermedio si differenziava da set a set in granulato di sughero, gusci di lumaca, scorie di carbone, frammenti di mattoni di argilla. Il tracciante scelto per valutare il comportamento idraulico del sistema è stato in questo caso il cloruro di litio, immesso come impulso e valutato in uscita attraverso fotometria di fiamma e, parallelamente, rilevazione della conducibilità elettrica.

In Tabella 2 sono riportati alcuni parametri significativi delle prove di tracciamento effettuati negli studi citati. Dalla consultazione della letteratura scientifica al momento del corrente studio, si rileva complessivamente una scarsa disponibilità di confronto per quanto riguarda le prove di tracciamento nelle NBS implementate per il trattamento delle acque grigie e specificatamente per i muri verdi.

Tabella 2 Panoramica sulle prove di tracciamento nelle CWs reperibili in letteratura. M= Mesocosmo, FWS = Flusso superficiale, HSSF = Flusso sommerso orizzontale VF = Flusso verticale, GW = Muro verde. I valori tra parentesi sono calcolati e non indicati direttamente dalle fonti

Studio	*CW*	*Vegetazione*	*Substrato*	*Tracciante*	*Immissione tracciante*	*Durata [die]*	*Q [L/h]*	*HLR [cm/die]*	*nHRT [die]*
(Dierberg & Debusk, 2005)	M	Typha latifolia (Vegetazione acquatica sommersa)	-	Rodamina WT LiCl	Impulso	14-21	-	11.2 5.2	3.1-3.6 4.9-5.8
(Bodin et al., 2012)	FWS	Phragmites australis, Typha latifolia, Glyceria maxima, Potamogeton Natans, Myriophyllum alterniflorum, Elodea canadensis	Terreno argilloso pesante	LiCl	Impulso	9	(160)	(31.6)	4.4
(Holcová et al., 2013)	HSSF	Phragmites australis	Ghiaia	Fluoresceina Acqua pesante	Impulso	14	788	(2.5)	7.9
(Bonner et al., 2018)	HSSF	Papyrus nana, Typha capensis, Juncus effusus, Chondropetalum tectorum	Ghiaia	Rodamina WT	Gradino	0.5	248	(157)	(0.2)
(Pinho et al., 2019)	VF	Phragmites australis	Calcare + granulato di sughero / gusci di lumaca / scorie di carbone / mattoni di argilla	LiCl	Impulso	-	-	-	-
(Licciardello et al., 2020)	HSSF	Phragmites australis	Ghiaia	NaCl	Impulso	8.1	1220	(7.2)	3.3
(Ruiz-Ocampo et al., 2021)	VF	Phragmites australis	Ghiaia	Fluoresceina	Impulso	0.3	-	-	-
(Ramos et al., 2022)	HSSF	Polygonum puncatum, Chrysopogon zizanioides, non vegetato	Argilla espansa	NaCl Rodamina WT	Impulso	11	(4.6)	(11.5)	3.2
(Galvão et al., 2022)	GW (VF)	Adiantum fragans, Davallia Tyermanii	Piastrelle frantumate + fibra di cocco, fibre tessili	Sale	Gradino	-	0.47-0.66	19-21	-

Obiettivi

Dalle ricerche effettuate sulla letteratura scientifica disponibile al momento della definizione della tesi si è rilevato come, nonostante l'interesse crescente sul tema del trattamento delle acque grigie mediante muri verdi, permangano delle lacune nella comprensione delle proprietà idrauliche di questi sistemi e della loro resistenza a stress derivanti da condizioni operative incostanti. Tali condizioni si verificano sovente al variare del numero di occupanti, come avviene in località turistiche e di villeggiatura, solitamente con ciclicità settimanale o stagionale.

Per garantire il buon funzionamento del sistema nel tempo è quindi importante che il muro verde risulti resiliente agli eventuali stress a cui verosimilmente sarà sottoposto durante il suo ciclo di vita. Altresì importante è la robustezza dell'impianto, che dovrà offrire prestazioni di trattamento adeguate anche durante le condizioni di stress. Alla luce di quanto verificato, questo lavoro si propone di contribuire a investigare gli aspetti appena descritti, attraverso l'analisi diretta delle efficienze di rimozione e attraverso lo studio delle proprietà idrauliche del muro verde in un contesto di funzionamento reale. Sebbene infatti i pannelli modulari siano già stati progettati a seguito di test in laboratorio, una migliore comprensione dei meccanismi di rimozione dei contaminanti descritti in questa introduzione si potrà ottenere attraverso prove effettuate su pannelli già avviati, per verificare l'impatto di diversi mesi di funzionamento (ovvero di alimentazione con acqua grigia e di sviluppo della componente vegetale) sull'intero sistema.

I passaggi seguiti, descritti in dettaglio nel capitolo Materiali e metodi, saranno:

- Identificazione della tecnica di tracciamento più idonea al contesto di un muro verde a flusso verticale con alimentazione discontinua e ipotesi di un protocollo di svolgimento delle prove sul muro verde stesso.
- Individuazioni di possibili criticità della prova e analisi dei risultati raccolti per migliorare la conoscenza delle proprietà idrauliche del sistema e fornire elementi di confronto per ulteriori possibili studi futuri.
- Analisi dei dati di efficienza di rimozione dei contaminanti raccolti durante una precedente campagna di campionamento, tramite l'applicazione di metodi statistici appropriati per valutare la significatività delle differenze tra due pannelli sottoposti a stress idrici diversi.
- Presentazione dei risultati ottenuti, evidenziando le criticità riscontrate e fornendo raccomandazioni per la mitigazione degli effetti avversi e sviluppi futuri nel campo della ricerca, focalizzandosi su altre condizioni di stress che possono essere testate prima del trasferimento tecnologico sul mercato.

2. Materiali e metodi

Muro verde

Il sistema che è stato oggetto di studio consiste in un sottoinsieme di un muro verde a scala pilota, precedentemente avviato e installato (Boano et al., 2021a) nel cortile del laboratorio di idraulica del Politecnico di Torino, sulla facciata con esposizione nord-ovest. Il muro verde è organizzato in diversi pannelli modulari, ognuno progettato per trattare 96 litri/die, ovvero il volume di acqua grigia prodotto tipicamente in un giorno da un abitante dell'Europa occidentale. Il singolo modulo (Figura 7) è composto da una struttura metallica di 1 m^2 di superficie alla quale sono agganciati 12 vasi, disposti su 3 righe e 4 colonne, dove ogni colonna rappresenta una linea di trattamento indipendente, in cui l'acqua scorre per gravità da un vaso al successivo.

Figura 7 Pannello costituente un modulo del muro verde

Tre diverse specie vegetali sono state precedentemente selezionate (Boano et al., 2021a), in base alla loro resistenza alle condizioni climatiche locali e al carico da trattare: *Carex appressa, Hedera helix* e *Lonicera nitida*. Al fine di incrementare la biodiversità e la resilienza del muro verde, le tre diverse specie sono state suddivise tra i diversi livelli, in modo che se una specie dovesse soffrire particolari condizioni non sarebbe compromessa l'intera colonna. Sono inoltre state ottimizzate (Boano et al., 2021b; Costamagna et al., 2023)le caratteristiche in termini di materiale di riempimento e carico idraulico, relativamente alle efficienze di rimozione dei contaminanti descritti nel capitolo introduttivo.

All’interno di questo lavoro, nella fase strettamente sperimentale riguardante le prove di tracciamento è stato preso in considerazione il comportamento idraulico dei singoli vasi, corrispondenti al primo livello dei moduli precedentemente installati, che sono stati invece considerati in una sottomatrice 3 x 3 nella fase di analisi statistica dei dati di concentrazione già raccolti in campionamenti passati.

Vasi

Ogni vaso ha dimensioni di 18 x 18 x 22 cm, rispettivamente in larghezza, profondità e altezza. Ciascun vaso, alimentato con la portata standard di 24 L/die, è sottoposto ad un carico idraulico (HLR) pari a circa 74 cm/die, un valore tra i più elevati tra i sistemi analoghi dedicati al trattamento di acque grigie (intervallo 5-100 cm/die tra gli impianti censiti da Boano et al. (2020)) che testimonia le potenzialità di questa configurazione, in termini di volume di refluo trattato/spazio necessario per l’impianto stesso.

Il materiale di riempimento di ogni vaso, per un’altezza di circa 20 cm, è costituito da un mix di perlite e fibra di cocco, in rapporto 1:1 in volume. Numerosi studi di diversi gruppi di ricerca (Boano et al., 2021b; Pradhan et al., 2020; Prodanovic et al., 2018) hanno evidenziato l’opportunità di utilizzare, combinati tra loro, materiali diversi per beneficiare di un compromesso tra le caratteristiche positive e negative dell’uno e dell’altro. Nel caso specifico la perlite contribuisce, grazie al suo peso specifico e alla sua granulometria e conseguente elevata conducibilità idraulica, a ridurre il peso totale dell’apparato sperimentale e a ridurre i fenomeni di intasamento tipici dei materiali idraulicamente lenti. La fibra di cocco contribuisce invece, grazie all’elevata superficie specifica, a favorire i processi di formazione dei microorganismi costituenti il biofilm e ad aumentare il tempo di residenza dell’acqua trattata.

La specie vegetale selezionata per tutti i vasi analizzati durante la prova di tracciamento è stata la *Hedera helix* (Figura 8). Pur presentando una buona resistenza generale alle condizioni climatiche e ai carichi di contaminanti ricevuti, come ogni sistema naturale anche questo presenta un tasso non eliminabile di mortalità oltre a una non trascurabile variabilità intrinseca. Per questo motivo il singolo modulo è stato progettato con più colonne di trattamento, in particolare tre sono le repliche ciclicamente analizzate in ogni diversa fase di stress, quali un diverso carico idraulico o un diverso carico di contaminanti ricevuti.

Figura 8 Esempio di singolo vaso con piantumazione di Hedera Helix nel mix fibra di cocco-perlite

Alimentazione

L'irrigazione dell'apparato sperimentale è fornita da una pompa ad accensione automatizzata, che attinge da un serbatoio da 1500 L (mescolato regolarmente dalla captazione stessa della pompa), e che alimenta una condotta in pressione a cui sono collegati tanti gocciolatori (portata erogabile 4 L/h) quante colonne o linee di trattamento indipendenti sono installate nel muro verde, uno in corrispondenza di ogni vaso del primo livello, quella considerata nella prova di tracciamento di questa analisi. Ogni gocciolatore (Figura 9) è inoltre dotato di valvola di chiusura manuale indipendente, in modo da poter all'occorrenza sostituire l'alimentazione standard con una specifica per il singolo vaso.

Figura 9 Gocciolatore per l'irrigazione della singola colonna

La pompa che regola l'alimentazione automatizzata è programmata per erogare in modalità discontinua in modo da generare 15 minuti consecutivi di flusso e successivi 45 minuti di riposo, in un ciclo orario che alimenta ogni colonna di trattamento con una portata pari a 1 L/h. I 45 minuti di non erogazione forniscono al sistema un periodo di drenaggio, che favorisce il ripristino delle condizioni aerobiche all'interno del vaso.

In condizioni di trattamento standard il serbatoio è regolarmente riempito con acqua grigia chiara. La consistente quantità d'acqua che alimenta la configurazione scelta e l'esigenza di controllare e mantenere il più possibile costante la composizione degli input ha reso preferibile l'adozione di un'acqua grigia sintetica, preparata periodicamente secondo la ricetta (Tabella 3) proposta da Diaper et al. (2008) e già utilizzata da precedenti studi (Fowdar et al., 2017; Prodanovic et al., 2018) sul trattamento delle acque grigie tramite muri verdi.

Tabella 3 Componenti presenti nell'acqua grigia sintetica

Ingrediente	*Quantità in 100 L [g]*
Crema corpo	1.5
Dentifricio	3.25
Crema deodorante	1
Sapone liquido	72
Detersivo lavatrice	15
Na_2SO_4	3.5
$NaHCO_3$	2.5
Na_2HPO_4	3.9
Argilla bentonitica	5
Acido lattico	2.8

Nel sistema completo, il vaso in cima ad ogni linea di trattamento alimenta durante il suo drenaggio il vaso sottostante, che a sua volta alimenta il terzo e ultimo livello, il cui effluente è raccolto, insieme agli omologhi, in un unico sistema di collettamento. In un impianto totalmente operativo quest'ultimo terminerebbe in un serbatoio o bacino per il successivo riutilizzo dell'acqua trattata, nel contesto dell'apparato sperimentale in esame quanto raccolto viene invece scaricato direttamente in fognatura.

Prova di tracciamento

Per studiare il comportamento idraulico del mezzo poroso all'interno del singolo vaso e valutare così le possibili interazioni con l'acqua grigia si è proceduto con una prova di tracciamento, basata su una singola immissione di tracciante in sostituzione di una delle alimentazioni standard. Per avere la migliore approssimazione del reale comportamento del sistema, il tracciante scelto è stato precedentemente disciolto in un litro di acqua di rete, quindi erogato in circa 15 minuti, in maniera analoga all'alimentazione standard.

Le misurazioni di concentrazione sono state effettuate sugli input di tracciante nel momento dell'erogazione e sugli output dei vari vasi, per una durata complessiva sufficientemente lunga da verificare di aver raggiunto la coda di rilascio e il recupero di una percentuale di tracciante immesso sufficientemente alta da poter convalidare la prova. Un test preliminare, non considerato poi nelle analisi, è servito a prendere dimestichezza con la strumentazione utilizzata, a ipotizzare una adeguata frequenza di campionamento e durata complessiva della prova, condotta in quattro giorni consecutivi, in cui il sistema è stato regolarmente alimentato con la frequenza e le portate descritte nel paragrafo precedente (1 litro di GW ogni ora), senza interruzioni. Per verificare eventuali anomalie di misurazione, causate dalla torbidità dell'acqua grigia che caratterizza l'alimentazione standard del sistema, i vasi campionati sono stati divisi in due gruppi: il primo (gruppo GW) costantemente alimentato con acqua grigia per tutta la durata della prova, l'altro (gruppo TW) alimentato con acqua di rete (Tap Water) durante i campionamenti e con acqua grigia negli intervalli di alimentazioni non campionati.

In Tabella 4 è presentato un prospetto dei campionamenti programmati per ogni vaso, con una breve descrizione dello scopo di ogni fase.

Tabella 4 Prospetto dei campionamenti programmati per la prova di tracciamento

Ore dall'inizio della prova	*Alimentazione Gruppo GW*	*Alimentazione Gruppo TW*	*Prelievo campione*	*Obiettivo*
0	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione dei valori di fondo
1	Input di tracciante	Input di tracciante	Sì	Immissione del tracciante e rilevazione del picco in uscita
2-9	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio
10-21	Acqua grigia	Acqua grigia	No	Proseguimento della prova
22-31	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio
32-45	Acqua grigia	Acqua grigia	No	Proseguimento della prova
46-49	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio
50-53	Acqua grigia	Acqua grigia	No	Proseguimento della prova
54-55	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio
56-69	Acqua grigia	Acqua grigia	No	Proseguimento della prova
70-73	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio
74-78	Acqua grigia	Acqua grigia	No	Proseguimento della prova
79-80	Acqua grigia	Acqua di rete	Sì	Rilevazione della curva di rilascio

Dall'esperienza pregressa era noto come il momento di riempimento del serbatoio dell'acqua grigia (effettuato in condizioni standard tre volte ogni settimana) generasse una temporanea, ma non trascurabile, ricollocazione in sospensione di parte di quanto sedimentato in fondo al serbatoio stesso nel corso dei mesi e anni precedenti all'attuale fase di studio, con conseguente torbidità anomala nei campioni derivanti dalle irrigazioni immediatamente successive (Figura 10)

Figura 10 Confronto tra campioni privo di torbidità (sinistra) e con torbidità anomala (destra) tale da inficiare una corretta misurazione della concentrazione di fluoresceina

Figura 11 Campione con torbidità sufficientemente bassa da permettere una corretta misurazione della concentrazione di fluoresceina dopo breve sedimentazione

Si è verificato che tale torbidità generasse effettivamente misurazioni errate della concentrazione di tracciante, con la conseguente consapevolezza di generare sicuri *outlier* nei campionamenti corrispondenti alla procedura di riempimento del serbatoio. Per evitare questo problema si è scelto quindi, durante le fasi di campionamento coinvolte da questa contemporaneità, di alimentare con acqua di rete anche i vasi nel gruppo campionato con acqua grigia, esclusivamente nelle due ore successive al riempimento del serbatoio. Per tutto il resto della prova, anche in presenza di modeste quantità di particelle in sospensione è stato sufficiente adottare un breve intervallo di sedimentazione (Figura 11) per ottenere un campione sufficientemente limpido da garantire una corretta misurazione della concentrazione di tracciante.

Strumentazione impiegata

Come visto nell'introduzione, numerose sono le tipologie di traccianti già utilizzate nello studio del comportamento idraulico delle NBS. Escludendo quelle utilizzate principalmente a scopo di ricerca scientifica, a causa della loro onerosità in termini economici e di complessità delle analisi necessarie, la scelta possibile è stata effettuata tra due famiglie di traccianti: i coloranti fluorescenti e i Sali.

Per quanto riguarda questi ultimi, i vantaggi derivanti dalla loro economicità e semplicità di applicazione sono stati considerati insufficienti rispetto alla possibilità di compromettere la salute delle piante del sistema, eventualità che avrebbe inficiato future e successive fasi di studio dello stesso sistema.

La scelta è quindi ricaduta sull'uso di un colorante, in particolare della fluoresceina sodica.

Tra i vantaggi di questa opzione si possono elencare:

- Il basso impatto sul sistema stesso e la sostanziale assenza di rifiuti prodotti
- La relativa economicità
- L'elevata solubilità in acqua e conseguente facilità di immissione nel sistema
- Il ridotto limite di rilevabilità analitica, in grado di consentire una buona durata della prova e di rilevare eventuali significativi valori di fondo

Un possibile limite è invece rappresentato dall'elevata sensibilità alla fotodegradazione, risolvibile comunque con accortezze operative quali la preparazione della soluzione di fluoresceina in laboratorio e la conservazione della stessa al riparo della luce solare. Un altro possibile fattore limitante è costituito dalla non completa conoscenza delle dinamiche di adsorbimento o altre modalità di sequestro del tracciante da parte del materiale di riempimento del muro verde, di cui si dovrà tenere conto nella discussione dei risultati. In particolare è atteso che la perlite, colorandosi, trattenga una piccola frazione di tracciante.

Lo strumento scelto per le misurazioni in campo è stato una sonda sommergibile *Cyclops*, del produttore *Turner Designs*, unitamente a un *DataBank* dello stesso produttore per la lettura e interpretazione dei dati di fluorescenza misurati. Il fluorimetro in questione permette il campionamento in campo, sia in modalità manuale, sia in modalità automatica. Considerate le limitazioni logistiche legate al sistema da analizzare tutte le misurazioni sono state effettuate in modalità manuale, attraverso la raccolta del campione e la successiva valutazione di concentrazione.

Lo strumento è stato quindi calibrato in laboratorio, con l'ausilio del software fornito dal produttore insieme alla strumentazione analitica che consente di registrare la correlazione tra concentrazione e voltaggio misurato su campioni standard a concentrazione nota di fluoresceina. L'equazione interpolante utilizzata è stata una retta poiché la relazione tra l'input (concentrazione di fluoresceina del campione) e l'output del fluorimetro (voltaggio misurato) gode di un intervallo di linearità che inizia dalle più basse concentrazioni rilevabili prima di raggiungere una regione di smorzamento (Figura 12) che renderebbe più difficoltoso o addirittura impossibile costruire una relazione univoca tra quanto misurato e quanto effettivamente presente nel sistema.

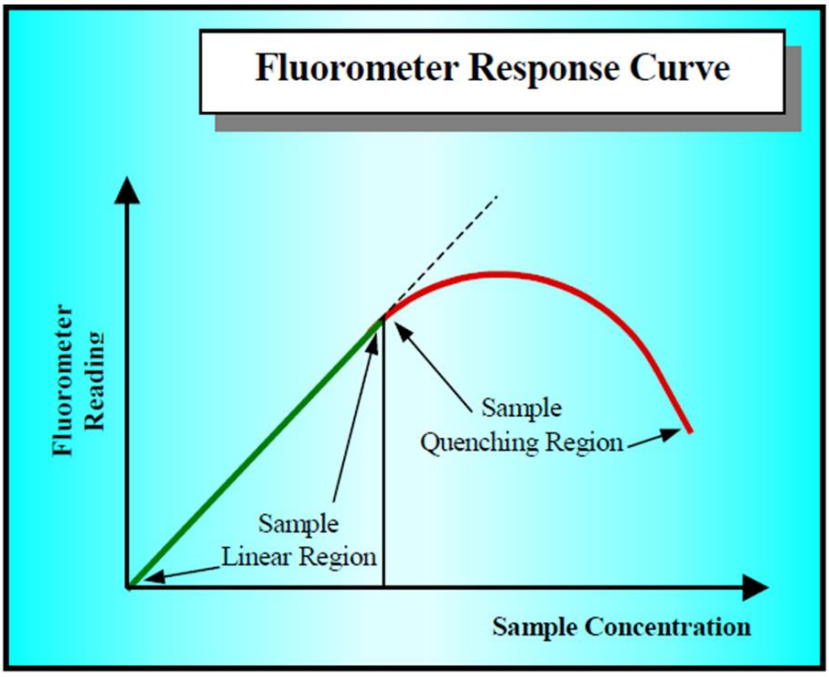


Figura 12 Curva di risposta del fluorimetro (manuale Databank Turner Designs)

Per sfruttare questa proprietà le immissioni di tracciante nel sistema saranno, in termini di concentrazione di fluoresceina, pari a circa 500 µg/L, un target sufficientemente alto da permettere l'osservazione di valori misurabili per il più lungo periodo possibile e sufficientemente basso da ricadere in tale intervallo di linearità. Gli standard utilizzati per la calibrazione (Figura 13) sono stati quattro, rispettivamente di concentrazione pari a 0, 100, 200 e 400 µg/L.

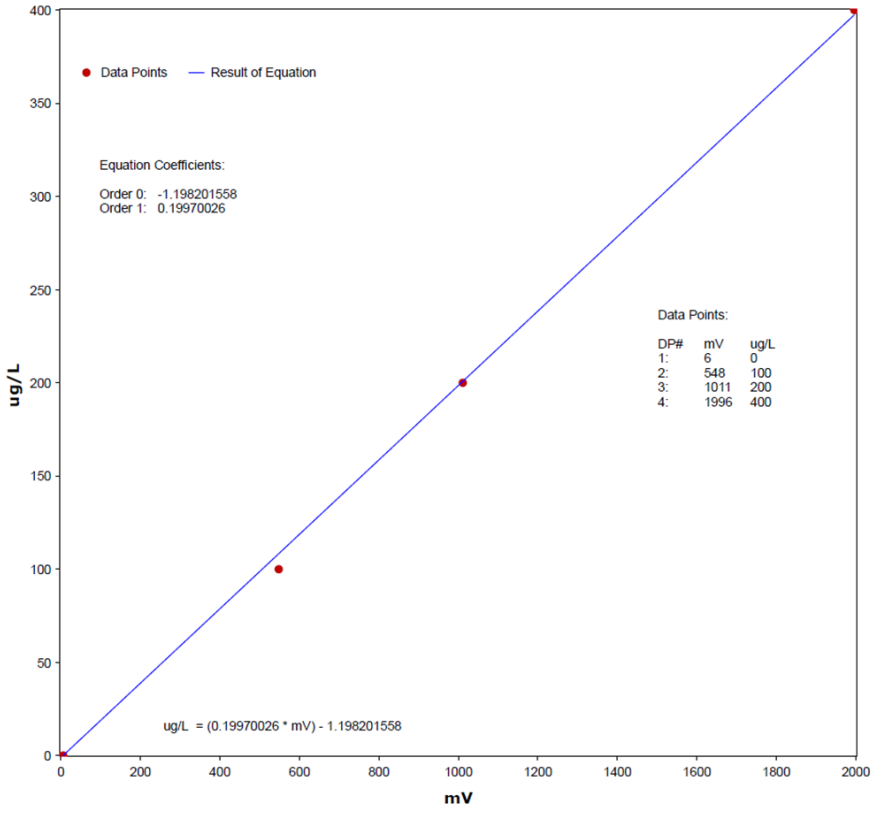


Figura 13 Costruzione dell'equazione interpolante durante la calibrazione del fluorimetro

Il tracciante e gli strumenti di misurazione selezionati per la prova sono comunemente utilizzati in contesti di forte diluizione, come lo studio di acquiferi, corsi d'acqua superficiali o impianti di trattamento di grandi dimensioni. La scala del sistema in esame, molto più ridotta, ha richiesto un'importante pre-diluizione del tracciante commerciale, disponibile nella forma di pastiglie di fluoresceina + eccipienti leganti, dalla concentrazione complessiva quindi non esattamente identificata. La possibile eterogeneità delle pastiglie ha dunque richiesto, a posteriori della diluizione, una misurazione dell'effettiva concentrazione ottenuta per conoscere con precisione il valore della massa di tracciante immesso in ogni occasione.

La campagna di campionamento, per esigenze operative, si è svolta nell'arco di più settimane, ognuna delle quali dedicata al tracciamento parallelo di pochi vasi alla volta. Data la fotosensibilità della fluoresceina diluita in acqua, la preparazione degli input non è stata effettuata in un'unica occasione, ma per ogni vaso subito prima dell'immissione stessa. Per ottenere il grado di diluizione desiderato e l'omogeneità negli input più elevata possibile, le varie diluizioni sono state effettuate nel laboratorio di Economia circolare, con l'utilizzo di bilancia di precisione e cilindro graduato. Raggiunto il grado di diluizione desiderato le soluzioni prodotte sono state quindi schermate dalla luce e trasportate sul sito della sperimentazione.

Raccolta e misurazione dei campioni

Per quanto riguarda gli input di tracciante le concentrazioni sono state misurate direttamente nei contenitori utilizzati per l'immissione al momento dell'immissione stessa, in modo da rendere il più possibile ininfluenti gli effetti della fotodegradazione e registrare i valori effettivi di concentrazione, quindi di massa, del tracciante immesso. Gli output invece sono stati prelevati raccogliendo il deflusso dai vasi stessi in contenitori cilindrici trasparenti (Figure 14 e 15).

Figura 14 Raccolta dei campioni durante il primo intervallo di alimentazione dall'inizio della prova, entrambi i vasi sono alimentati con la soluzione di fluoresceina

Figura 15 Raccolta dei campioni durante la coda della prova, il vaso a sinistra è alimentato con acqua grigia, il vaso a destra con acqua di rete

. Per ottimizzare l'accuratezza delle misurazioni il produttore del fluorimetro consiglia:

- L'utilizzo di contenitori non fluorescenti o dalle superfici riflettenti
- Se trasparenti, il posizionamento dello stesso sopra una superficie scura non riflettente
- Il posizionamento della sonda ad almeno 7.5 cm dal fondo del contenitore
- Il posizionamento della sonda al centro del contenitore ad almeno 5 cm dalle pareti del contenitore
- Il regolare controllo della pulizia del sensore ottico della sonda

Considerato il volume atteso in output per ogni singolo input (circa un litro) e testata l'effettiva sensibilità dello strumento in base alle indicazioni sopra riportate, si è concluso di poter prelevare due diversi campioni ogni ora. Operativamente l'inizio della raccolta del primo campione di ogni intervallo è considerabile coincidente con l'inizio dell'alimentazione (automatica o manuale che fosse) del sistema, mentre la fine raccolta è stata arbitrariamente posta al raggiungimento di un volume pari a circa 450/500 mL, delegando al secondo campione la raccolta della rimanenza dell'effluente della singola alimentazione. Ogni campione è stato quindi misurato nel contenitore di raccolta, sfruttando un ulteriore contenitore nero come schermatura da eventuali riflessi esterni (Figura 16).

Figura 16 Misurazione della concentrazione di fluoresceina

La stessa modalità di misurazione è stata adottata per tutti gli output, registrando il valore di concentrazione di fluoresceina rilevato, il volume raccolto e gli orari di inizio e fine raccolta del singolo campione. Sono infine state annotate eventuali anomalie relative al singolo campione, come particolare torbidità in output, parziale intasamento del vaso o altre considerazioni specifiche temporanee, utili nella successiva fase di elaborazione dei dati raccolti a giustificare eventuali anomalie.

Elaborazione dati

La distribuzione dei tempi di residenza rappresenta il tempo in cui le varie frazioni dell'acqua grigia spendono all'interno del vaso. Tale distribuzione è rappresentabile graficamente attraverso la costruzione della curva di restituzione del tracciante e della rispettiva cumulata, che dopo opportuna normalizzazione permettono anche il confronto tra i diversi vasi. Per ottenere queste due curve, a partire dalla raccolta dei dati di concentrazione descritta nel paragrafo precedente, sono necessarie alcune elaborazioni e alcuni dati complementari. Schematicamente, per ogni vaso, è stata seguita la seguente procedura:

- Aggregazione dei dati relativi al singolo intervallo di alimentazione
- Interpolazione sulla coda della curva di restituzione per ottenere i dati di concentrazione relativi agli intervalli di sospensione del campionamento
- Sottrazione della concentrazione di fondo
- Calcolo della massa di tracciante raccolta in ogni intervallo
- Costruzione della curva cumulata
- Normalizzazione delle curve, relativamente alla concentrazione iniziale e alla massa di tracciante immessi

Più in dettaglio, per l'aggregazione dei dati relativi ai due campioni raccolti in ogni intervallo di alimentazione, il volume è stato calcolato come la somma dei valori misurati, mentre la concentrazione è stata calcolata come la media pesata.

Per l'interpolazione della curva di restituzione, la coda è stata identificata per ogni vaso escludendo il picco di concentrazione in uscita occorso in corrispondenza dell'immissione stessa della fluoresceina. L'interpolazione è stata effettuata sui dati raccolti a partire dalla terza ora di campionamento, sono state testate diverse linee di tendenza (lineare, esponenziale, logaritmica, legge di potenza, polinomiale) e sistematicamente l'interpolazione migliore è risultata essere quella basata su legge di potenza (R^2 0.90-0.99), che è stata quindi utilizzata per stimare i dati di concentrazione relativi agli intervalli di sospensione del campionamento.

Ad ogni valore di concentrazione, misurato o interpolato, è stato sottratto il valore di concentrazione di fondo, calcolando così la concentrazione effettiva. Concettualmente il valore di fondo è identificabile come la concentrazione misurabile precedentemente all'immissione del tracciante nel sistema. Tuttavia, è emerso sperimentalmente che la torbidità dei campioni influenza le misurazioni effettuate, producendo delle sovrastime proporzionali alla presenza di solidi sospesi nell'effluente. L'alternanza di parziali intasamenti e disostruzione degli stessi all'interno vaso può generare puntuali anomalie dovute al rilascio di solidi sospesi con il risultato che, in alcuni casi, i valori minimi rilevati sono stati riscontrati non nel campionamento precedente all'immissione del tracciante, ma sistematicamente tra quelli appartenenti alla coda della curva di concentrazione. Il valore di fondo effettivo è stato identificato quindi come il minimo assoluto registrato tra i campionamenti di ciascun vaso. Valori leggermente negativi (-0.1 µg/L), privi di reale significato fisico, sono stati considerati marginali errori di precisione/calibrazione del fluorimetro, pertanto tali valori, quando riscontrati, sono stati arrotondati a 0 µg/L.

Per calcolare la massa di tracciante raccolta in ogni intervallo è stata moltiplicata la concentrazione effettiva per il volume dell'effluente, che nel caso degli intervalli campionati è stato posto uguale al volume raccolto. Nel caso degli intervalli interpolati è stato invece verificato il volume effettivamente erogato dai gocciolatori installati in corrispondenza di ogni vaso analizzato, effettuando più misurazioni e utilizzando la media, calcolata singolarmente per ciascun vaso.

Per la costruzione della curva cumulata è stata effettuata, in corrispondenza di ogni ora, la sommatoria di tutta la massa di tracciante transitata in uscita dal vaso a partire dall'immissione dall'inizio della prova.

La normalizzazione della curva di restituzione e della sua cumulata sono state effettuate dividendo ogni valore rispettivamente per la concentrazione iniziale e per la massa di tracciante immessa in ogni vaso. Questa operazione ha il duplice obiettivo di generare delle distribuzioni di frequenza e di rendere confrontabili le curve relative ai diversi vasi, dal momento che ognuno di essi ha ricevuto in immissione una quantità di tracciante leggermente diversa. Complessivamente i passaggi fin qua enunciati per la costruzione della cumulata normalizzata, che rappresenta la funzione di distribuzione del tracciante, sono descrivibili come:

$$F(h) = \frac{1}{M}\sum_{i=1}^{n=2h}\begin{cases} (C_i - C_f)V(i) & se\ C_i - C_f \geq 0 \\ 0 & se\ C_i - C_f < 0 \end{cases} \quad (1)$$

Dove

h = numero di intervalli orari dall'inizio della prova

n = numero di valori misurati o interpolati per ogni vaso

C_i = concentrazione misurata o stimata nell'effluente i-esimo [µg/L]

C_f = concentrazione di fondo [µg/L]

V_i = volume raccolto o stimato dell'effluente i-esimo [L]

Dai dati raccolti è anche possibile ottenere un valore caratteristico chiamato tempo di residenza medio τ, definito per un test ad impulso come:

$$\tau = \frac{1}{M}\int_0^{\infty} tCQ_{out}\,dt \quad (2)$$

Dove

M = massa di tracciante immessa [µg]

t = tempo dall'inizio della prova[h]

Q_{out} = portata effluente [L/h]

C = concentrazione di tracciante effluente [µg/L]

Si può presupporre che il tempo di residenza medio del tracciante sia il tempo di residenza medio effettivo. Nel caso specifico, date le caratteristiche di discontinuità nel campionamento della prova di tracciamento, sarà calcolato, singolarmente per ogni vaso, come:

$$\tau = \frac{1}{M}\sum_{i=1}^{n} t_i(C_i - C_f)V_i \quad (3)$$

Dove

n = numero di valori misurati o interpolati per ogni vaso

t_i = tempo di uscita dell'effluente i-esimo dall'input di fluoresceina [h]

C_i = concentrazione misurata o stimata nell'effluente i-esimo [µg/L]

C_f = concentrazione di fondo [µg/L]

V_i = volume raccolto o stimato dell'effluente i-esimo [L]

La modalità di immissione del tracciante non rende la prova di tracciamento perfettamente impulsiva, poiché l'ingresso del tracciante nel sistema non avviene istantaneamente, ma distribuita in un intervallo temporale di 15 minuti (0-0.25 h dall'inizio della prova). Per stabilire il tempo t_{fluo}, identificativo dell'input della fluoresceina e necessario per la determinazione dei vari t_i nel calcolo del tempo di residenza medio, è stata effettuata un'analisi di sensibilità su diversi valori plausibili, all'interno dell'intervallo di effettiva immissione. Avendo verificato che le differenze risultanti erano indistinguibili per il grado di precisione della prova, si è scelto arbitrariamente di centrare t_{fluo} all'interno dell'effettivo intervallo temporale di immissione, ponendolo quindi pari a 0.125 h.

Reattori ideali e traccianti ideali genererebbero tempi di residenza medi pari al tempo di residenza nominale (τ_n). Si definisce e sarà calcolata l'efficienza volumetrica del sistema come:

$$e_v = \frac{\tau}{\tau_n} \tag{4}$$

Dove

$\tau_n = V/Q_{in}$ [h]

V = volume d'acqua del singolo vaso [L]

Q_{in} = portata di alimentazione [L/h]

Utilizzando i volumi raccolti e i tempi di uscita registrati durante la prova di tracciamento è inoltre osservabile la velocità di drenaggio del singolo vaso. Come descritto in Raccolta e misurazione dei campioni, all'interno del singolo intervallo di alimentazione la quasi totalità dell'effluente drena dal vaso nella prima mezz'ora e tutti i secondi campioni sono stati raccolti a esaurimento, ma anche tenendo conto delle operazioni da svolgere in parallelo, come la pulizia della strumentazione di raccolta e la preparazione degli input di alimentazione. I tempi di uscita relativi ai secondi campioni presentano quindi una significativa componente di variabilità legata alle operazioni di campionamento, non rappresentativa del sistema stesso. Di conseguenza saranno confrontati, nella valutazione della velocità di drenaggio, solo i primi campioni di ogni singolo intervallo.

Come parametro rappresentativo del fenomeno definiamo la portata apparente Q_a:

$$Q_a = \frac{1}{m}\sum_{i=1}^{m}\frac{V_i}{\Delta t_i} \tag{5}$$

Dove

m = numero di primi campioni raccolti per ogni vaso

Δt_i = tempo di uscita del campione i-esimo dall'input corrispondente [h]

Stress test: effetto delle variazioni di portata

In aggiunta alle prove di tracciamento sopra descritte, il comportamento del muro verde è stato studiato attraverso l'osservazione delle efficienze di rimozione di solidi sospesi (TSS), richiesta biochimica di ossigeno (BOD_5), richiesta chimica di ossigeno (COD), tensioattivi anionici (MBAS), azoto totale (TN), azoto nitrico (NO_3-), azoto ammoniacale (NH_4), fosforo totale (TP) e cloruri (Cl), già oggetto di analisi nei precedenti studi sullo stesso sistema (Boano et al., 2021a, 2021b; Costamagna et al., 2021). In particolare ad essere esaminate sono state le performance di due diversi pannelli modulari, attraverso l'analisi statistica di dati raccolti durante campionamenti effettuati da un diverso gruppo di studio in una fase precedente del progetto NICE nel periodo maggio – dicembre 2021.

Nel corso dell'intero periodo uno dei due pannelli è stato costantemente alimentato con la portata standard (Q_{ST} pari a 24 L/die per colonna di trattamento, come descritta nel paragrafo Alimentazione), mentre l'altro, in parallelo, ha subito le variazioni di carico idraulico schematizzate in Tabella 5, per studiare le possibili conseguenti variazioni di comportamento del sistema in termini di efficienza di trattamento. In particolare con Q_{UN} si identifica una portata di sottocarico/underload, pari a 12.8 L/die per colonna e con un HLR corrispondente a 40 cm/die, mentre con Q_{OV} si identifica una portata di sovraccarico/overload, pari a 36.8 L/die per colonna e con un HLR corrispondente a 114 cm/die.

Tabella 5 Storico delle portate alimentate ai due pannelli, nel periodo della campagna di campionamento

Evento	*Data*	*Pannello Portata Variabile*	*Pannello Portata Costante*
Inizio irrigazione	17/05/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 1	09/06/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 2	16/06/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Modifica sistema di irrigazione - underload	18/06/2021	Q_{UN}	Q_{ST}
Campionamento 3	22/06/2021	Q_{UN}	Q_{ST}
Campionamento 4	29/06/2021	Q_{UN}	Q_{ST}
Campionamento 5	07/07/2021	Q_{UN}	Q_{ST}
Malfunzionamento	09/07/2021	0 (valvole chiuse)	Q_{ST}
Modifica sistema di irrigazione - standard	13/07/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 6	14/07/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 7	21/07/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 8	28/07/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Modifica sistema irrigazione – mantenimento estivo	05/08/2021	0.5 L/die/col	Q_{ST}
Modifica sistema irrigazione - standard	08/10/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 9	13/10/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 10	20/10/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Modifica sistema irrigazione - overload	22/10/2021	Q_{OV}	Q_{ST}
Campionamento 11	27/10/2021	Q_{OV}	Q_{ST}
Campionamento 12	27/10/2021	Q_{OV}	Q_{ST}
Campionamento 13	10/11/2021	Q_{OV}	Q_{ST}
Modifica sistema irrigazione - standard	12/11/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 14	17/11/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 15	24/11/2021	Q_{ST}	Q_{ST}
Campionamento 16	01/12/2021	Q_{ST}	Q_{ST}

Sono stati quindi identificati 6 diversi sottoperiodi di campionamento, schematizzati in Tabella 6, ognuno rappresentativo di una diversa condizione di stress o di recupero dallo stress precedente.

Tabella 6 Sottoperiodi di campionamento

Sottoperiodo	*Campionamenti coinvolti*	*Pannello Portata Variabile*	*Pannello Portata Costante*
T1 - Pari condizioni	1-2	Q_{ST}	Q_{ST}
T2 - Underload PPV 1	3-4-5	Q_{UN}	Q_{ST}
T3 - Pari condizioni	6-7-8	Q_{ST}	Q_{ST}
T4 - Pari condizioni dopo sub-irrigazione estiva PPC	9-10	Q_{ST}	Q_{ST}
T5 - Overload PPV 3	11-12-13	Q_{OV}	Q_{ST}
T6 - Pari condizioni	14-15-16	Q_{ST}	Q_{ST}

Per tutta la durata della campagna di misurazione, dei due pannelli, precedentemente avviati, sono state considerate due sottomatrici di vasi 3x3 (3 colonne di trattamento per ogni modulo, ognuna operante in parallelo). Durante ogni campionamento sono stati prelevati 19 campioni, 18 di acqua trattata raccolta in uscita dai 18 vasi componenti i due pannelli e 1 dell'acqua grigia usata come input. L'analisi degli stessi è stata poi effettuata nel laboratorio di Economia Circolare.

I TSS sono stati determinati attraverso la microfiltrazione dei campioni raccolti, quindi sottraendo la massa pre-filtrazione di ogni filtro utilizzato alla massa dello stesso filtro post-filtrazione. Per quanto riguarda il BOD_5 è stato sfruttato il metodo respirometrico, che fornisce una misurazione diretta dell'ossigeno consumato dai microorganismi presenti nel campione contenuto in un ambiente chiuso. Gli altri parametri sono stati valutati attraverso l'ausilio di diversi kit NANOCOLOR® (Macherey-Nagel), test fotometrici rapidi per le analisi delle acque reflue, ognuno specifico per un singolo parametro.

Parallelamente, attraverso l'uso di una sonda multiparametrica WTW Multi3620, sono stati monitorati in situ i valori di ossigeno disciolto, temperatura, pH e conducibilità elettrica di ogni singolo campione prelevato.

I risultati così ottenuti in entrambi i pannelli sono stati quindi confrontati sottoperiodo per sottoperiodo e livello per livello, derivando innanzitutto per ogni parametro i valori di media, deviazione standard, minimo e massimo. L'obiettivo della campagna di campionamento e delle successive analisi era inoltre verificare se una situazione particolare di stress, in termini di carico idraulico, compromettesse l'efficienza di rimozione del pannello a portata variabile, in maniera significativa rispetto alla fisiologica variabilità intrinseca del sistema biologico. Per ottenere questa valutazione sono state per prima cosa calcolate le efficienze percentuali di rimozione, definite per ogni parametro come:

$$Eff\% = 100 * \frac{C_{GW} - C_{out,i}}{C_{GW}} \quad (6)$$

Dove

C_{GW} = concentrazione del parametro X nell'acqua grigia [mg/L]

$C_{out,i}$ = concentrazione del parametro X in uscita all'i-esimo livello [mg/L]

I valori di efficienza di rimozioni sono stati quindi sottoposti a un test statistico che valutasse quanto fosse statisticamente significativa l'eventuale discrepanza tra i campioni relativi al pannello a portata variabile e i campioni relativi al pannello a portata costante, per l'intero periodo di misura e poi specificatamente per ciascun sottoperiodo.

Nell'identificazione del test da utilizzare è stato preso in considerazione il fatto di avere una numerosità campionaria relativamente bassa in ogni confronto e il fatto di non avere certezza sulla forma della distribuzione della popolazione campionaria. La scelta è quindi ricaduta su un test non parametrico, nello specifico il test di Wilcoxon-Mann-Whitney. L'applicazione dello stesso è stata effettuata attraverso la funzione implementata nativamente dal software Matlab ricevendo in output il p-value di ogni confronto.

Valori inferiori a 0.05 sono stati considerati statisticamente significativi e quindi indicativi di una effettiva differenza nella performance tra i due pannelli. Va tuttavia considerato che, nel periodo di sovraccarico del pannello a portata variabile, le differenze riscontrate potrebbero non essere indicative di un deterioramento della performance del pannello, ma della saturazione della capacità di rimozione dello stesso.

Per questo motivo, oltre alle concentrazioni in ingresso e in uscita di ogni livello e alle relative efficienze di rimozione percentuali, sono stati valutati il carico orario di massa trattato per ogni parametro e la relativa efficienza di rimozione, definita come:

$$EffM = \dot{M}_{GW} - \dot{M}_{out,i} \tag{7}$$

Dove

$\dot{M}_{GW} =$ carico in massa/ora del parametro X nell'acqua grigia [mg/h]

$\dot{M}_{out,i}$ = carico in massa/ora del parametro X in uscita all'i-esimo livello [mg/h]

$\dot{M}_{GW} = C_{GW} * Q$

$\dot{M}_{out,i} = C_{Gout,i} * Q$

Nel compiere questa operazione si impone che la portata Q in entrata nel sistema equivalga a quella in uscita ad ogni livello del sistema, equivalenza vera al netto della frazione di acqua persa in evapotraspirazione, che si può assumere trascurabile visto il consistente volume d'acqua con cui è stata alimentato il sistema in ogni sottoperiodo di campionamento, considerazione supportata anche dalle misurazioni dei volumi in output effettuate durante le prove di tracciamento.

3. Risultati e discussione

Prova di tracciamento

Come descritto nel capitolo Materiali e metodi, una prima interpretazione delle prove di tracciamento è fornita dall'osservazione della cumulata della curva di restituzione del tracciante (equazione 1), i risultati ottenuti per tutti i vasi sono mostrati in Figura 17.

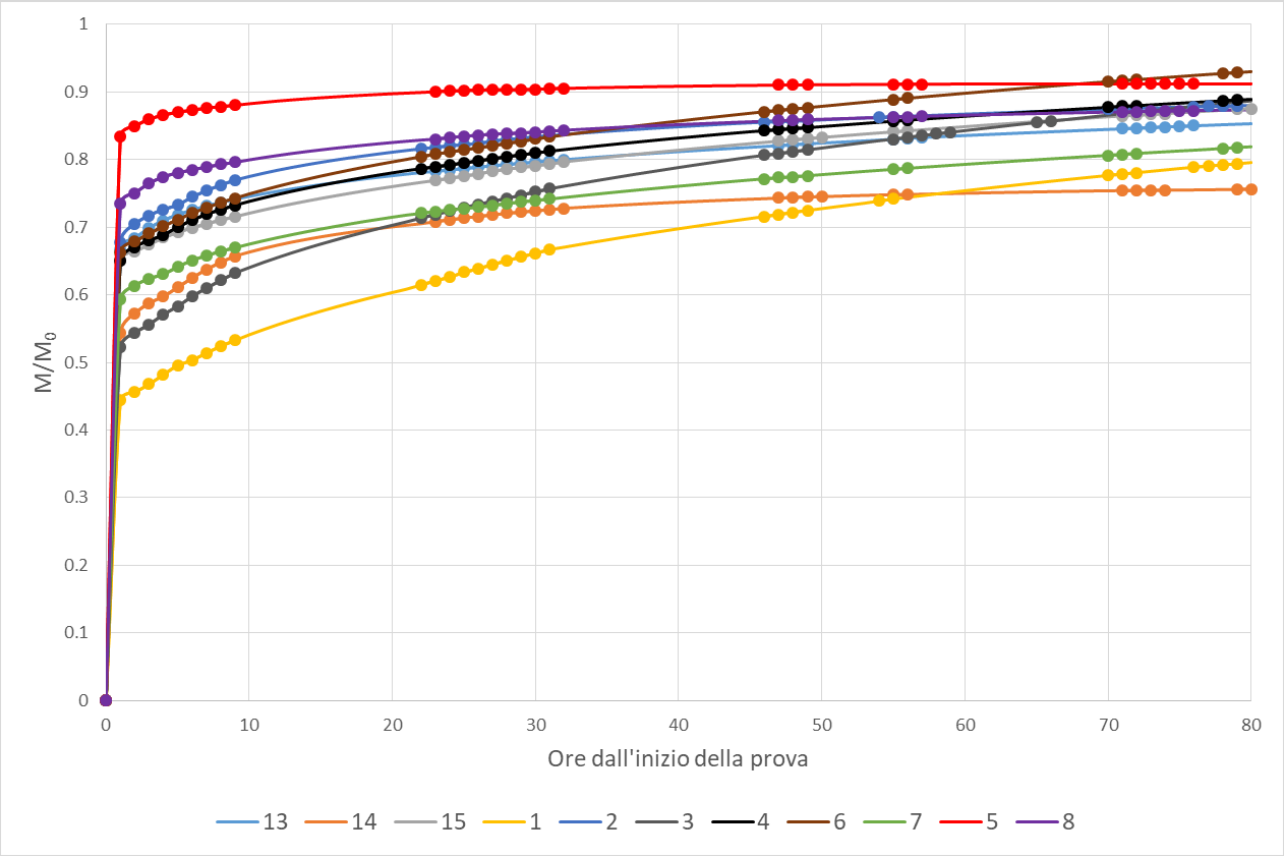


Figura 17 Cumulate delle curve di restituzione, gli indicatori circolari identificano i campionamenti effettivi, la sola linea continua è presente nei tratti interpolati

Tutti i vasi sono risultati caratterizzati da un consistente rilascio nell'intervallo di alimentazione corrispondente all'immissione stessa del tracciante, con una successiva coda di restituzione in cui si sono riscontrate solo concentrazioni di modesta entità. È comunque possibile apprezzare alcune differenze che saranno meglio analizzate nei paragrafi successivi. Si sottolinea come, in aggiunta alle analisi anticipate nel precedente capitolo sono state prese in considerazione, durante la prova di tracciamento, anche due vasi con vegetazione compromessa, evenienza inattesa in fase di progettazione ma che ha fornito l'opportunità di produrre ulteriori considerazioni sull'effetto della vegetazione sulle proprietà idrauliche del sistema.

Le 80 ore complessive di campionamento hanno permesso, come mostrato in Tabella 7, un recupero della massa di tracciante immesso compreso tra il 77% e il 93%. Per la validazione delle prove di tracciamento le indicazioni presenti in letteratura (Dierberg & Debusk, 2005; Kadlek & Wallace, 2008) suggeriscono come accettabili valori superiori all'80%.

Tabella 7 Massa di tracciante raccolta, in percentuale sulla massa immessa

Vaso	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*13*	*14*	*15*
Massa raccolta [%]	79.5	88.0	88.7	88.9	91.2	93.0	81.9	87.4	85.3	77.2	87.5

Considerazioni operative preliminari

Fondamentali per la correzione e la normalizzazione delle curve di restituzione sono i valori della concentrazione di fondo e della massa di tracciante immessa nel sistema. Per entrambe queste grandezze valgono le considerazioni fatte nel capitolo precedente, rispettivamente in Elaborazione dati e Raccolta e misurazione dei campioni. I valori utilizzati sono presentati in Tabella 8, dove C_{in} è la concentrazione di tracciante in entrata e M_{in} è la massa di tracciante in entrata

Tabella 8 Parametri utilizzati per la correzione e la normalizzazione delle curve di restituzione

Vaso	*Valore pre-immissione [µg/L]*	*Minimo assoluto [µg/L]*	*Valore fondo [µg/L]*	*C_{in} [µg/L]*	*M_{in} [µg]*
1	- 0.0	- 0.1	0.0	494	494
2	0.2	0.1	0.1	448	448
3	- 0.0	- 0.1	0.0	435	435
4	0.1	0.1	0.1	498	498
5	1.0	0.3	0.3	497	497
6	0.1	0.0	0.0	472	472
7	0.1	0.1	0.1	476	476
8	0.4	0.3	0.3	512	512
13	0.0	0.0	0.0	513	513
14	0.4	0.1	0.1	524	524
15	0.1	0.0	0.0	502	502

Un altro parametro utilizzato per la costruzione delle curve cumulate è la portata effettiva di alimentazione, che si è verificato presentare parziale variabilità rispetto alla portata nominale di progetto (4 L/h erogati per 15 minuti, per un totale di 1 L per ogni singola alimentazione). In tabella 9 sono riportati i volumi di acqua effettivamente erogati dai gocciolatori installati in corrispondenza di ogni vaso analizzato. La variabilità tra i dati ottenuti è spiegabile con le tolleranze di produzione e dallo stato di usura dell'impianto di alimentazione, in funzione da diversi anni durante gli studi precedenti (Boano et al., 2021a, 2021b; Costamagna et al., 2021) sullo stesso impianto sperimentale. Per ogni vaso è stato poi utilizzato, nell'interpolazione delle curve cumulate, il valore medio di portata erogata dal rispettivo gocciolatore.

Tabella 9: Volumi effettivamente erogati da ogni gocciolatore

Vaso	*Prova 1 [mL]*	*Prova 2 [mL]*	*Prova 3 [mL]*	*Prova 4 [mL]*	*Prova 5 [mL]*	*Media [mL]*	*σ [mL]*
1	890	900	870	920	890	894	18
2	970	970	980	980	1020	984	21
3	910	970	940	970	990	956	31
4	920	910	920	920	930	920	7
5	930	960	980	940	960	954	19
6	970	1030	980	1060	1060	1020	43
7	930	950	980	990	980	966	25
8	920	930	940	940	960	938	15
13	920	920	900	910	920	914	9
14	1030	990	940	940	950	970	39
15	950	940	940	940	980	950	17

Effetto della tipologia di acqua di campionamento

Come descritto nel precedente capitolo, i vasi esaminati sono stati divisi in due gruppi, uno sempre alimentato con acqua grigia, l'altro alimentato con acqua di rete in corrispondenza del prelievo dei campioni. A titolo di esempio sono mostrate in Figura 18 le concentrazioni misurate per un elemento di ognuno dei due gruppi: il vaso 6, campionato con acqua di rete, e il vaso 7, campionato con acqua grigia. Nel grafico ogni punto rappresenta la media pesata tra i due campioni prelevati nello stesso intervallo di alimentazione.

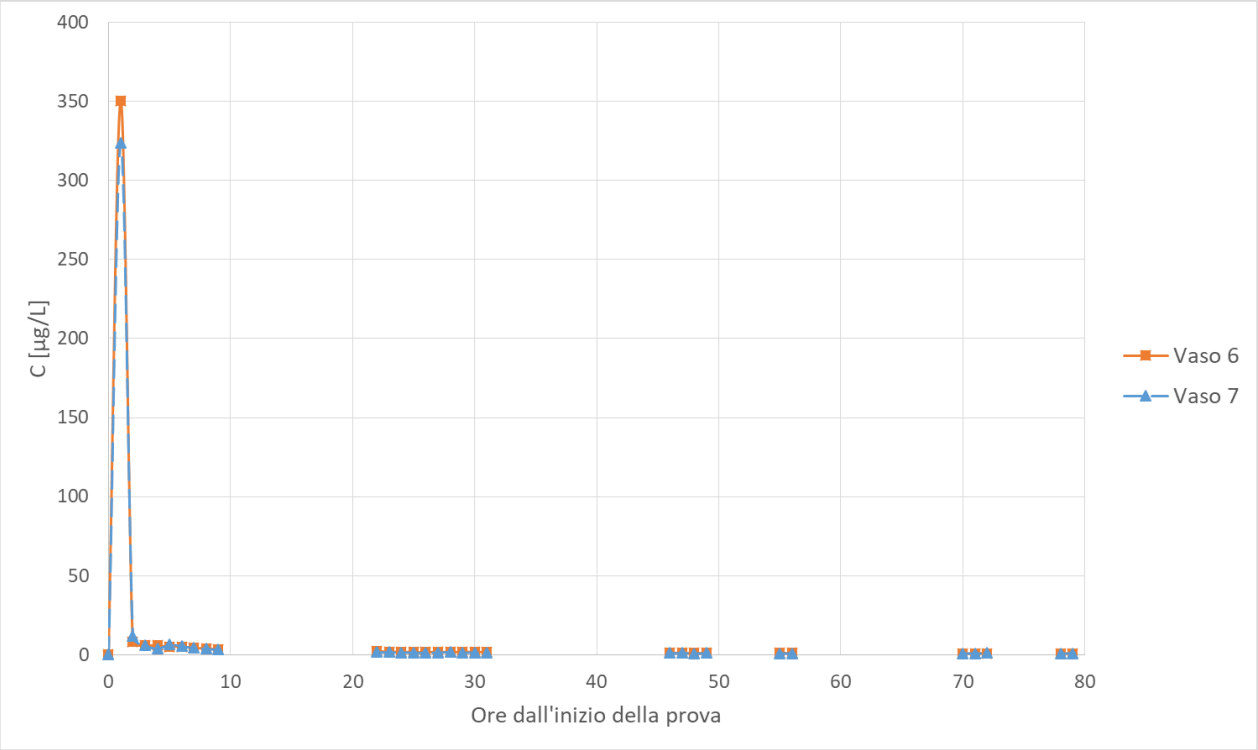


Figura 18 Concentrazioni di fluoresceina misurate nei vasi 6 (acqua di rete) e 7 (acqua grigia). Durante le interruzioni tra sequenze di campionamento tutti i vasi sono stati alimentati automaticamente con acqua grigia senza campionamento dell'effluente

Qualitativamente si nota come la risposta di entrambi i vasi sia molto simile, con il rilascio di un'elevata percentuale del tracciante nell'ora successiva all'immissione dello stesso nel sistema, seguita da campioni caratterizzati da una concentrazione molto minore, per quanto ancora rilevabile per diversi giorni.

Per un'analisi quantitativa sono stati stimati i valori di concentrazione degli output non campionati durante l'intera prova di tracciamento, ma comunque rilasciati dai vasi a seguito degli input di acqua grigia forniti ogni ora dall'impianto di irrigazione automatizzato. Nelle Figure 19 e 20 sono mostrate graficamente le interpolazioni effettuate sulle code delle curve di concentrazioni dei vasi 6 e 7, come illustrato in Materiali e metodi.

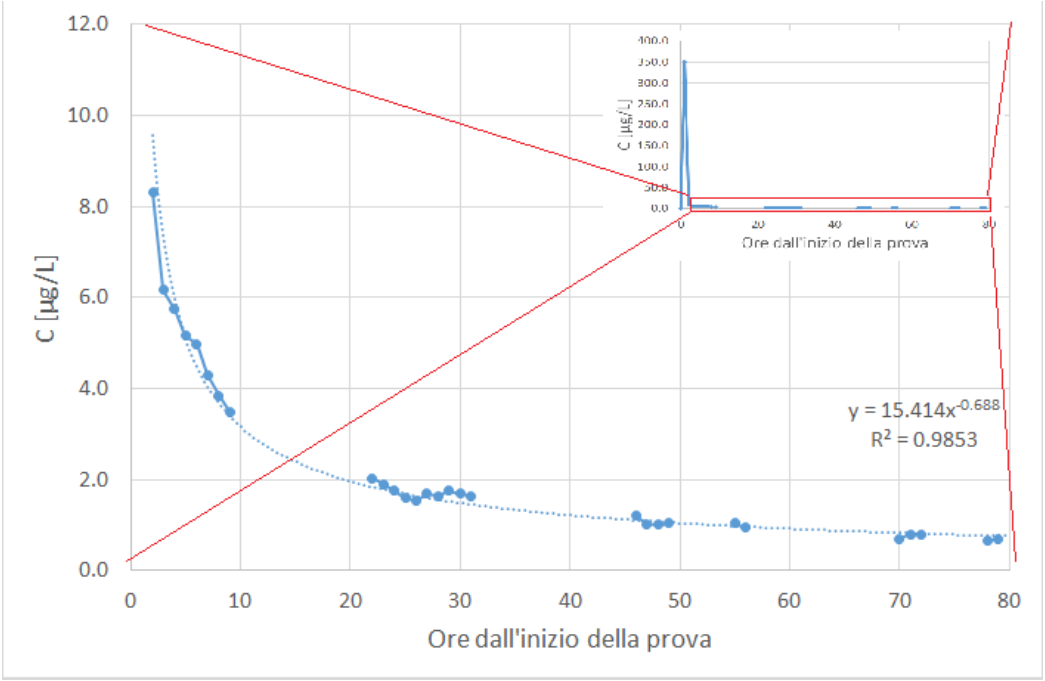


Figura 19 Interpolazione della coda di concentrazione del vaso 6 (campionato con acqua di rete), a partire dalla terza ora della serie presente in Figura 18

Tra il gruppo di vasi alimentati con acqua grigia e il gruppo di vasi alimentati con acqua di rete, sono stati prelevati con maggiore frequenza campioni leggermente torbidi dal primo. La presenza di argilla nella composizione dell'acqua grigia rende infatti più probabile la presenza di piccole quantità di solidi sospesi che possono creare anomalie nella misurazione della fluorescenza, quindi delle concentrazioni apparenti di fluoresceina. Un esempio di questo fenomeno è visibile in Figura 20, in corrispondenza degli output evidenziati con una freccia arancione. Contemporaneamente si nota comunque come questi *outlier* non inficino l'interpolazione e non alterino l'andamento complessivo della curva di concentrazione.

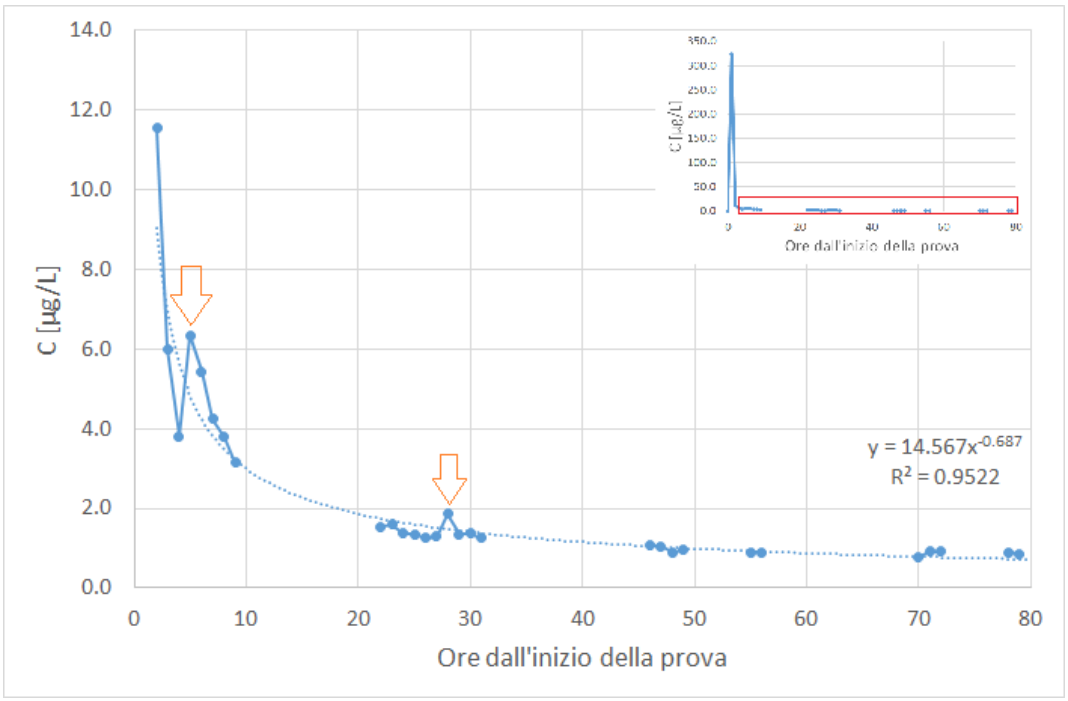


Figura 20 Interpolazione della coda di concentrazione del vaso 7 (campionato con acqua grigia), a partire dalla terza ora della serie presente in Figura 18

Come anticipato a inizio capitolo, il miglior confronto tra le varie repliche del sistema è offerto dalle cumulate delle curve di restituzione del tracciante, già presentate graficamente in Figura 17 e da cui si nota una certa variabilità caratterizzante il singolo vaso. In generale, a determinare l'andamento delle curve, è soprattutto la percentuale di tracciante che attraversa il sistema durante il primo intervallo di alimentazione. In Tabella 10 è mostrato tale dato vaso per vaso, unito a due parametri caratterizzanti, la tipologia di acqua utilizzata durante i campionamenti e la presenza di vegetazione viva.

Tabella 10: Parametri caratterizzanti i singoli vasi e percentuale di massa di tracciante raccolta nel primo intervallo di alimentazione

Vaso	*Alimentazione durante il campionamento*	*Vegetazione viva*	*Massa di tracciante raccolta dopo 1 ora [%]*
1	Acqua di rete	Sì	44.4
2	Acqua grigia	Sì	67.8
3	Acqua di rete	Sì	52.2
4	Acqua grigia	Sì	65.0
5	Acqua grigia	No	83.5
6	Acqua di rete	Sì	66.3
7	Acqua grigia	Sì	59.3
8	Acqua grigia	No	73.5
13	Acqua di rete	Sì	66.7
14	Acqua di rete	Sì	54.4
15	Acqua grigia	Sì	65.1

Raggruppando i vasi con tipologia viva in base alla tipologia di alimentazione e calcolando media e deviazione standard si può osservare (Figura 21) come questo parametro non influenzi il comportamento del tracciante nel sistema, che si presenta sovrapponibile tra i due gruppi per tutta la durata della prova di tracciamento.

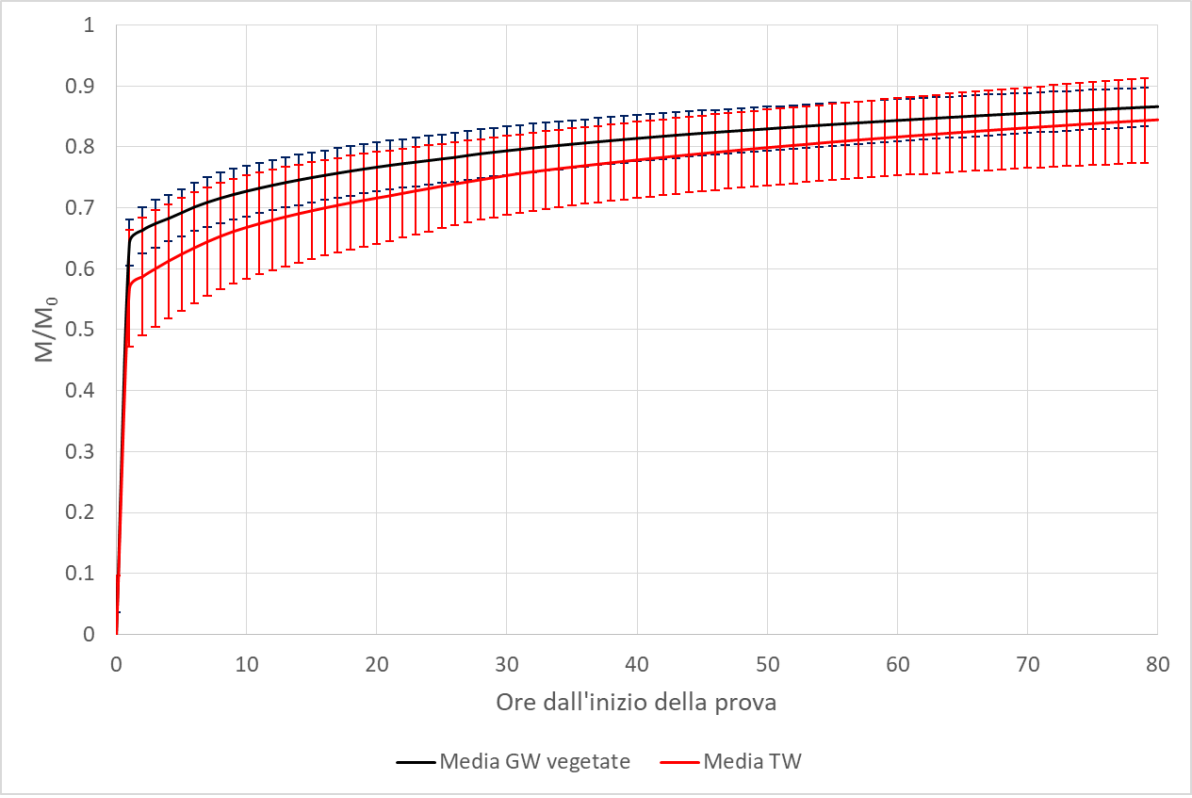


Figura 21 Cumulate medie e deviazioni standard delle curve di rilascio del tracciante per i vasi alimentati durante il campionamento con acqua di rete (TW, 5 repliche) o acqua grigia (GW, 4 repliche)

Effetto della vitalità delle specie vegetali

Osservando nuovamente i dati presentati in Tabella X, una differenza di comportamento significativa è riscontrabile nei vasi 5 e 8, in cui la vegetazione presente era compromessa in maniera sostanziale già prima dell'effettivo svolgimento delle prove di tracciamento. I valori percentuali di massa uscita all'input 1 sono i più elevati in assoluto tra tutti quelli registrati, a indicare come una pianta in salute influenzi il comportamento idraulico dell'intero sistema.

In Figura 22 è mostrato l'andamento medio delle cumulate dei vasi caratterizzati da vegetazione viva o morta. Nonostante il forte differenziale iniziale si nota come la percentuale di tracciante recuperata diventi progressivamente più simile, fino ad essere poco distinguibile (intervallo 77.2- 93.0 per i vasi con vegetazione viva, 87.4-91.2 per quelli con vegetazione morta) al termine delle prove, a suggerire come lo stato della vegetazione non sia responsabile dell'intrappolamento del tracciante.

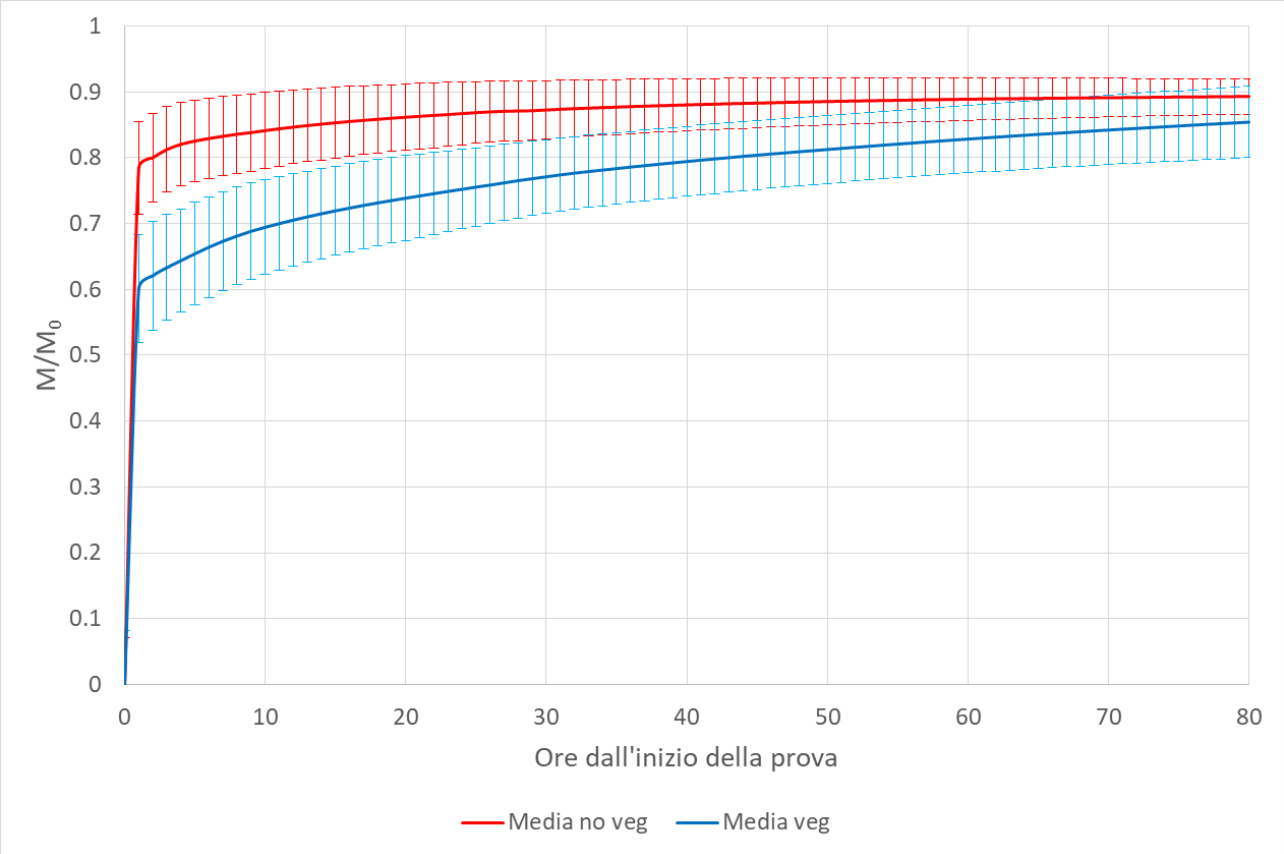


Figura 22 Cumulate medie e deviazioni standard delle curve di rilascio del tracciante per i vasi con vegetazione viva (9 repliche) e con vegetazione compromessa (2 repliche)

Tempi di residenza

A partire dalle caratteristiche fisiche del mezzo poroso, dalla geometria del vaso e dalla portata di alimentazione descritte in precedenza è possibile stimare il tempo di residenza nominale del sistema, come definito in (equazione 4). Il valore ottenuto è pari a 4 h per il singolo vaso, oggetto di analisi di questa prova di tracciamento, mentre sarebbe di 12 h per l'intero modulo costituente una colonna di trattamento completa. Dal momento che tutti i vasi sono stati preparati con il medesimo mix del mezzo poroso si può assumere questo valore come caratteristico per ognuno di essi.

Dai dati della prova di tracciamento è possibile ricavare per ogni singolo vaso il tempo di residenza medio effettivo (τ) e l'efficienza volumetrica (e_v) come definiti in equazioni 3 e 4. I risultati sono mostrati in Tabella 11.

Tabella 11 Tempi di residenza effettivi e efficienze volumetriche ricavati dalla prova di tracciamento

Vaso	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*13*	*14*	*15*
τ [h]	12.1	4.4	8.9	6.7	1.2	7.7	7.0	3.3	5.0	4.1	6.9
e_v [%]	302	109	222	167	31	192	176	81	126	103	172

Valutazione della velocità di drenaggio

Come presentato nella descrizione del sistema, l'alimentazione di acqua grigia non è continua, ma intermittente, secondo un ciclo regolare. Il drenaggio dei singoli vasi è di conseguenza a sua volta ciclico: la portata effluente raggiunge un massimo intorno a 10 minuti dopo l'inizio dell'irrigazione, per poi progressivamente diminuire fino ad interrompersi nel corso del periodo di riposo del sistema. È quindi impossibile determinare una specifica velocità di drenaggio, ma si è definita in equazione 5 la portata apparente come parametro caratterizzante il fenomeno. Dai dati raccolti durante le varie prove di tracciamento sono state calcolate queste portate, i risultati ottenuti sono presentati in tabella 12.

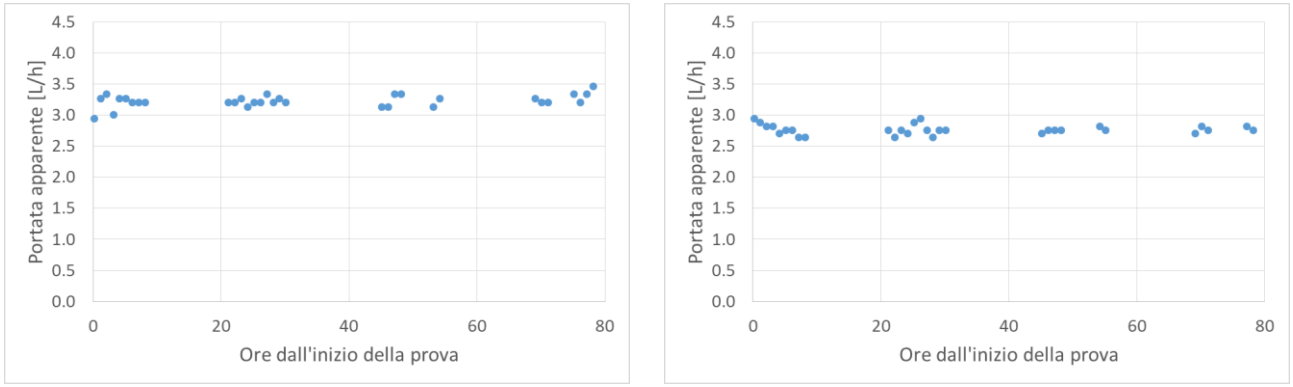
Tabella 12 Medie e deviazioni standard della portata apparente misurata durante la prova di tracciamento

Vaso	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*	*7*	*8*	*13*	*14*	*15*
Q_a [L/h]	3.2	2.9	3.6	2.8	2.2	3.6	2.6	2.7	3.4	2.5	2.7
σ [L/h]	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	0.4	0.4	0.5	0.2

La variabilità dei valori di portata apparente tra i vasi è spiegabile con la diversa evoluzione che lo sviluppo delle radici hanno imposto al mezzo poroso, occupando porzioni di volume diverse tra loro e interferendo con l'impacchettamento iniziale della fibra di cocco e della perlite. L'osservazione di valori sempre inferiori alla portata di alimentazione (4 L/h) indica comunque che in nessun caso si sono nel tempo generati canali preferenziali che permettano un completo bypass del mezzo poroso.

Ulteriore elemento di variabilità è dato dalla presenza di argilla nella composizione dell'acqua grigia, che come già osservato sullo stesso sistema genera fenomeni di intasamento con varianza crescente nel tempo (Costamagna et al., 2021). Dai valori della deviazione standard relativi ai singoli vasi si può osservare come, all'interno della stessa prova, alcuni vasi abbiano avuto un drenaggio più costante, altri meno, indipendentemente dal fatto che siano stati campionati con acqua di rete o acqua grigia. A titolo di esempio si possono analizzare più nel dettaglio i casi che hanno avuto i comportamenti più estremi.

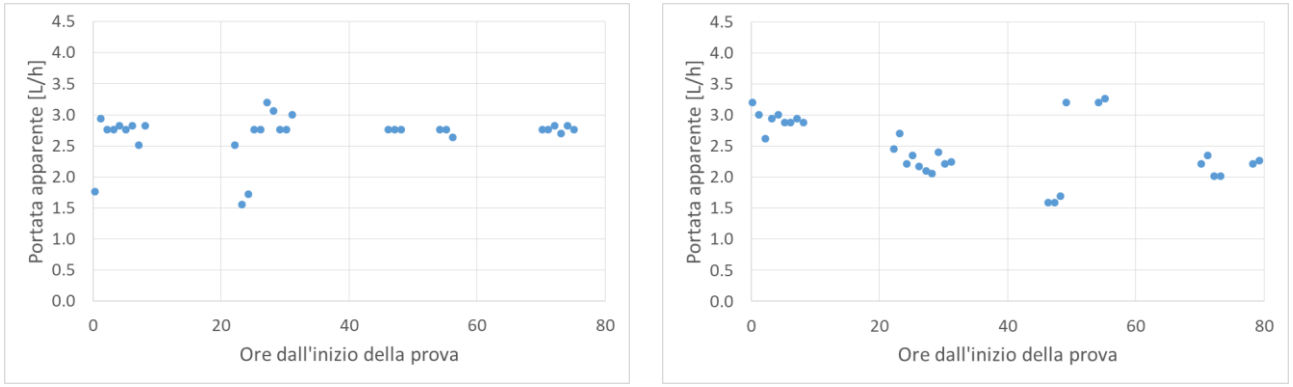
Nel caso dei vasi 1 (campionato con acqua di rete) e 4 (campionato con acqua grigia) (Figure 23 a e b) si può ad esempio osservare come durante tutta la prova la portata apparente si sia mantenuta costante a indicare come non si siano verificati fenomeni di intasamento.



(a) (b)

Figura 23 Portata apparente misurata nei vasi 1 (a) e 4 (b)

Parziali intasamenti si possono invece osservare nell'andamento delle portate apparenti dei vasi 8 (acqua grigia) e 14 (acqua di rete) (Figure 24 a e b). Nel caso del vaso 8, si notano alcuni valori particolarmente bassi all'inizio della prima e della seconda giornata della prova, recuperati rapidamente negli intervalli immediatamente successivi. Nel caso del vaso 14 invece si osserva un progressivo rallentamento della velocità di drenaggio nel corso delle prime 50 ore della prova, seguito da una brusca risalita in corrispondenza di un rilascio di solidi e di nuovo rallentamento.



(a) (b)

Figura 24 Portata apparente misurata nei vasi 8 (a) e 14 (b)

In generale, anche confrontando le annotazioni visive effettuate durante le prove, si possono collegare queste variazioni con intasamenti parziali non infrequenti ma di modesta entità, a cui le irrigazioni successive riescono a porre rimedio senza intervento esterno e senza quindi creare interruzioni nei processi di trattamento.

Stress test: effetto delle variazioni di portata

Nel periodo giugno - dicembre 2021, durante una fase precedente del progetto NICE, sono stati effettuati diversi campionamenti sui flussi in uscita da due diversi pannelli, uno alimentato con variazioni di portata su base settimanale (PPV), l'altro con portata costante (PPC), per verificare l'impatto delle condizioni operative sull'efficienza di rimozione. Le misurazioni sui parametri di ossigeno disciolto, temperatura, pH e conducibilità elettrica hanno fatto registrare andamenti sovrapponibili tra i due pannelli (Figure 31-34 in Appendice) e relativamente regolari nel tempo, con alcuni discostamenti dalle medie tra un campionamento e l'altro, imputabili a variazioni esogene al sistema. Si sono registrati l'abbassamento della temperatura esterna tra i campionamenti di giugno-luglio e quelli di ottobre-dicembre, con influenza sulla temperatura dei campioni raccolti, e reazioni aerobiche sviluppate nel serbatoio dell'acqua grigia, con impatto sulla concentrazione di ossigeno disciolto, evidente soprattutto nei campioni di acqua grigia in ingresso.

Si sono invece rilevati più costanti (Figure 33-34 in Appendice) durante l'intero periodo di campionamento i valori di pH (media e deviazione standard in ingresso rispettivamente pari a 7.1 e 0.1) e conducibilità elettrica (media e deviazione standard in ingresso rispettivamente pari a 712 µs/cm e 45 µs/cm), eccezion fatta per un'anomalia nella conducibilità elettrica durante i campionamenti numero 6 e 7 (14/21 luglio 2021) in cui sono stati misurati in ingresso rispettivamente i valori di 863 µs/cm e 766 µs/cm. Come indicato in (Costamagna et al., 2022) tale anomalia è verosimilmente riconducibile a una corrispondente anomalia nell'acqua di rete usata nella preparazione dell'acqua grigia.

Relativamente alle concentrazioni in ingresso e uscita e alle efficienze di rimozione, sull'intero periodo di monitoraggio, i due pannelli hanno fanno registrare i valori riportati nelle Tabelle 13 e 14, producendo risultati comparabili a quelli degli studi precedenti (Boano et al., 2021a; Costamagna et al., 2021, 2022) sulle performance della configurazione in esame e a quelli di studi di altri gruppi di ricerca (Gattringer et al., 2016; Lakho et al., 2021; Prodanovic et al., 2018, 2019, 2020).

I risultati più significativi sono stati discussi nei successivi paragrafi, mentre una panoramica più completa delle concentrazioni e delle rimozioni per ogni sottoperiodo e per ogni parametro è riportata nelle Tabelle 15-61 in Appendice.

Tabella 13 Concentrazioni [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) per i parametri di laboratorio nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli sull'intero periodo di campionamento

	TSS	*BOD_5*	*COD*	*MBAS*	*TP*	*TN*	*NO_3*	*NH4*	*Cl*
GW	51.9 ± 53.1 (2.6 – 164.7)	59.1 ± 16.6 (20.3 – 84.5)	140.8 ± 89.6 (83.0 – 452.0)	30.6 ± 27.5 (10.7 – 129.0)	8.5 ± 2.1 (4.2 – 14.1)	1.8 ± 0.8 (0.8 – 4.4)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.08 ± 0.08 (0.04 – 0.28)	55.5 ± 20.1 (41.0 – 118.0)
PPV L1	9.0 ± 8.5 (0.0 – 25.0)	25.2 ± 21.2 (0.0 – 72.4)	47.3 ± 40.0 (20.0 – 172.0)	9.6 ± 9.2 (0.2 – 30.0)	7.6 ± 1.5 (0.0 – 9.4)	0.9 ± 0.5 (0.5 – 2.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.4)	0.04 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	41.9 ± 12.2 (34.9 – 107.0)
PPV L2	2.8 ± 3.3 (0.0 – 12.4)	8.9 ± 9.5 (0.0 – 18.6)	26.9 ± 18.2 (20.0 – 97.0)	3.6 ± 4.5 (0.2 – 15.9)	7.6 ± 1.0 (4.5 – 8.8)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 1.9)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.05)	39.7 ± 12.2 (32.8 – 106.0)
PPV L3	1.8 ± 3.6 (0.0 – 18.3)	4.5 ± 4.7 (0.0 – 18.6)	22.4 ± 7.0 (20.0 – 56.0)	1.8 ± 3.2 (0.2 – 12.8)	7.6 ± 0.8 (5.4 – 9.4)	0.6 ± 0.4 (0.5 – 2.6)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.06)	39.2 ± 11.6 (31.4 – 96.0)
PPC L1	10.7 ± 8.6 (0.5 – 42.0)	28.8 ± 21.3 (4.4 – 87.8)	51.6 ± 52.0 (20.0 – 252.0)	8.2 ± 7.2 (0.2 – 24.8)	8.0 ± 1.3 (4.8 – 13.2)	1.1 ± 0.8 (0.5 – 5.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.06 ± 0.06 (0.04 – 0.38)	42.2 ± 13.5 (34.2 – 118.0)
PPC L2	2.0 ± 2.4 (0.0 – 9.8)	7.4 ± 11.3 (0.0 – 67.5)	26.9 ± 26.1 (20.0 – 138.0)	2.5 ± 3.7 (0.2 – 14.6)	8.0 ± 1.6 (4.7 – 14.9)	0.6 ± 0.5 (0.5 – 3.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.02 (0.04 – 0.19)	39.6 ± 13.5 (32.7 – 114.0)
PPC L3	1.6 ± 1.7 (0.0 – 5.6)	3.6 ± 5.4 (0.0 – 21.9)	24.1 ± 15.9 (20.0 – 90.0)	1.5 ± 3.1 (0.2 – 14.9)	7.9 ± 1.7 (4.7 – 14.1)	0.6 ± 0.3 (0.5 – 2.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	39.4 ± 12.4 (32.4 – 104.0)

Tabella 14 Efficienze di rimozione [%] ± deviazioni standard (range min-max) per i parametri di laboratorio nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli sull'intero periodo di campionamento

	TSS	*BOD_5*	*COD*	*MBAS*	*TP*	*TN*	*NO_3*	*NH_4*	*Cl*
PPV L1	65.6 ± 32.5 (3.3 – 100.0)	53.6 ± 49.9 (-129.6 – 100.0)	67.3 ± 18.1 (20.7 – 88.8)	67.5 ± 26.9 (17.3 – 99.0)	8.0 ± 18.5 (-26.2 – 100.0)	43.9 ± 35.3 (-64.3 – 88.6)	-0.9 ± 6.3 (-43.3 – 0.0)	21.1 ± 36.4 (-75.0 – 85.7)	19.1 ± 13.5 (-2.9 – 58.6)
PPV L2	88.5 ± 14.7 (36.5 – 100.0)	83.7 ± 20.5 (21.7 – 100.0)	80.1 ± 6.2 (58.5 – 94.2)	87.4 ± 15.6 (39.2 – 99.0)	7.3 ± 16.2 (-35.7 – 61.2)	63.5 ± 20.1 (-35.7 – 88.6)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	24.8 ± 31.6 (0.0 – 85.7)	23.7 ± 11.8 (3.9 – 57.1)
PPV L3	91.3 ± 13.6 (40.9 – 100.0)	93.6 ± 6.7 (66.7 – 100.0)	82.3 ± 4.2 (75.0 – 92.3)	94.1 ± 9.8 (59.2 – 99.5)	7.9 ± 16.0 (-52.4 – 40.4)	63.6 ± 19.7 (-42.9 – 88.6)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	24.3 ± 32.2 (-20.0 – 85.7)	24.6 ± 11.8 (0.0 – 57.6)
PPC L1	43.6 ± 111.2 (-633.8 – 99.7)	45.9 ± 59.3 (-137.4 – 93.9)	66.7 ± 15.4 (34.5 – 84.8)	69.9 ± 24.1 (21.0 – 98.9)	3.5 ± 12.3 (-33.3 – 34.8)	34.4 ± 60.0 (-292.9 – 82.8)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	-12.5 ± 156.3 (-850.0 – 85.7)	18.6 ± 13.5 (-0.2 – 59.3)
PPC L2	90.5 ± 17.1 (23.3 – 100.0)	85.1 ± 24.5 (-20.8 – 100.0)	81.5 ± 4.6 (69.5 – 90.2)	91.3 ± 11.9 (52.4 – 99.3)	4.9 ± 9.9 (-19.0 – 33.6)	62.3 ± 24.1 (-64.3 – 88.6)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	23.6 ± 30.5 (0.0 – 85.7))	24.1 ± 12.2 (1.5 – 58.7)
PPC L3	84.0 ± 42.1 (-82.8 – 100.0)	93.4 ± 11.5 (40.9 – 100.0)	82.1 ± 4.1 (75.9 – 90.2)	95.4 ± 8.9 (52.5 – 99.4)	5.8 ± 10.8 (-23.8 – 36.2)	66.8 ± 12.1 (28.6 – 88.6)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	25.2 ± 31.6 (0.0 – 85.7)	24.3 ± 12.1 (-2.9 – 57.7)

Per quanto riguarda la rimozione dei solidi sospesi totali, entrambi i pannelli hanno mostrato buone performance con ogni modalità di irrigazione. In Figura 25 sono mostrati i valori in masse/h registrati nei vari campionamenti. Si può osservare come a prescindere dal carico trattato (mg presenti nell'acqua grigia in ingresso per ogni ora di alimentazione) dopo i tre livelli di trattamento il carico residuo sia generalmente molto basso (PPV 1.8 ± 3.6 mg/L, PPC 1.6 ± 1.7 mg/L, limite normativo in Italia 10 mg/L, cfr anche Tabella 1), con un'eccezione rappresentata dal campionamento del 3/11, in cui i TSS nell'effluente dal terzo livello risultano superiori a quelli nel secondo livello, verosimilmente in corrispondenza di un occasionale fenomeno di rilascio nel pannello a carico variabile.

In entrambi i pannelli si può osservare come nei primi campionamenti la rimozione avvenga pressoché totalmente nel primo livello. Nei campionamenti successivi al periodo estivo (corrispondenti ad un'interruzione dei campionamenti ma non ad un'interruzione dell'alimentazione) invece si osserva come i primi livelli di entrambi i pannelli perdano parzialmente di efficacia, perdita comunque compensata dai livelli successivi. Essendosi verificato lo stesso fenomeno in entrambi i pannelli, il mutamento nel comportamento verosimilmente non è da imputare alle modalità di irrigazione estiva ma semplicemente alla crescente età del pannello, come già riscontrato in un precedente studio (Costamagna et al., 2022).

Statisticamente le differenze di efficacia di rimozione risultano essere significative (p livello 1 = 0.0012 |p livello 2 = 0.0116) solo durante il periodo di sovraccarico, sia nel primo, sia nel secondo livello (rimozione % PPV = 32.5 ± 12.4 | 84.7 ± 10.6; rimozione % PPC 62.7 ± 17.0 | 95.9 ± 4.9). Alcuni campioni relativi al parametro dei TSS sono stati scartati dalle analisi a causa dell'apparente percentuale di rimozione superiore al 100%. Lo scarto di questi valori contribuisce ad aumentare l'apparente variabilità totale nella capacità di rimozione di entrambi i pannelli.

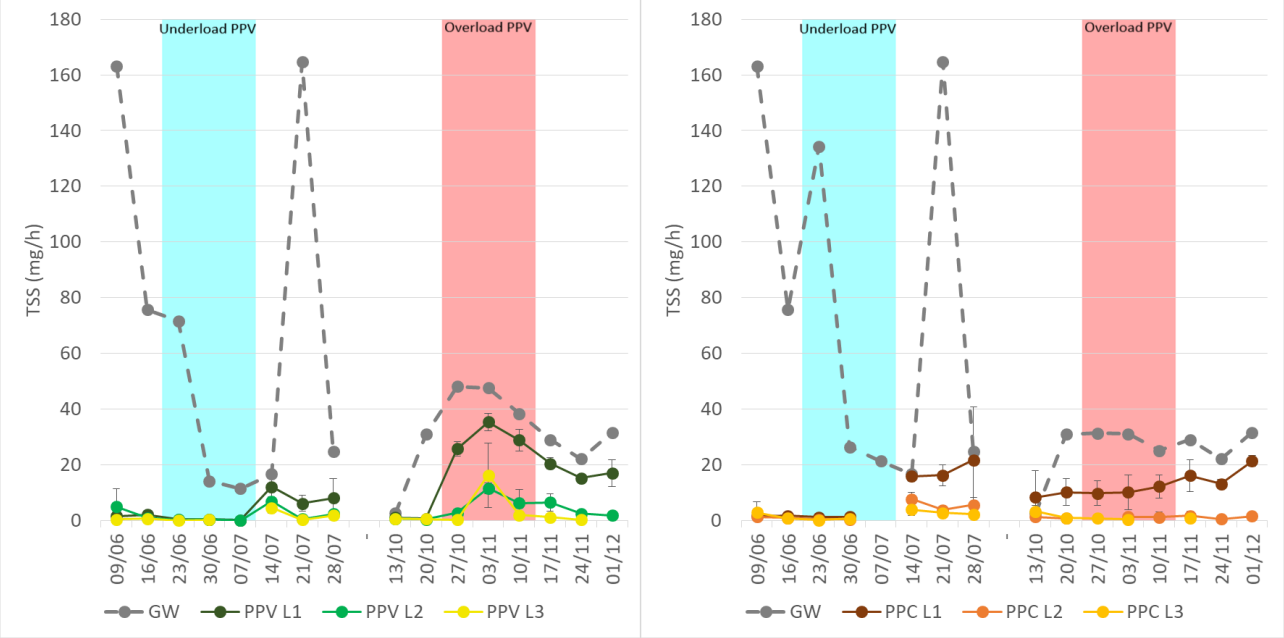


Figura 25 Confronto relativo al parametro TSS tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Analogo confronto si può effettuare considerando la rimozione del BOD_5 (Figura 26). Anche in questo caso si può osservare come entrambi i pannelli mostrino buone performance totali, superiori al 90% e paragonabili ai valori di letteratura (Gattringer et al., 2016; Kotsia et al., 2020; Prodanovic et al., 2020), per ogni modalità di irrigazione, con un peggioramento nel primo livello nei campionamenti autunnali, sempre compensato dai livelli sottostanti.

Di nuovo le differenze nell'efficacia di rimozione risultano essere statisticamente significative (p = 0.0244 | 0.0027 | 0.0004) durante il periodo di sovraccarico, in tutti e tre i livelli (rimozione % PPV = 39.4 ± 17.8 | 84.9 ± 10.6 | 93.8 ± 4.7; rimozione % PPC 60.8 ± 20.6 | 98.3 ± 2.9 | 100.0 ± 0.0). Parallelamente si deve però osservare come nei tre campionamenti che compongono questo periodo (27/10, 3/11, 10/11) il carico di BOD_5 è stato, in particolare per il pannello a portata variabile, il più elevato dell'intera campagna di misurazione, con il risultato che la rimozione è stata sì inferiore percentualmente, ma anche la più alta registrata in valore assoluto (intervallo di rimozione in massa 103.5 – 119.4 mg/h). Questo suggerisce come le maggiori criticità riscontrate possano non essere legate tanto al maggiore carico idraulico, quanto al maggiore carico organico a cui il pannello è stato sottoposto.

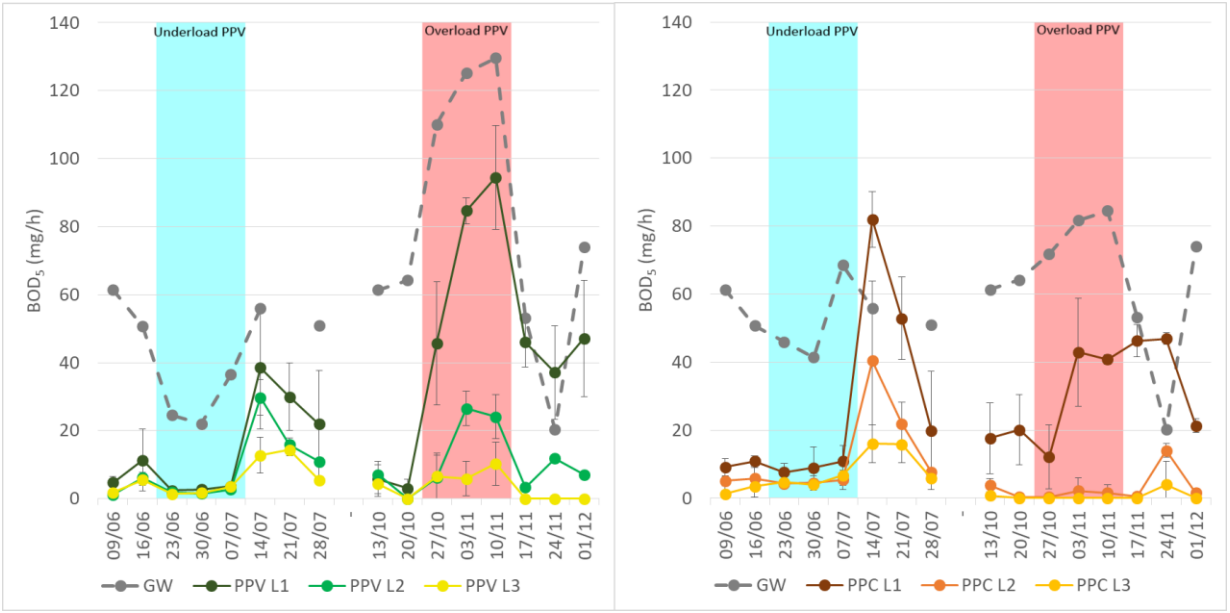


Figura 26 Confronto relativo al parametro BOD_5 tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Relativamente alla rimozione del COD, le efficienze indicate in precedenza in Tabella 14 risultano genericamente sottostimate in quanto, a causa dei limiti di sensibilità dei kit di analisi, i valori sotto soglia sono stati considerati pari ai valori di soglia (nel caso specifico del COD, 20 mg/L), lasciando un certo grado di incertezza sull'effettiva capacità di rimozione del sistema e sulle precise differenze tra un pannello e l'altro. Si può comunque concludere che in questi casi il residuo sia risultato sempre sufficientemente basso (limite normativo in Italia 100 mg/L, cfr anche Tabella 1). I valori registrati sono riportati in Figura 27, dalla quale si può osservare come in presenza di carichi medio-bassi (<150 mg/h) l'output finale raggiunga sempre il sotto soglia, con la rimozione di COD a carico principalmente del primo livello. Il contributo del secondo e terzo livello di trattamento è invece apprezzabile in presenza di carichi più alti. Come evidenziato per il BOD_5, anche per il COD le differenze riscontrate nel periodo di sovraccarico sono significative in tutti e tre i livelli (p = 0.0472 | 0.0006 | 0.0456) (rimozione % PPV = 43.4 ± 17.9 | 75.3 ± 10.0 | 84.3 ± 2.7; rimozione % PPC 57.8 ± 15.6 | 86.7 ± 1.9 | 86.7 ± 1.9). Queste differenze sono plausibilmente legate non solo al maggiore carico idraulico ma anche al maggiore carico organico che il pannello a portata variabile è stato chiamato a trattare. Un'ulteriore differenza nelle performance di rimozione del COD è emersa, questa volta a favore del pannello a portata variabile (rimozione % PPV = 75.6 ± 11.6 | 86.2 ± 5.5 | 88.2 ± 3.1; rimozione % PPC 62.4 ± 14.8 | 81.5 ± 7.7 | 85.3 ± 4.0) nel periodo successivo al periodo di sottocarico, in cui entrambi sono stati alimentati con portata standard. Statisticamente è risultata rilevante solo la differenza riscontrata nel primo livello (p = 0.0218 | 0.1877 | 0.1607). È osservabile inoltre come anche in questi casi il carico organico ricevuto in input sia stato elevato per entrambi i pannelli. In particolare durante il campionamento del 14/7 è stato registrato il valore di 452 mg/L nell'acqua grigia in input, il più alto di tutta la campagna di misurazione.

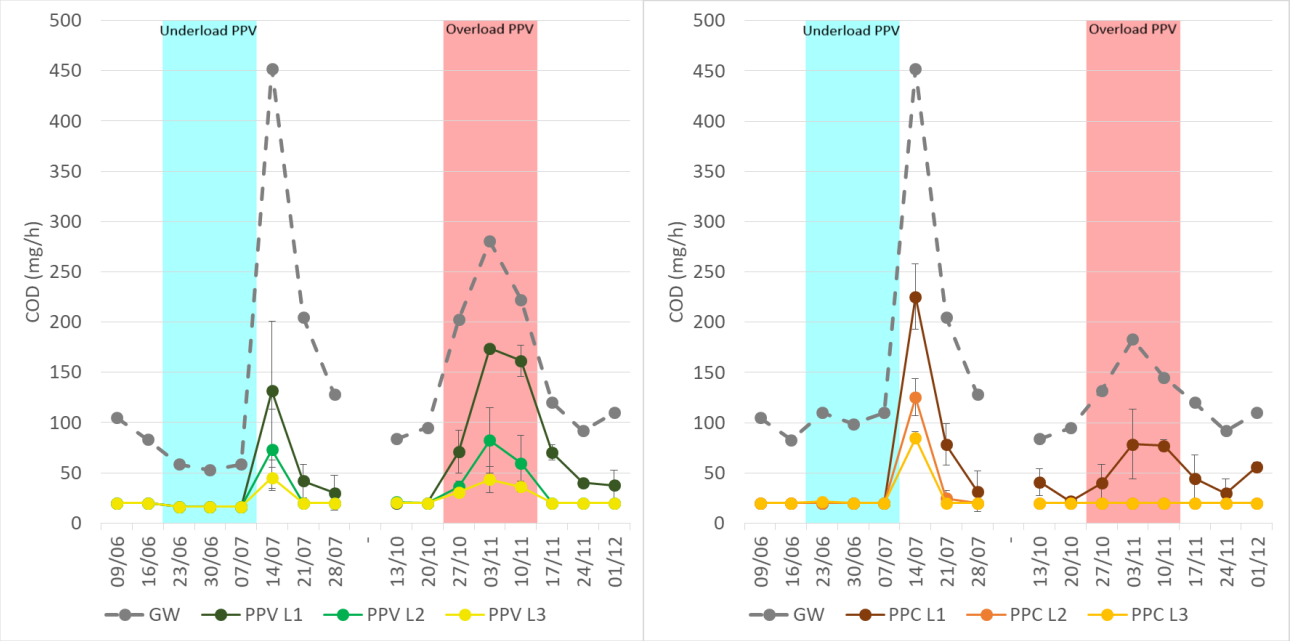


Figura 27 Confronto relativo al parametro COD tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

La rimozione dei tensioattivi anionici (Figura 28) è stata eccellente durante tutta la campagna di campionamenti, con rendimento percentuale sempre superiore al 92%, per entrambi i pannelli, in ogni condizione operativa. Unica anomalia nelle efficienze di rimozioni è rappresentata dal campionamento del 3/11, in cui la rimozione ottenuta è stata pari al 60.6% per il pannello a portata variabile e del 68.8% per il pannello a portata costante, pur essendo il carico di inquinante nell'input di acqua grigia paragonabile a quello di altri campionamenti.

Statisticamente non risultano esserci state differenze significative, l'unico p-value rilevante (0.0260) è riferito al periodo di campionamento dal 13/10 al 20/10, nel secondo di livello di trattamento, su efficienze di rimozioni percentuali comunque molto elevate per entrambi i pannelli (95.1 ± 2.4% PPV, 98.2 ± 2.2 PPC).

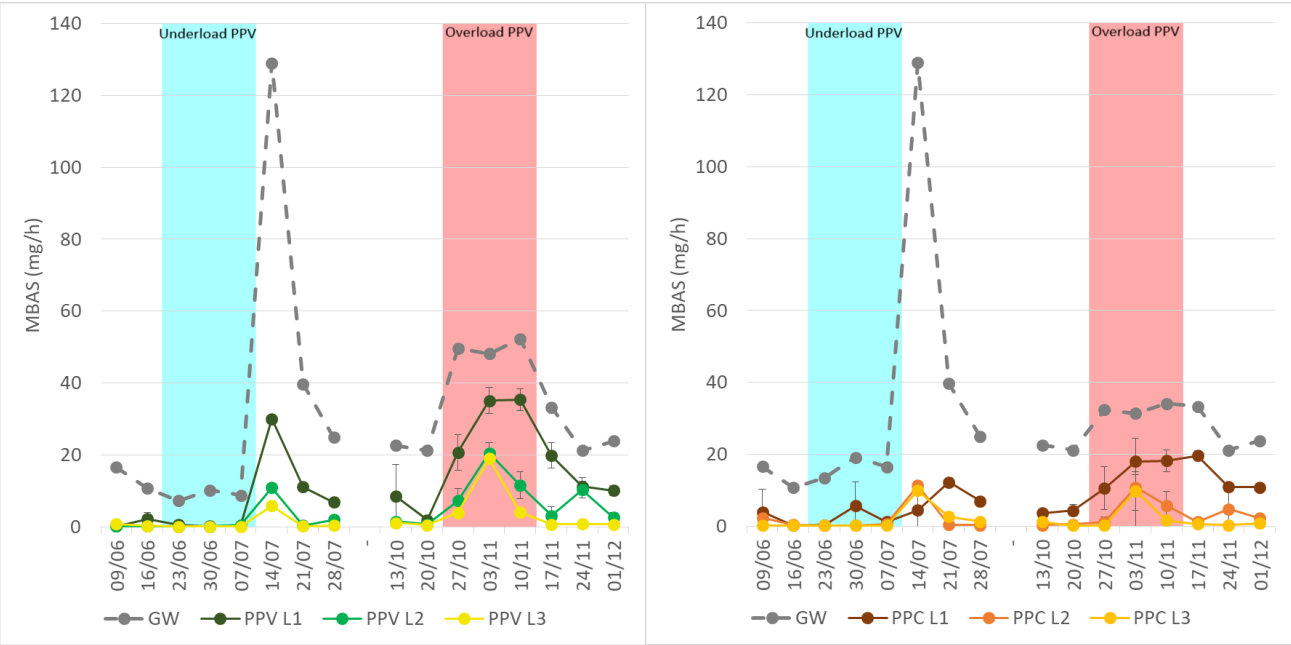


Figura 28 Confronto relativo al parametro MBAS tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Le analisi sulla rimozione del fosforo totale hanno fatto registrare, per entrambi i pannelli, un'efficienza modesta nel corso di tutta la campagna di misurazione (7.9±16.0% per il pannello a portata variabile, 5.8±10.3% per il pannello a portata costante), senza differenze rilevanti a favore di una particolare configurazione e con molta variabilità anche tra campionamenti successivi ed effettuati nelle stesse condizioni (Tabella 30 in appendice). Come già emerso negli studi precedenti sullo stesso sistema (Boano et al., 2021b; Costamagna et al., 2022) e dalla letteratura (Kotsia et al., 2020; Pradhan et al., 2019; Prodanovic et al., 2020) la rimozione di questo componente rimane una delle più problematiche in questa tipologia di sistemi a flusso verticale.

La rimozione dell'azoto totale è risultata invece essere consistente per entrambi i pannelli (63.6±14.3% PPV, 66.8±10.7% PPC), pur partendo da valori in ingresso contenuti (1.8 ± 0.8 mg/L in questo studio, 5-6 mg/L valori tipici in letteratura (Fowdar et al., 2017; Prodanovic et al., 2020) e quindi "svantaggiati" dal raggiungimento delle soglie di rilevabilità in uscita. Non sono state riscontrate differenze statisticamente significative a favore di una o delle due configurazioni, in nessuno dei diversi periodi di campionamento. In entrambi i pannelli i primi due livelli di trattamento sono sufficienti per far scendere la concentrazione in output al di sotto della soglia di rilevabilità nella maggior parte dei casi analizzati. Saltuariamente, si verificano alcune inversioni di concentrazione, verosimilmente dovute a fenomeni di rilascio dopo fenomeni di parziale intasamento (Figura 29).

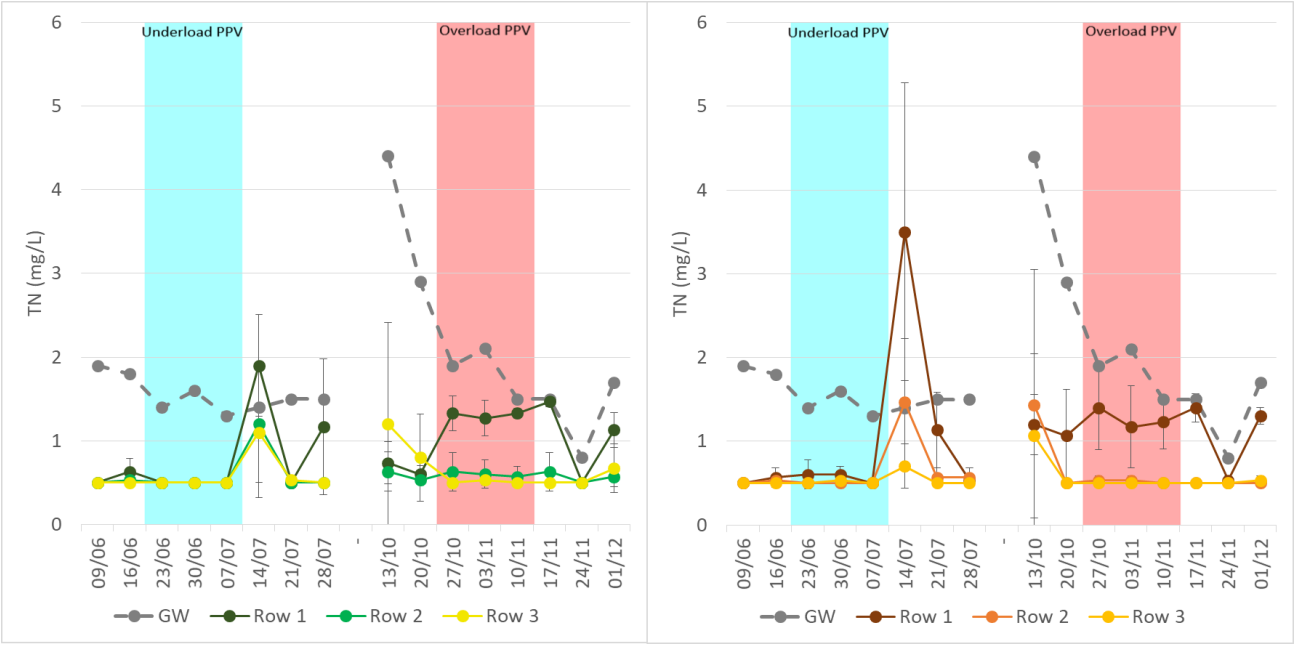


Figura 29 Confronto relativo al parametro TN tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Le misurazioni dell'azoto in forma nitrica e ammoniacale sono risultate essere sistematicamente sotto alla soglia di rilevabilità (rispettivamente 0.3 mg/L e 0.04 mg/L), già a partire dall'input di acqua grigia. In occasione di alcuni campionamenti i valori di concentrazione dell'azoto in forma ammoniacale dell'input sono risultati essere sopra questa soglia (con un massimo di 0.28 mg/L nel campionamento del 21/7), rientrando comunque al di sotto negli output di entrambi i pannelli. Risulta quindi impossibile determinare le effettive capacità di rimozione del sistema, ma si può comunque concludere che l'acqua grigia sintetica prodotta per l'alimentazione non rappresenta un fattore di criticità, limitatamente a questo parametro (Tabelle in appendice).

Per quanto riguarda la rimozione dei cloruri (Figura 30), nessuno dei due pannelli, in nessuna fase del campionamento, ha prodotto risultati statisticamente migliori dell'altro. Le efficienze di rimozione raggiunte sono modeste, in linea o leggermente più alte di quanto presente in letteratura (Bakheet et al., 2020; Costamagna et al., 2022). Nei campionamenti di giugno-luglio, avendo registrato differenze tra le concentrazioni in ingresso e gli output ma non tra gli output dei vari livelli, la rimozione sembrerebbe essere stata quasi completamente a carico del primo livello di trattamento. Nei campionamenti di ottobre-novembre invece è apprezzabile anche il contributo del secondo livello di trattamento, per entrambi i pannelli. L'efficienza totale del sistema non sembra comunque cambiare in funzione delle condizioni operative (25.60±15.8% PPV, 24.8±15.7% PPC), sia che sia stato coinvolto solo il primo livello, sia che siano stati coinvolti i primi due (24.3±6.7% per il pannello a portata variabile, 23.9±7.7% per il pannello a portata costante), se non nella minor variabilità di quest'ultimo caso.

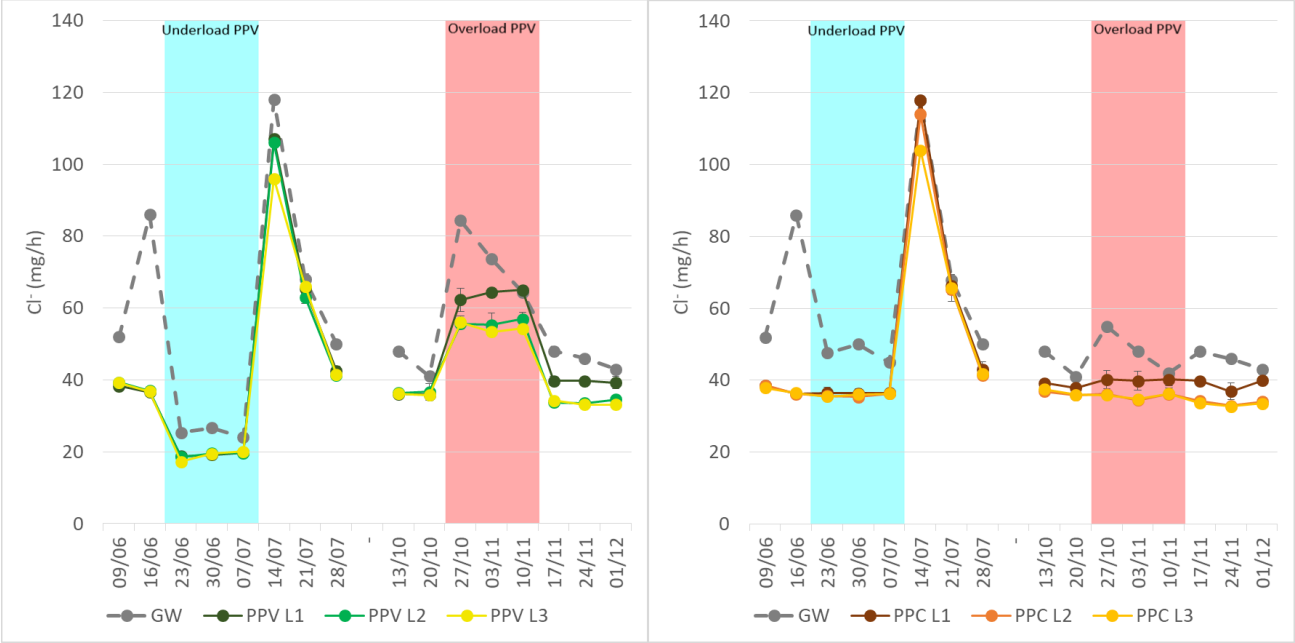


Figura 30 Confronto relativo al parametro Cl tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Complessivamente i due pannelli, quando alimentati con la stessa portata, hanno mostrato sempre comportamenti simili, a prescindere dal diverso storico dei periodi precedenti. Limitatamente al periodo di sottocarico del pannello a portata variabile, le efficienze di rimozione non sono né migliorate né peggiorate in misura statisticamente significativa, per nessuno dei parametri considerati. Nel periodo di sovraccarico, invece, il pannello a portata variabile ha visto ridursi l'efficienza di rimozione relativamente a TSS, BOD_5 e COD. Va comunque considerato il fatto che a maggiore carico idraulico è corrisposto anche maggiore carico organico da trattare e, anche se la performance percentuale è stata inferiore, in termini di massa per unità di tempo il pannello a portata variabile ha rimosso più TSS, BOD_5 e COD rispetto al pannello a portata costante, dimostrando quindi sempre un buon funzionamento in condizioni di maggiore stress e resilienza nel riallinearsi al pannello gemello quando sottoposto nuovamente a condizioni operative standard.

Visivamente, alle condizioni maggiormente stressanti dal punto di vista delle performance di trattamento è corrisposto anche uno stress di salute delle specie vegetali coinvolte, correlazione comunque confermata anche in fase di recupero, con conseguente ripristino anche delle caratteristiche estetiche del sistema.

4. Conclusioni

Il presente studio ha approfondito il comportamento dei muri verdi quando impiegati nel trattamento delle acque grigie, un campo di ricerca molto promettente ma ancora non sufficientemente analizzato, attraverso attività sperimentali effettuate su un sistema modulare a flusso verticale installato nel cortile del Laboratorio di Idraulica, presso il Politecnico di Torino

In una prima fase si è sperimentato, al fine di studiare il comportamento idraulico del sistema, l'utilizzo della fluoresceina come tracciante, all'interno di un sistema di modeste dimensioni rispetto ai più comuni campi di utilizzo (acquiferi, corpi idrici superficiali o grossi impianti di fitodepurazione), limitando l'analisi al primo livello dei moduli già installati. Il confronto tra i vasi campionati con acqua di rete e i vasi campionati con acqua grigia ha permesso di stabilire che in condizioni standard l'interazione tra il tracciante e sostanze presenti nel refluo è minima e non in grado di inficiare la prova, pertanto eventuali successive prove sull'intero sistema potranno essere effettuate sfruttando la sola alimentazione standard automatizzata.

Sono inoltre stati raccolti dati utili a comprendere meglio il deflusso all'interno del singolo vaso e a quantificare i tempi di residenza dell'acqua nel sistema. In particolare è risultato apprezzabile l'impatto positivo della vegetazione attiva nel modificare la distribuzione dei tempi di residenza, favorendo a parità di alimentazione un trattamento più lungo, quindi verosimilmente più efficace.

In una seconda fase sono stati confrontati due pannelli, uno alimentato regolarmente con portate standard (24 L/die per colonna di trattamento), l'altro alimentato alternativamente con portate variabili nel tempo. In particolare ad essere sottoposti ad analisi statistica sono stati i parametri monitorati su campionamenti effettuati durante uno studio precedente, per verificare eventuali cambiamenti nelle performance di rimozione dei contaminanti.

Entrambi i pannelli hanno mostrato buone performance, con efficienze crescenti lungo i tre livelli di trattamento, in tutti i sottoperiodi. Nel confronto tra la portata standard e le altre modalità di alimentazioni, quando il pannello a portata variabile è stato sottoposto ad una portata minore le prestazioni del sistema non sono peggiorate. Un significativo peggioramento percentuale su diversi parametri e un visibile stato di stress delle piante è stato invece riscontrato a fronte di una portata maggiore, anche se in termini assoluti la rimozione del pannello a portata variabile è stata comunque pari o superiore rispetto al pannello a portata costante.

I peggioramenti riscontrati sono risultati essere recuperabili nelle settimane immediatamente successivi il periodo di maggiore stress, dimostrando quindi una buona resilienza del muro verde a eventuali mutamenti nel carico idraulico a cui potrebbe essere sottoposto in condizioni operative reali.

5. Bibliografia

Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 630, pp. 587–599). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.218

Bakheet, B., Prodanovic, V., Deletic, A., & McCarthy, D. (2020). Effective treatment of greywater via green wall biofiltration and electrochemical disinfection. *Water Research*, *185*, 116228. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116228

Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Fiore, S., Demichelis, F., Galvaõ, A., Pisoeiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2021a). Assessment of the Treatment Performance of an Open-Air Green Wall Fed with Graywater under Winter Conditions. *ACS ES and T Water*, *1*(3), 595–602. https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00117

Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Pisoeiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. In *Science of the Total Environment* (Vol. 711). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731

Boano, F., Costamagna, E., Caruso, A., Fiore, S., Chiappero, M., Galvão, A., Pisoeiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2021b). Evaluation of the influence of filter medium composition on treatment performances in an open-air green wall fed with greywater. *Journal of Environmental Management*, *300*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113646

Bodin, H., Mietto, A., Ehde, P. M., Persson, J., & Weisner, S. E. B. (2012). Tracer behaviour and analysis of hydraulics in experimental free water surface wetlands. *Ecological Engineering*, *49*, 201–211. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.07.009

Bonner, R., Aylward, L., Kappelmeyer, U., & Sheridan, C. (2018). Combining tracer studies and biomimetic design principles to investigate clogging in constructed wetlands. *Water SA*, *44*(4), 764–770. https://doi.org/10.4314/wsa.v44i4.24

Bustami, R. A., Belusko, M., Ward, J., & Beecham, S. (2018). Vertical greenery systems: A systematic review of research trends. In *Building and Environment* (Vol. 146, pp. 226–237). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.09.045

Costamagna, E., Caruso, A., Galvão, A., Rizzo, A., Masi, F., Fiore, S., & Boano, F. (2023). Impact of Biochar and Graphene as Additives on the Treatment Performances of a Green Wall Fed with Greywater. *Water (Switzerland)*, *15*(1). https://doi.org/10.3390/w15010195

Costamagna, E., Fiore, S., & Boano, F. (2022). Influence of the number of levels and system age on greywater treatment in a green wall. *Ecological Engineering*, *183*. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106755

Costamagna, E., Raffaelli, B., Fiore, S., & Boano, F. (2021). Experimental study of greywater treatment through green walls. *Geoingegneria Ambientale e Mineraria*, *162*(1), 5–9. https://doi.org/10.19199/2021.1.1121-9041.05

Dal Ferro, N., de Mattia, C., Gandini, M. A., Maucieri, C., Stevanato, P., Squartini, A., & Borin, M. (2021). Green walls to treat kitchen greywater in urban areas: Performance from a pilot-scale experiment. *Science of the Total Environment*, *757*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144189

Diaper, C., Toifl, M., & Storey, M. (2008). *Greywater Technology Testing Protocol*. www.csiro.au/org/HealthyCountry.html

Dierberg, F. E., & Debusk, T. A. (2005). AN EVALUATION OF TWO TRACERS IN SURFACE-FLOW WETLANDS: RHODAMINE-WT AND LITHIUM. In *WETLANDS* (Vol. 25, Issue 1).

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., & Ledin, A. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, *4*, 85–104. https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4

Fowdar, H. S., Hatt, B. E., Breen, P., Cook, P. L. M., & Deletic, A. (2017). Designing living walls for greywater treatment. *Water Research*, *110*, 218–232. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.018

Galvão, A., Martins, D., Rodrigues, A., Manso, M., Ferreira, J., & Silva, C. M. (2022). Green walls with recycled filling media to treat greywater. *Science of the Total Environment*, *842*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156748

Gattringer, H., Claret, A., Radtke, M., Kisser, J., Zraunig, A., Odriguez-Roda, I., & Buttiglieri, G. (2016). Novel vertical ecosystem for sustainable water treatment and reuse in tourist resorts. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, *11*(3), 263–274. https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N3-263-274

Ghaitidak, D. M., & Yadav, K. D. (2013). Characteristics and treatment of greywater-a review. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 20, Issue 5, pp. 2795–2809). Springer Verlag. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1533-0

Holcová, V., Šíma, J., & Dušek, J. (2013). A comparison of fluorescein and deuterated water as tracers for determination of constructed wetland retention time. *Central European Journal of Chemistry*, *11*(2), 200–204. https://doi.org/10.2478/s11532-012-0153-8

Kadlek, R., & Wallace, S. (2008). Representing Treatment Performance. In *Treatment Wetlands* (pp. 163–202).

Knowles, P. R., Griffin, P., & Davies, P. A. (2010). Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water Research*, *44*(1), 320–330. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.028

Kotsia, D., Deligianni, A., Fyllas, N. M., Stasinakis, A. S., & Fountoulakis, M. S. (2020). Converting treatment wetlands into "treatment gardens": Use of ornamental plants for greywater treatment. *Science of the Total Environment*, *744*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140889

Lakho, F. H., Qureshi, A., Novelli, L. D. D., Depuydt, V., Depreeuw, T., Van Hulle, S. W. H., & Rousseau, D. P. L. (2022). Performance of a green wall (Total Value Wall™) at high greywater loading rates and Life Cycle Impact Assessment. *Science of the Total Environment*, *821*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153470

Lakho, F. H., Vergote, J., Ihsan-Ul-Haq Khan, H., Depuydt, V., Depreeuw, T., van Hulle, S. W. H., & Rousseau, D. P. L. (2021). Total value wall: Full scale demonstration of a green wall for grey water treatment and recycling. *Journal of Environmental Management*, *298*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113489

Larsen, T. A., Alder, A. C., Eggen, R. I. L., Maurer, M., & Lienert, J. (2009). Source separation: will we see a paradigm shift in wastewater handling? In *Environmental Science and Technology* (Vol. 43, Issue 16, pp. 6121–6125). https://doi.org/10.1021/es803001r

Leonard, M., Gilpin, B., Robson, B., & Wall, K. (2016). Field study of the composition of greywater and comparison of microbiological indicators of water quality in on-site systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, *188*(8). https://doi.org/10.1007/s10661-016-5442-9

Licciardello, F., Sacco, A., Barbagallo, S., Ventura, D., & Cirelli, G. L. (2020). Evaluation of different methods to assess the hydraulic behavior in horizontal treatment wetlands. *Water (Switzerland)*, *12*(8). https://doi.org/10.3390/w12082286

Marín-Muñiz, J. L., Sandoval Herazo, L. C., López-Méndez, M. C., Sandoval-Herazo, M., Meléndez-Armenta, R. Á., González-Moreno, H. R., & Zamora, S. (2023). Treatment Wetlands in Mexico for Control of Wastewater Contaminants: A Review of Experiences during the Last Twenty-Two Years. In *Processes* (Vol. 11, Issue 2). MDPI. https://doi.org/10.3390/pr11020359

Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., & Langergraber, G. (2016). Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: A case-study in Pune. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, *6*(2), 342–347. https://doi.org/10.2166/washdev.2016.019

Medl, A., Stangl, R., & Florineth, F. (2017). Vertical greening systems – A review on recent technologies and research advancement. In *Building and Environment* (Vol. 125, pp. 227–239). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.054

Nazioni Unite. (2020). *ACQUA E CAMBIAMENTI CLIMATICI Rapporto mondiale delle Nazioni Unite sullo sviluppo delle risorse idriche 2020 World Water Assessment Programme United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization Sustainable Development Goals water and sanitation United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372882_ita

Nazioni Unite. (2021). *Fatti e cifre Rapporto mondiale delle Nazioni Unite sullo sviluppo delle risorse idriche 2021 IL VALORE DELL'ACQUA World Water Assessment Programme United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372882_ita

Nazioni Unite. (2022). *World Population Prospects 2022: Summary of Results*.

Pinho, H. J. O., Mateus, D. M. R., Alves, A., & Graça, N. (2019). Tracer experiments with lithium chloride to evaluate the hydrodynamics of constructed wetlands. Comparison of alternative analytical methods. *AIP Conference Proceedings*, *2186*. https://doi.org/10.1063/1.5138001

Pradhan, S., Al-Ghamdi, S. G., & Mackey, H. R. (2019). Greywater recycling in buildings using living walls and green roofs: A review of the applicability and challenges. In *Science of the Total Environment* (Vol. 652, pp. 330–344). Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.226

Pradhan, S., Helal, M. I., Al-Ghamdi, S. G., & Mackey, H. R. (2020). Performance evaluation of various individual and mixed media for greywater treatment in vertical nature-based systems. *Chemosphere*, *245*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125564

Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., & Deletic, A. (2020). Green wall height and design optimisation for effective greywater pollution treatment and reuse. *Journal of Environmental Management*, *261*. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110173

Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A. (2017). Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, *102*, 625–635. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.045

Prodanovic, V., McCarthy, D., Hatt, B., & Deletic, A. (2019). Designing green walls for greywater treatment: The role of plants and operational factors on nutrient removal. *Ecological Engineering*, *130*, 184–195. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.019

Prodanovic, V., Zhang, K., Hatt, B., McCarthy, D., & Deletic, A. (2018). Optimisation of lightweight green wall media for greywater treatment and reuse. *Building and Environment*, *131*, 99–107. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.01.015

Qtaishat, Y., Hofman, J., & Adeyeye, K. (2022). Circular Water Economy in the EU: Findings from Demonstrator Projects. *Clean Technologies*, *4*(3), 865–892. https://doi.org/10.3390/cleantechnol4030054

Ramos, N. de F. S., Borges, A. C., Coimbra, E. C. L., Gonçalves, G. C., Colares, A. P. F., & de Matos, A. T. (2022). Swine Wastewater Treatment in Constructed Wetland Systems: Hydraulic and Kinetic Modeling. *Water (Switzerland)*, *14*(5). https://doi.org/10.3390/w14050681

Ruiz-Ocampo, H., Tondera, K., Katusic, V., Paing, J., Molle, P., & Chazarenc, F. (2021). Effect of Filter Media and Depth on Hydrodynamics and Treatment Performances of Single-Stage French Vertical Flow Treatment Wetlands Treating Domestic Effluent. *Water, Air, and Soil Pollution*, *232*(7). https://doi.org/10.1007/s11270-021-05228-7

6. Appendice

PPV = pannello alimentato con portata variabile

PPC = pannello alimentato con portata costante

L1, L2, L3 = livelli di trattamento, dall'alto verso il basso

T1, T2, T3, T4, T5, T6 = sottoperiodi di campionamento

Figura 31 Confronto relativo al parametro DO tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

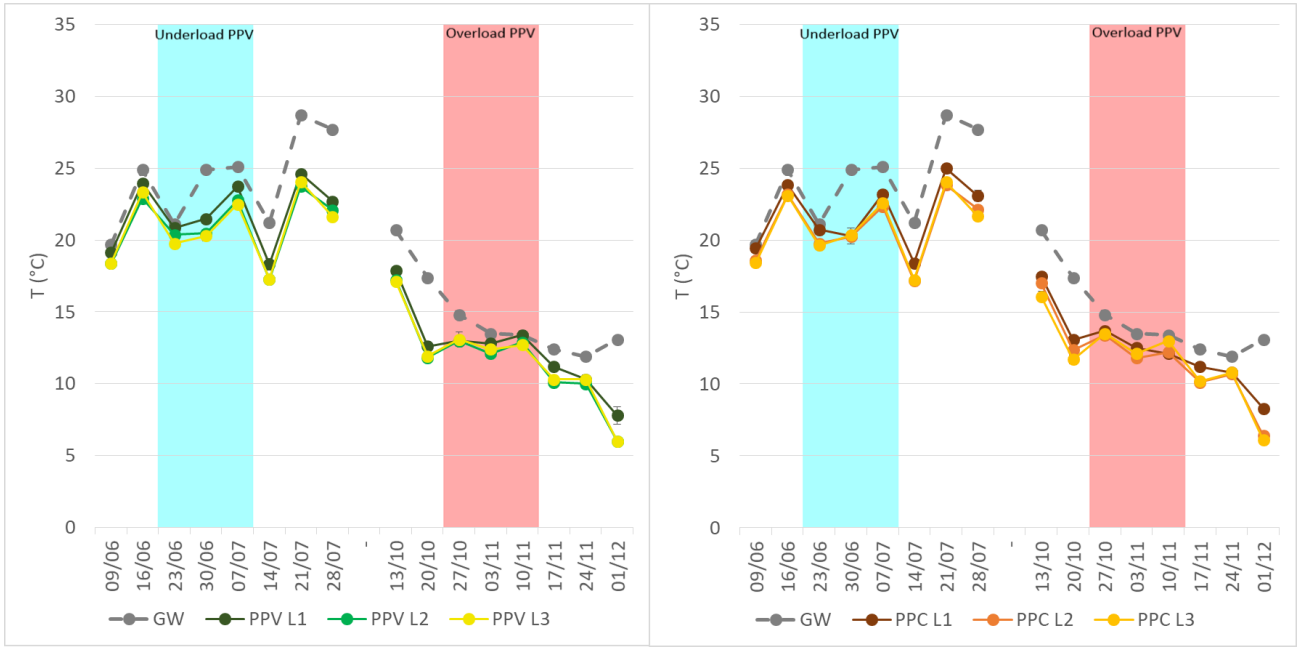


Figura 32 Confronto relativo al parametro temperatura tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

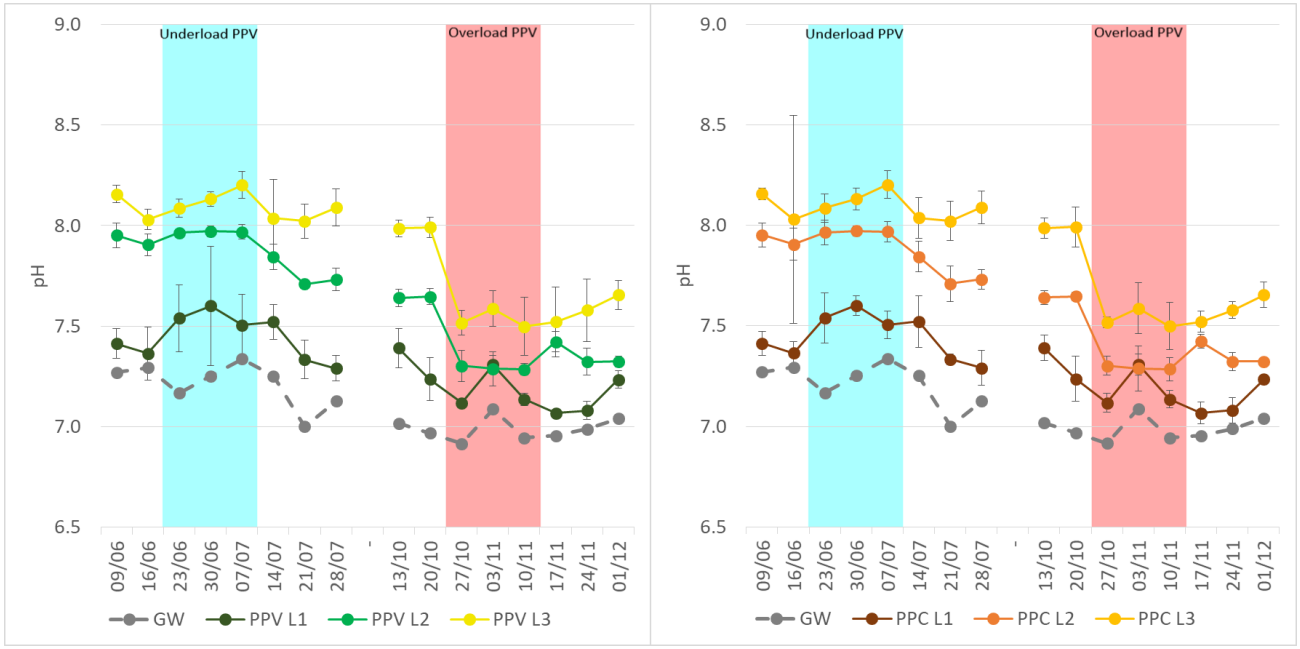


Figura 33 Confronto relativo al parametro pH tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Figura 34 Confronto relativo al parametro conducibilità elettrica tra il pannello a portata variabile (sx) e il pannello a portata costante (dx)

Tabella 15 Masse/h [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) per i parametri di laboratorio nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli

	TSS	*BOD_5*	*COD*	*MBAS*	*TP*	*TN*	*NO_3*	*NH_4*	*Cl*
GWV	49.5 ± 49.0 (2.6 – 164.7)	62.7 ± 34.6 (20.3 – 129.6)	146.8 ± 105.0 (52.8 – 452.0)	32.5 ± 29.7 (7.2 – 129.0)	8.8 ± 4.4 (4.2 – 21.6)	1.9 ± 1.0 (0.7 – 4.4)	0.3 ± 0.1 (0.2 – 0.5)	0.07 ± 0.06 (0.03 – 0.28)	56.1 ± 25.3 (24.0 – 118.0)
PPV L1	10.9 ± 11.6 (0.0 – 38.3)	29.6 ± 29.6 (0.0 – 111.0)	54.4 ± 55.4 (10.7 – 116.5)	11.9 ± 12.7 (0.1 – 39.3)	7.8 ± 3.1 (0.0 – 14.4)	1.0 ± 0.7 (0.3 – 2.3)	0.3 ± 0.1 (0.2 – 0.5)	0.04 ± 0.01 (0.02 – 0.07)	42.9 ± 18.4 (18.6 – 107.0)
PPV L2	3.3 ± 4.0 (0.0 – 13.8)	9.8 ± 11.4 (0.0 – 41.1)	29.0 ± 25.1 (10.7 – 116.5)	4.5 ± 6.3 (0.1 – 24.4)	7.8 ± 2.9 (4.1 – 13.5)	0.6 ± 0.3 (0.3 – 1.9)	0.3 ± 0.1 (0.2 – 0.5)	0.04 ± 0.01 (0.02 – 0.06)	40.2 ± 16.8 (18.0 – 106.0)
PPV L3	2.4 ± 5.4 (0.0 – 28.1)	4.7 ± 5.2 (0.0 – 18.6)	23.0 ± 11.0 (10.7 – 56.7)	2.4 ± 4.9 (0.1 – 19.6)	7.8 ± 2.9 (3.9 – 14.4)	0.6 ± 0.4 (0.3 – 2.6)	0.3 ± 0.1 (0.2 – 0.5)	0.04 ± 0.01 (0.02 – 0.06)	39.7 ± 16.1 (16.7 – 96.0)
GWV	51.9 ± 53.1 (2.6 – 164.7)	59.1 ± 16.6 (20.3 – 84.5)	140.8 ± 89.6 (83.0 – 452.0)	30.6 ± 27.5 (10.7 – 129.0)	8.5 ± 2.1 (4.2 – 14.1)	1.8 ± 0.8 (0.8 – 4.4)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.08 ± 0.08 (0.04 – 0.28)	55.5 ± 20.1 (41.0 – 118.0)
PPC L1	10.7 ± 8.6 (0.5 – 42.0)	28.8 ± 21.3 (4.4 – 87.8)	51.6 ± 52.0 (20.0 – 252.0)	8.2 ± 7.2 (0.0 – 24.8)	8.0 ± 1.3 (4.8 – 13.2)	1.1 ± 0.8 (0.5 – 5.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.06 ± 0.06 (0.04 – 0.38)	42.2 ± 13.5 (34.2 – 118.0)
PPC L2	2.0 ± 2.4 (0.0 – 9.8)	7.4 ± 11.3 (0.0 – 67.5)	26.9 ± 26.1 (20.0 – 138.0)	2.5 ± 3.7 (0.2 – 14.6)	8.0 ± 1.6 (4.7 – 14.9)	0.6 ± 0.5 (0.5 – 3.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.02 (0.04 – 0.19)	39.6 ± 13.5 (32.7 – 114.0)
PPC L3	1.6 ± 1.7 (0.0 – 5.6)	3.6 ± 5.4 (0.0 – 21.9)	24.1 ± 15.9 (20.0 – 90.0)	1.5 ± 3.1 (0.2 – 14.9)	7.9 ± 1.7 (4.7 – 14.1)	0.6 ± 0.3 (0.5 – 2.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	39.4 ± 12.4 (32.4 – 104.0)

Tabella 16 Efficienze di rimozione masse/h [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) per i parametri di laboratorio nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli

	TSS	*BOD_5*	*COD*	*MBAS*	*TP*	*TN*	*NO_3*	*NH_4*	*Cl*
PPV L1	38.6 ± 51.0 (0.5 – 162.0)	33.1 ± 23.2 (-26.3 – 84.9)	92.4 ± 69.8 (41.0 – 400.0)	16.3 ± 14.8 (3.9 – 99.0)	1.1 ± 2.3 (-1.1 – 8.3)	0.9 ± 1.0 (-0.9 – 3.9)	0.0 ± 0.0 (-0.1 – 0.0)	0.03 ± 0.06 (-0.03 – 0.24)	10.5 ± 11.7 (-2.0 – 50.4)
PPV L2	46.8 ± 47.1 (1.4 – 164.4)	53.3 ± 31.5 (4.4 – 118.7)	117.8 ± 85.1 (42.1 – 426.0)	23.3 ± 18.9 (7.1 – 118.1)	1.0 ± 2.3 (-1.5 – 8.3)	1.3 ± 0.9 (-0.5 – 3.9)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.03 ± 0.06 (0.00 – 0.24)	13.3 ± 11.4 (1.6 – 49.1)
PPV L3	50.6 ± 51.8 (2.0 – 164.5)	59.6 ± 32.1 (20.3 – 126.3)	123.8 ± 93.5 (42.1 – 417.0)	25.5 ± 20.1 (7.1 – 123.2)	1.1 ± 2.1 (-2.2 – 8.7)	1.3 ± 0.9 (-0.6 – 3.9)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.03 ± 0.06 (-0.01 – 0.24)	13.8 ± 11.5 (0.0 – 49.5)
PPC L1	43.3 ± 56.2 (-17.3 – 162.8)	32.2 ± 25.9 (-31.9 – 67.4)	89.2 ± 43.3 (29.0 – 263.0)	17.5 ± 17.6 (5.3 – 124.5)	0.5 ± 1.3 (-1.4 – 4.9)	0.7 ± 1.1 (-4.1 – 3.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.02 ± 0.10 (-0.34 – 0.24)	10.6 ± 11.4 (-0.1 – 51.0)
PPC L2	54.9 ± 54.9 (0.6 – 162.2)	52.4 ± 21.9 (-11.6 – 84.5)	113.9 ± 64.3 (63.0 – 348.0)	23.3 ± 16.6 (9.9 – 117.7)	0.6 ± 1.1 (-0.8 – 4.0)	1.2 ± 0.8 (-0.9 – 3.9)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.04 ± 0.07 (0.00 – 0.24)	13.1 ± 10.7 (1.0 – 50.5)
PPC L3	59.8 ± 58.1 (-2.2 – 163.2)	56.0 ± 18.2 (8.3 – 84.5)	116.7 ± 73.3 (63.0 – 374.0)	24.5 ± 16.4 (10.5 – 119.1)	0.6 ± 1.0 (-1.0 – 4.2)	1.3 ± 0.7 (0.3 – 3.9)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.04 ± 0.07 (0.00 – 0.24)	13.3 ± 10.6 (-2.0 – 49.6)

Tabella 17 Concentrazioni TSS [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	119.5 ± 61.9 (75.7 – 163.3)	60.7 ± 63.8 (21.3 – 134.3)	68.6 ± 83.3 (16.5 – 164.7)	16.8 ± 20.1 (2.6 – 31.0)	29.1 ± 3.6 (25.0 – 31.3)	27.5 ± 4.9 (22.0 – 31.5)
PPV L1	1.8 ± 0.5 (1.3 – 2.4)	0.4 ± 0.5 (0.0 – 1.5)	8.7 ± 4.9 (3.3 – 16.0)	0.8 ± 0.6 (0.0 – 1.7)	19.5 ± 3.3 (15.0 – 25.0)	17.5 ± 3.5 (12.5 – 22.0)
PPV L2	2.8 ± 4.7 (0.7 – 12.4)	0.4 ± 0.3 (0.0 – 1.1)	3.5 ± 3.7 (0.3 – 10.5)	0.5 ± 0.5 (0.1 – 1.2)	4.4 ± 3.1 (1.0 – 9.0)	3.6 ± 2.9 (1.0 – 10.0)
PPV L3	0.5 ± 0.4 (0.0 – 1.0)	0.2 ± 0.2 (0.0 – 0.4)	2.2 ± 2.0 (0.1 – 6.3)	0.5 ± 0.1 (0.3 – 0.6)	4.3 ± 6.6 (0.0 – 18.3)	0.6 ± 0.7 (0.2 – 1.1)
PPC L1	1.5 ± 1.2 (0.5 – 3.5)	1.2 ± 0.3 (0.8 – 1.6)	17.9 ± 10.1 (4.3 – 42.0)	9.2 ± 6.8 (1.1 – 19.1)	10.6 ± 4.5 (3.6 – 16.0)	16.9 ± 4.8 (10.0 – 23.5)
PPC L2	1.0 ± 0.3 (0.7 – 1.6)	0.3 ± 0.3 (0.1 – 0.7)	5.6 ± 2.5 (2.6 – 9.8)	0.9 ± 0.7 (0.3 – 2.0)	1.1 ± 1.2 (0.0 – 3.2)	1.2 ± 1.1 (0.2 – 3.6)
PPC L3	1.6 ± 2.2 (0.0 – 5.4)	0.3 ± 0.5 (0.0 – 1.3)	2.9 ± 1.5 (1.4 – 5.6)	2.0 ± 1.9 (0.5 – 4.8)	0.5 ± 0.2 (0.3 – 0.8)	0.7 ± 0.6 (0.3 – 1.1)

Tabella 18 Concentrazioni BOD_5 [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	56.1 ± 7.6 (50.7 – 61.4)	52.0 ± 14.5 (41.4 – 68.5)	53.5 ± 3.5 (51.0 – 55.9)	62.8 ± 2.0 (61.4 – 64.2)	79.3 ± 6.7 (71.8 – 84.5)	49.2 ± 27.1 (20.3 – 74.0)
PPV L1	8.0 ± 6.9 (2.7 – 21.9)	5.4 ± 1.7 (3.2 – 8.2)	30.1 ± 14.8 (12.0 – 54.8)	4.4 ± 4.0 (0.0 – 9.8)	48.9 ± 16.6 (16.4 – 72.4)	41.6 ± 12.2 (21.4 – 55.4)
PPV L2	3.7 ± 3.2 (0.0 – 8.2)	3.8 ± 1.7 (1.0 – 6.0)	19.9 ± 12.9 (7.6 – 41.1)	2.8 ± 4.0 (0.0 – 8.2)	12.3 ± 8.9 (0.0 – 25.7)	7.4 ± 7.0 (0.0 – 15.9)
PPV L3	3.7 ± 2.5 (0.0 – 7.1)	4.3 ± 2.1 (2.1 – 7.6)	10.9 ± 5.0 (4.9 – 18.6)	2.2 ± 3.0 (0.0 – 6.0)	4.9 ± 3.7 (0.0 – 10.4)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L1	9.8 ± 2.2 (7.1 – 12.0)	9.1 ± 4.2 (4.9 – 15.9)	47.8 ± 28.6 (4.9 – 87.8)	18.8 ± 9.3 (6.0 – 26.8)	31.9 ± 17.6 (4.4 – 53.7)	45.9 ± 4.6 (36.2 – 51.0)
PPC L2	5.4 ± 2.2 (2.1 – 7.6)	4.8 ± 1.9 (2.1 – 8.7)	23.5 ± 19.8 (7.1 – 67.5)	2.1 ± 2.3 (0.0 – 6.0)	1.4 ± 2.4 (0.0 – 6.5)	6.4 ± 6.8 (0.0 – 15.9)
PPC L3	2.4 ± 2.7 (0.0 – 6.0)	5.1 ± 2.1 (2.7 – 9.8)	12.1 ± 6.4 (5.4 – 21.9)	0.4 ± 0.9 (0.0 – 2.1)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	1.3 ± 4.0 (0.0 – 12.0)

Tabella 19 Concentrazioni COD [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	94.0 ± 15.6 (83.0 – 105.0)	106.3 ± 6.4 (99.0 – 110.0)	261.7 ± 169.3 (128.0 – 452.0)	89.5 ± 7.8 (84.0 – 95.0)	153.3 ± 26.5 (132.0 – 183.0)	107.3 ± 14.2 (92.0 – 120.0)
PPVL1	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	67.9 ± 60.4 (20.0 – 172.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	88.3 ± 32.9 (32.0 – 115.0)	49.4 ± 18.0 (20.0 – 79.0)
PPVL2	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	37.7 ± 33.4 (20.0 – 97.0)	20.5 ± 1.2 (20.0 – 23.0)	38.8 ± 19.1 (20.0 – 76.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
PPVL3	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	28.4 ± 13.7 (20.0 – 56.0)	20.2 ± 0.4 (20.0 – 21.0)	24.0 ± 5.9 (20.0 – 37.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
PPCL1	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	111.8 ± 90.2 (20.0 – 252.0)	31.5 ± 13.6 (20.0 – 55.0)	65.3 ± 27.5 (20.0 – 109.0)	43.7 ± 17.9 (20.0 – 66.0)
PPCL2	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	56.7 ± 52.5 (20.0 – 138.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
PPCL3	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.6 ± 1.7 (20.0 – 25.0)	41.6 ± 32.5 (20.0 – 9.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)

Tabella 20 Concentrazioni MBAS [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	13.7 ± 4.2 (10.7 – 16.6)	16.4 ± 2.8 (13.5 – 19.1)	64.5 ± 56.3 (24.9 – 129.0)	21.9 ± 1.0 (21.2 – 22.6)	32.6 ± 1.4 (31.4 – 34.1)	26.1 ± 6.4 (21.2 – 33.3)
PPV L1	1.4 ± 1.7 (0.2 – 3.6)	0.7 ± 0.8 (0.2 – 2.7)	16.0 ± 12.3 (6.8 – 30.0)	5.2 ± 6.7 (0.7 – 18.7)	19.8 ± 5.2 (10.6 – 25.6)	13.7 ± 5.1 (8.7 – 23.6)
PPV L2	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.5 ± 0.4 (0.2 – 1.4)	4.4 ± 5.7 (0.4 – 10.9)	1.1 ± 0.6 (0.5 – 2.0)	8.6 ± 4.4 (2.6 – 15.9)	5.3 ± 4.1 (0.7 – 12.9)
PPV L3	0.5 ± 0.7 (0.2 – 1.9)	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	2.1 ± 3.2 (0.2 – 5.8)	0.8 ± 0.4 (0.4 – 1.5)	5.8 ± 4.9 (1.9 – 12.8)	0.7 ± 0.2 (0.4 – 0.9)
PPC L1	2.1 ± 4.5 (0.2 – 11.3)	2.4 ± 4.2 (0.2 – 13.2)	7.9 ± 3.9 (4.5 – 12.2)	4.0 ± 1.2 (3.0 – 6.3)	15.6 ± 6.0 (3.7 – 24.8)	13.8 ± 4.5 (9.6 – 21.0)
PPC L2	1.4 ± 1.6 (0.2 – 3.7)	0.3 ± 0.3 (0.2 – 1.1)	4.0 ± 6.3 (0.3 – 11.3)	0.4 ± 0.2 (0.2 – 0.7)	5.9 ± 5.0 (0.2 – 14.6)	2.7 ± 2.9 (0.9 – 10.1)
PPC L3	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.2 ± 0.2 (0.2 – 0.2)	4.6 ± 4.6 (1.3 – 9.9)	0.7 ± 1.2 (0.2 – 3.2)	3.9 ± 5.3 (0.2 – 14.9)	0.6 ± 0.4 (0.2 – 1.5)

Tabella 21 Concentrazioni TP [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	10.1 ± 2.2 (8.5 – 11.6)	8.7 ± 0.2 (8.6 – 8.9)	6.4 ± 1.9 (4.2 – 7.6)	8.4 ± 0.3 (8.2 – 8.6)	10.5 ± 3.1 (8.6 – 14.1)	7.6 ± 0.8 (6.7 – 8.3)
PPV L1	7.6 ± 0.3 (7.3 – 7.9)	8.4 ± 0.2 (8.1 – 8.8)	6.4 ± 1.1 (4.8 – 7.4)	8.2 ± 0.2 (8.0 – 8.4)	8.6 ± 0.4 (8.3 – 9.4)	6.6 ± 2.6 (0.0 – 8.5)
PPV L2	7.0 ± 1.2 (4.5 – 7.7)	8.1 ± 0.3 (7.7 – 8.4)	6.6 ± 0.9 (5.0 – 7.4)	8.1 ± 0.2 (7.8 – 8.3)	8.5 ± 0.2 (8.2 – 8.8)	7.4 ± 0.9 (6.3 – 8.5)
PPV L3	7.5 ± 0.5 (7.0 – 8.5)	7.7 ± 0.2 (7.3 – 8.0)	6.6 ± 0.7 (5.4 – 7.2)	7.9 ± 0.1 (7.7 – 8.1)	8.5 ± 0.4 (8.2 – 9.4)	7.3 ± 0.8 (6.2 – 8.4)
PPC L1	7.7 ± 0.2 (7.4 – 8.0)	8.5 ± 0.3 (8.3 – 9.3)	6.6 ± 1.2 (4.7 – 7.4)	8.4 ± 0.3 (8.0 – 8.8)	9.4 ± 1.5 (8.4 – 13.2)	7.6 ± 0.8 (6.6 – 8.7)
PPC L2	7.8 ± 0.3 (7.5 – 8.3)	8.4 ± 0.2 (8.0 – 8.9)	6.5 ± 1.2 (4.7 – 7.4)	8.2 ± 0.2 (7.9 – 8.4)	9.6 ± 2.4 (7.9 – 14.9)	7.4 ± 0.8 (6.3 – 8.4)
PPC L3	7.5 ± 0.2 (7.3 – 7.8)	8.1 ± 0.2 (7.8 – 9.8)	6.4 ± 1.1 (4.7 – 7.4)	8.1 ± 0.1 (8.0 – 8.2)	10.0 ± 2.5 (8.2 – 14.1)	7.3 ± 1.0 (5.7 – 8.4)

Tabella 22 Concentrazioni TN [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	1.9 ± 0.1 (1.8 – 1.9)	1.4 ± 0.2 (1.3 – 1.6)	1.5 ± 0.1 (1.4 – 1.5)	3.7 ± 1.1 (2.9 – 4.4)	1.8 ± 0.3 (1.5 – 2.1)	1.3 ± 0.5 (0.8 – 1.7)
PPV L1	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.8)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	1.2 ± 0.8 (0.5 – 2.3)	0.7 ± 0.2 (0.5 – 1.0)	1.3 ± 0.2 (1.1 – 1.5)	1.0 ± 0.4 (0.5 – 1.5)
PPV L2	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.7 ± 0.5 (0.5 – 1.9)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 0.9)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 0.9)	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.9)
PPV L3	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.7 ± 0.5 (0.5 – 2.0)	1.0 ± 0.9 (0.5 – 2.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 1.0)
PPC L1	0.5 ± 0.1 (0.5 – 0.7)	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.8)	1.7 ± 1.6 (0.5 – 5.5)	1.1 ± 0.4 (0.5 – 1.6)	1.3 ± 0.4 (0.6 – 1.9)	1.1 ± 0.4 (0.5 – 1.5)
PPC L2	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.9 ± 0.6 (0.5 – 2.3)	1.0 ± 1.1 (0.5 – 3.3)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)
PPC L3	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 1.0)	0.8 ± 0.7 (0.5 – 2.2)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)

Tabella 23 Concentrazioni NO_3 [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L1	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.1 (0.3 – 0.4)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L2	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L3	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L1	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L2	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L3	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)

Tabella 24 Concentrazioni NH_4 [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	0.07 ± 0.01 (0.06 – 0.08)	0.15 ± 0.09 (0.05 – 0.23)	0.12 ± 0.14 (0.04 – 0.28)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.05 ± 0.01 (0.04 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L1	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.05 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	0.04 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L2	0.04 ± 0.00 (0.05 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L3	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.01 (0.04 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L1	0.05 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.13 ± 0.12 (0.04 – 0.38)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L2	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L3	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)

Tabella 25 Concentrazioni Cl [mg/L] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GW	69.0 ± 24.0 (52.0 – 86.0)	47.5 ± 2.5 (45.0 – 50.0)	78.7 ± 35.2 (50.0 – 118.0)	44.5 ± 4.9 (41.0 – 48.0)	48.3 ± 6.5 (42.0 – 55.0)	45.7 ± 2.5 (43.0 – 48.0)
PPV L1	37.4 ± 1.5 (35.6 – 39.5)	36.1 ± 0.9 (34.9 – 37.3)	61.5 ± 23.2 (41.8 – 107.0)	36.0 ± 0.6 (35.1 – 36.7)	41.6 ± 1.4 (38.6 – 42.9)	39.5 ± 1.2 (37.3 – 41.1)
PPV L2	38.1 ± 1.3 (36.9 – 39.6)	36.1 ± 1.2 (33.7 – 37.1)	59.9 ± 23.0 (41.0 – 106.0)	36.5 ± 1.5 (35.2 – 39.4)	36.5 ± 1.3 (34.7 – 38.6)	33.9 ± 0.8 (32.8 – 35.4)
PPV L3	38.0 ± 1.4 (36.5 – 39.3)	35.5 ± 2.5 (31.4 – 38.8)	59.8 ± 20.1 (41.4 – 96.0)	36.0 ± 0.3 (35.7 – 36.5)	35.6 ± 1.1 (34.0 – 37.9)	33.5 ± 0.7 (32.7 – 35.1)
PPC L1	37.4 ± 1.4 (35.0 – 38.6)	36.4 ± 1.0 (35.1 – 38.2)	63.7 ± 26.6 (41.6 – 118.0)	38.6 ± 1.3 (36.0 – 39.4)	40.1 ± 2.0 (36.8 – 42.1)	38.8 ± 1.9 (34.2 – 40.5)
PPC L2	37.4 ± 1.4 (35.5 – 38.6)	35.8 ± 0.5 (35.0 – 36.5)	62.0 ± 25.9 (41.4 – 114.0)	36.4 ± 0.6 (35.6 – 37.1)	35.6 ± 1.1 (33.9 – 37.5)	33.7 ± 0.6 (32.7 – 34.5)
PPC L3	37.2 ± 0.8 (36.4 – 38.3)	35.9 ± 0.5 (34.9 – 36.5)	60.9 ± 22.5 (41.4 – 104.0)	36.7 ± 1.1 (35.0 – 38.0)	35.6 ± 1.1 (34.3 – 37.9)	33.3 ± 0.5 (32.4 – 33.9)

Tabella 26 Efficienze di rimozione TSS [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	98.2 ± 1.1 (96.9 – 99.2)	98.9 ± 1.8 (94.3 – 100.0)	63.8 ± 34.8 (3.3 – 98.0)	75.9 ± 22.0 (35.1 – 100.0)	32.5 ± 12.4 (14.0 – 52.1)	35.7 ± 11.6 (24.1 – 60.3)
PPV L2	98.0 ± 2.7 (92.4 – 99.6)	99.0 ± 1.5 (95.9 – 100.0)	81.1 ± 23.6 (36.5 – 99.8)	86.1 ± 15.0 (55.3 – 98.9)	84.7 ± 10.6 (70.0 – 96.2)	87.0 ± 10.1 (65.5 – 97.0)
PPV L3	99.5 ± 0.6 (98.6 – 100.0)	99.2 ± 0.9 (98.3 – 100.0)	88.4 ± 13.1 (62.2 – 99.9)	90.3 ± 8.6 (78.1 – 99.0)	85.8 ± 21.2 (40.9 – 100.0)	97.7 ± 2.3 (96.1 – 99.3)
PPC L1	98.5 ± 1.0 (97.2 – 99.7)	97.3 ± 2.3 (93.8 – 99.3)	35.7 ± 56.6 (-70.3 – 92.8)	-46.1 ± 228.5 (-633.8 – 82.8)	62.7 ± 17.0 (40.0 – 88.4)	39.1 ± 12.2 (25.4 – 65.5)
PPC L2	99.1 ± 0.3 (98.7 – 99.4)	99.3 ± 0.8 (97.6 – 99.9)	76.5 ± 20.9 (40.5 – 98.4)	78.3 ± 25.1 (23.3 – 98.9)	95.9 ± 4.9 (87.0 – 100.0)	95.9 ± 3.5 (87.6 – 99.0)
PPC L3	98.7 ± 1.4 (96.7 – 100.0)	98.9 ± 1.9 (95.0 – 100.0)	88.7 ± 11.5 (66.1 – 99.1)	55.6 ± 72.0 (-82.8 – 98.5)	98.4 ± 0.8 (97.5 – 99.1)	97.7 ± 1.9 (96.3 – 99.1)

Tabella 27 Efficienze di rimozione BOD_5 [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	85.0 ± 14.1 (56.8 – 95.6)	89.4 ± 3.0 (82.9 – 93.0)	44.0 ± 31.6 (2.0 – 76.5)	81.0 ± 24.2 (21.6 – 100.0)	39.4 ± 17.8 (14.3 – 77.2)	-8.5 ± 67.8 (-129.6 – 69.6)
PPV L2	92.9 ± 6.3 (83.8 – 100.0)	92.6 ± 3.1 (87.0 – 97.6)	59.5 ± 28.8 (26.5 – 85.1)	90.6 ± 10.4 (72.2 – 100.0)	84.9 ± 10.6 (68.5 – 100.0)	73.4 ± 31.2 (21.7 – 100.0)
PPV L3	93.1 ± 5.1 (86.0 – 100.0)	92.2 ± 2.1 (88.9 – 95.4)	83.3 ± 9.0 (66.7 – 90.4)	94.1 ± 5.3 (88.2 – 100.0)	93.8 ± 4.7 (87.7 – 100.0)	100.0 ± 0.0 (100.0 – 100.0)
PPC L1	82.5 ± 4.9 (76.3 – 88.4)	82.0 ± 8.9 (61.6 – 90.5)	17.9 ± 64.1 (-57.1 – 90.4)	67.0 ± 21.1 (23.7 – 90.4)	60.8 ± 20.6 (34.3 – 93.9)	-26.1 ± 80.1 (-137.4 – 51.1)
PPC L2	90.2 ± 4.5 (85.0 – 95.9)	90.6 ± 3.7 (85.5 – 94.9)	56.4 ± 41.1 (-20.8 – 86.1)	92.8 ± 6.6 (83.9 – 100.0)	98.3 ± 2.9 (92.0 – 100.0)	74.5 ± 33.4 (21.7 – 100.0)
PPC L3	95.6 ± 5.2 (88.2 – 100.0)	90.1 ± 2.9 (85.7 – 94.5)	80.0 ± 11.4 (60.8 – 89.4)	95.9 ± 5.5 (87.3 – 100.0)	100.0± 0.0 (100.0 – 100.0)	93.4 ± 19.7 (40.9 – 100.0)

Tabella 28 Efficienze di rimozione COD [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPVL1	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	81.1 ± 1.0 (79.8 – 81.8)	75.6 ± 11.6 (60.9 – 88.8)	77.2 ± 6.9 (60.9 – 84.4)	43.4 ± 17.9 (20.7 – 75.8)	54.4 ± 13.2 (34.2 – 81.8)
PPVL2	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	81.1 ± 1.0 (79.8 – 81.8)	86.2 ± 5.5 (78.5 – 94.2)	79.4 ± 4.2 (72.6 – 84.4)	75.3 ± 10.0 (58.5 – 85.5)	81.1 ± 2.3 (78.3 – 83.3)
PPVL3	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	81.1 ± 1.0 (79.8 – 81.8)	88.2 ± 3.1 (84.4 – 92.3)	79.7 ± 3.8 (75.0 – 84.4)	84.3 ± 2.7 (79.8 – 89.1)	81.1 ± 2.3 (78.3 – 83.3)
PPCL1	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	81.1 ± 1.0 (79.8 – 81.8)	62.4 ± 14.8 (44.2 – 84.4)	67.8 ± 16.9 (34.5 – 84.4)	57.8 ± 15.6 (40.4 – 84.8)	59.7 ± 15.0 (45.0 – 83.3)
PPCL2	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	81.1 ± 1.0 (79.8 – 81.8)	81.5 ± 7.7 (69.5 – 90.2)	79.8 ± 3.6 (76.2 – 84.4)	86.7 ± 1.9 (84.8 – 89.1)	81.1 ± 2.3 (78.3 – 83.3)
PPCL3	78.4 ± 2.8 (75.9 – 81.0)	80.6 ± 1.6 (77.3 – 81.8)	85.3 ± 4.0 (80.1 – 90.2)	79.8 ± 3.6 (76.2 – 84.8)	86.7 ± 1.9 (84.8 – 89.1)	81.1 ± 2.3 (78.3 – 83.3)

Tabella 29 Efficienze di rimozione MBAS [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	87.0 ± 16.0 (66.4 – 98.8)	95.6 ± 6.0 (80.0 – 99.0)	73.8 ± 2.5 (72.0 – 76.7)	76.1 ± 26.9 (17.3 – 96.7)	39.2 ± 16.1 (18.5 – 67.3)	48.3 ± 11.3 (29.1 – 63.4)
PPV L2	98.5 ± 0.4 (98.1 – 98.8)	97.2 ± 2.6 (91.7 – 99.0)	94.2 ± 4.2 (91.6 – 99.0)	94.7 ± 2.5 (91.2 – 97.7)	73.3 ± 14.4 (49.4 – 92.0)	77.0 ± 20.5 (39.2 – 97.9)
PPV L3	96.7 ± 4.0 (88.6 – 98.8)	98.8 ± 0.2 (98.5 – 99.0)	97.9 ± 2.1 (95.5 – 99.5)	96.9 ± 1.8 (93.5 – 98.7)	81.7 ± 15.9 (59.2 – 94.5)	97.3 ± 0.9 (95.9 – 98.3)
PPC L1	87.3 ± 27.1 (31.9 – 98.8)	86.9 ± 21.8 (30.9 – 98.9)	79.2 ± 15.0 (69.3 – 96.5)	80.1 ± 6.6 (70.3 – 86.7)	52.3 ± 18.6 (21.0 – 88.6)	47.9 ± 6.8 (36.9 – 54.7)
PPC L2	91.0 ± 9.3 (77.7 – 98.8)	98.0 ± 1.7 (93.6 – 99.0)	96.3 ± 4.4 (91.2 – 99.0)	98.3 ± 1.0 (96.8 – 99.1)	81.6 ± 15.8 (53.5 – 99.3)	88.2 ± 14.0 (52.4 – 97.1)
PPC L3	98.4 ± 0.4 (98.1 – 98.8)	98.7 ± 0.2 (98.4 – 99.0)	93.4 ± 1.2 (92.3 – 94.6)	96.5 ± 5.0 (85.7 – 99.1)	87.8 ± 16.8 (52.5 – 99.4)	97.7 ± 1.8 (93.7 – 99.2)

Tabella 30 Efficienze di rimozione TP [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	22.6 ± 10.2 (11.8 – 31.9)	3.8 ± 3.6 (-2.3 – 6.9)	-3.0 ± 12.6 (-26.2 – 8.0)	2.7 ± 1.2 (1.2 – 5.3)	13.6 ± 16.4 (1.2 – 37.6)	11.6 ± 33.2 (-2.4 – 100.0)
PPV L2	28.6 ± 18.8 (11.8 – 61.2)	7.7 ± 3.2 (2.3 – 11.5)	-7.0 ± 18.1 (-35.7 – 8.0)	4.4 ± 1.0 (3.5 – 6.6)	14.4 ± 17.6 (1.1 – 38.3)	1.9 ± 2.8 (-2.4 – 6.0)
PPV L3	23.7 ± 9.9 (11.8 – 35.3)	12.2 ± 2.9 (8.1 – 18.0)	-8.1 ± 23.9 (-52.4 – 10.7)	6.0 ± 2.0 (2.4 – 8.1)	14.9 ± 16.6 (2.3 – 40.4)	3.5 ± 3.1 (-1.2 – 7.5)
PPC L1	21.6 ± 11.7 (9.4 – 32.8)	2.1 ± 3.9 (-6.9 – 6.7)	-5.7 ± 13.1 (-33.3 – 6.6)	1.7 ± 2.6 (-2.3 – 6.6)	7.5 ± 15.2 (-8.1 – 34.8)	-0.2 ± 2.7 (-4.8 – 3.9)
PPC L2	21.0 ± 11.5 (9.4 – 33.6)	3.9 ± 3.3 (-2.3 – 10.1)	-3.1 ± 9.9 (-19.0 – 5.3)	3.4 ± 1.7 (0.0 – 5.3)	6.9 ± 9.7 (-5.7 – 28.4)	2.6 ± 2.8 (-1.2 – 6.5)
PPC L3	23.4 ± 12.0 (9.4 – 36.2)	7.7 ± 2.7 (3.4 – 11.2)	-2.4 ± 13.1 (-23.8 – 9.2)	4.8 ± 3.3 (0.0 – 9.2)	4.0 ± 2.7 (0.0 – 7.8)	3.6 ± 8.5 (-1.5 – 25.5)

Tabella 31 Efficienze di rimozione TN [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	69.2 ± 7.2 (55.6 – 73.7)	64.9 ± 3.2 (61.5 – 68.8)	17.7 ± 56.4 (-64.3 – 66.7)	61.6 ± 40.3 (-40.0 – 88.6)	26.9 ± 14.7 (6.7 – 47.6)	24.4 ± 17.9 (0.0 – 47.1)
PPV L2	72.0 ± 2.7 (66.7 – 73.7)	64.9 ± 3.2 (61.5 – 68.8)	49.2 ± 36.2 (-35.7 – 66.7)	78.0 ± 9.1 (66.7 – 88.6)	66.8 ± 9.2 (52.6 – 76.2)	54.0 ± 15.4 (37.5 – 70.6)
PPV L3	73.0 ± 0.8 (72.2 – 73.7)	64.9 ± 3.2 (61.5 – 68.8)	50.8 ± 35.6 (-42.9 – 66.7)	70.6 ± 16.7 (40.9 – 88.6)	71.7 ± 4.0 (66.7 – 76.2)	55.0 ± 15.8 (37.5 – 70.6)
PPC L1	71.1 ± 4.9 (61.1 – 73.7)	60.4 ± 7.4 (42.9 – 68.8)	-20.4 ± 118.4 (-292.9 – 66.7)	66.8 ± 11.4 (44.8 – 82.8)	29.5 ± 23.8 (-6.7 – 71.4)	21.2 ± 13.8 (0.0 – 37.5)
PPC L2	72.0 ± 2.7 (66.7 – 73.7)	64.9 ± 3.2 (61.5 – 68.8)	39.9 ± 43.5 (-64.3 – 66.7)	70.8 ± 20.9 (25.0 – 88.6)	71.1 ± 4.1 (66.7 – 76.2)	58.3 ± 15.7 (37.5 – 70.6)
PPC L3	73.0 ± 0.8 (72.2 – 73.7)	64.2 ± 2.9 (61.5 – 68.8)	61.1 ± 12.6 (28.6 – 66.7)	75.1 ± 13.2 (50.0 – 88.6)	72.2 ± 4.3 (66.7 – 76.2)	57.6 ± 15.2 (37.5 – 70.6)

Tabella 32 Efficienze di rimozione NO_3 [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	-4.8 ± 14.4 (-43.3 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L2	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L3	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L1	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L2	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L3	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)

Tabella 33 Efficienze di rimozione NH_4 [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	41.7 ± 9.1 (33.3 – 50.0)	46.8 ± 51.1 (-40.0 – 82.6)	26.9 ± 52.9 (-75.0 – 85.7)	6.7 ± 10.0 (0.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L2	38.9 ± 13.6 (16.7 – 50.0)	60.1 ± 30.2 (20.0 – 82.6)	35.2 ± 38.8 (0.0 – 85.7)	6.7 ± 10.0 (0.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L3	41.7 ± 9.1 (33.3 – 50.0)	60.1 ± 30.2 (20.0 – 82.6)	30.8 ± 42.9 (-20.0 – 85.7)	2.2 ± 12.0 (-20.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L1	32.6 ± 15.9 (12.5 – 50.0)	60.1 ± 30.2 (20.0 – 82.6)	-159.8 ± 330.9 (-850.0 – 85.7)	-24.4 ± 62.3 (-180.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L2	41.7 ± 9.1 (33.3 – 50.0)	60.1 ± 30.2 (20.0 – 82.6)	27.1 ± 35.2 (0.0 – 85.7)	4.4 ± 8.8 (0.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L3	41.7 ± 9.1 (33.3 – 50.0)	60.1 ± 30.2 (20.0 – 82.6)	35.2 ± 38.8 (0.0 – 85.7)	6.7 ± 10.0 (0.0 – 20.0)	11.1 ± 16.7 (0.0 – 33.3)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)

Tabella 34 Efficienze di rimozione Cl [%] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	41.9 ± 17.2 (24.0 – 58.6)	23.9 ± 4.9 (17.1 – 29.0)	9.4 ± 6.7 (-2.9 – 16.4)	17.4 ± 5.8 (11.2 – 25.8)	12.6 ± 11.9 (-2.1 – 29.8)	13.2 ± 4.5 (6.5 – 19.8)
PPV L2	40.8 ± 17.8 (23.8 – 57.1)	24.0 ± 4.6 (17.8 – 29.2)	12.0 ± 5.1 (5.9 – 18.0)	17.4 ± 6.6 (3.9 – 24.6)	23.4 ± 10.1 (8.8 – 34.2)	25.5 ± 4.8 (17.7 – 30.6)
PPV L3	40.9 ± 17.9 (24.4 – 57.6)	25.2 ± 7.0 (13.8 – 34.0)	11.2 ± 7.9 (0.0 – 18.6)	18.1 ± 5.3 (12.7 – 25.4)	25.6 ± 8.0 (14.5 – 35.5)	26.6 ± 2.9 (22.3 – 29.8)
PPC L1	41.9 ± 17.5 (25.8 – 59.3)	23.2 ± 4.1 (18.7 – 28.8)	7.0 ± 7.0 (-0.0 – 16.8)	13.3 ± 5.5 (4.6 – 19.2)	16.1 ± 10.6 (-0.2 – 32.2)	14.8 ± 6.3 (6.7 – 25.7)
PPC L2	41.9 ± 17.6 (25.8 – 58.7)	24.6 ± 4.3 (18.9 – 30.0)	9.5 ± 7.3 (1.5 – 17.2)	17.6 ± 4.7 (11.7 – 23.8)	25.5 ± 9.2 (10.7 – 34.9)	26.0 ± 3.9 (20.7 – 29.4)
PPC L3	42.4 ± 16.6 (26.3 – 57.7)	24.3 ± 3.8 (19.3 – 29.0)	10.2 ± 7.3 (-2.9 – 17.2)	16.9 ± 4.5 (9.3 – 22.7)	25.4 ± 9.5 (9.8 – 35.5)	27.0 ± 3.7 (21.9 – 30.6)

Tabella 35 Carichi di massa/ora TSS [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	119.5 ± 61.9 (75.7 – 163.3)	32.4 ± 34.0 (11.4 – 71.6)	68.6 ± 83.3 (16.5 – 164.7)	16.8 ± 20.1 (2.6 – 31.0)	44.6 ± 5.5 (38.3 – 48.0)	27.5 ± 4.9 (22.0 – 31.5)
PPV L1	1.8 ± 0.5 (1.3 – 2.4)	0.2 ± 0.3 (0.0 – 0.8)	8.7 ± 4.9 (3.3 – 16.0)	0.8 ± 0.6 (0.0 – 1.7)	29.9 ± 5.1 (23.0 – 38.3)	17.5 ± 3.5 (12.5 – 22.0)
PPV L2	2.8 ± 4.7 (0.7 – 12.4)	0.2 ± 0.2 (0.0 – 0.6)	3.5 ± 3.7 (0.3 – 10.5)	0.5 ± 0.5 (0.1 – 1.2)	6.8 ± 4.7 (1.5 – 13.8)	3.6 ± 2.9 (1.0 – 10.0)
PPV L3	0.5 ± 0.4 (0.0 – 1.0)	0.1 ± 0.1 (0.0 – 0.2)	2.2 ± 2.0 (0.1 – 6.3)	0.5 ± 0.1 (0.3 – 0.6)	6.7 ± 10.1 (0.0 – 28.1)	0.6 ± 0.7 (0.2 – 1.1)
GWC	119.5 ± 61.9 (75.7 – 163.3)	60.7 ± 63.8 (21.3 – 134.3)	68.6 ± 83.3 (16.5 – 164.7)	16.8 ± 20.1 (2.6 – 31.0)	29.1 ± 3.6 (25.0 – 31.3)	27.5 ± 4.9 (22.0 – 31.5)
PPC L1	1.5 ± 1.2 (0.5 – 3.5)	1.2 ± 0.3 (0.8 – 1.6)	17.9 ± 10.1 (4.3 – 42.0)	9.2 ± 6.8 (1.1 – 19.1)	10.6 ± 4.5 (3.6 – 16.0)	16.9 ± 4.8 (10.0 – 23.5)
PPC L2	1.0 ± 0.3 (0.7 – 1.6)	0.3 ± 0.3 (0.1 – 0.7)	5.6 ± 2.5 (2.6 – 9.8)	0.9 ± 0.7 (0.3 – 2.0)	1.1 ± 1.2 (0.0 – 3.2)	1.2 ± 1.1 (0.2 – 3.6)
PPC L3	1.6 ± 2.2 (0.0 – 5.4)	0.3 ± 0.5 (0.0 – 1.3)	2.9 ± 1.5 (1.4 – 5.6)	2.0 ± 1.9 (0.5 – 4.8)	0.5 ± 0.2 (0.3 – 0.8)	0.7 ± 0.6 (0.3 – 1.1)

Tabella 36 Carichi di massa/ora BOD_5 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	56.1 ± 7.6 (50.7 – 61.4)	27.7 ± 7.7 (22.1 – 36.5)	53.5 ± 3.5 (51.0 – 55.9)	62.8 ± 2.0 (61.4 – 64.2)	121.6 ± 10.2 (110.1 – 129.6)	49.2 ± 27.1 (20.3 – 74.0)
PPV L1	8.0 ± 6.9 (2.7 – 21.9)	2.9 ± 0.9 (1.7 – 4.4)	30.1 ± 14.8 (12.0 – 54.8)	4.4 ± 4.0 (0.0 – 9.8)	74.9 ± 25.4 (25.1 – 111.0)	41.6 ± 12.2 (21.4 – 55.4)
PPV L2	3.7 ± 3.2 (0.0 – 8.2)	2.1 ± 0.9 (0.5 – 3.2)	19.9 ± 12.9 (7.6 – 41.1)	2.8 ± 4.0 (0.0 – 8.2)	18.9 ± 13.7 (0.0 – 39.4)	7.4 ± 7.0 (0.0 – 15.9)
PPV L3	3.7 ± 2.5 (0.0 – 7.1)	2.3 ± 1.1 (1.1 – 4.1)	10.9 ± 5.0 (4.9 – 18.6)	2.2 ± 3.0 (0.0 – 6.0)	7.6 ± 5.7 (0.0 – 15.9)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
GWC	56.1 ± 7.6 (50.7 – 61.4)	52.0 ± 14.5 (41.4 – 68.5)	53.5 ± 3.5 (51.0 – 55.9)	62.8 ± 2.0 (61.4 – 64.2)	79.3 ± 6.7 (71.8 – 84.5)	49.2 ± 27.1 (20.3 – 74.0)
PPC L1	9.8 ± 2.2 (7.1 – 12.0)	9.1 ± 4.2 (4.9 – 15.9)	47.8 ± 28.6 (4.9 – 87.8)	18.8 ± 9.3 (6.0 – 26.8)	31.9 ± 17.6 (4.4 – 53.7)	45.9 ± 4.6 (36.2 – 51.0)
PPC L2	5.4 ± 2.2 (2.1 – 7.6)	4.8 ± 1.9 (2.1 – 8.7)	23.5 ± 19.8 (7.1 – 67.5)	2.1 ± 2.3 (0.0 – 6.0)	1.4 ± 2.4 (0.0 – 6.5)	6.4 ± 6.8 (0.0 – 15.9)
PPC L3	2.4 ± 2.7 (0.0 – 6.0)	5.1 ± 2.1 (2.7 – 9.8)	12.1 ± 6.4 (5.4 – 21.9)	0.4 ± 0.9 (0.0 – 2.1)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	1.3 ± 4.0 (0.0 – 12.0)

Tabella 37 Carichi di massa/ora COD [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	94.0 ± 15.6 (83.0 – 105.0)	56.7 ± 3.4 (52.8 – 58.7)	261.7 ± 169.3 (128.0 – 452.0)	89.5 ± 7.8 (84.0 – 95.0)	235.1 ± 40.6 (202.4 – 280.6)	107.3 ± 14.2 (92.0 – 120.0)
PPVL1	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	10.7 ± 0.0 (10.7 – 10.7)	67.9 ± 60.4 (20.0 – 172.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	135.4 ± 50.4 (49.1 – 176.3)	49.4 ± 18.0 (20.0 – 79.0)
PPVL2	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	10.7 ± 0.0 (10.7 – 10.7)	37.7 ± 33.4 (20.0 – 97.0)	20.5 ± 1.2 (20.0 – 23.0)	59.5 ± 29.3 (30.7 – 116.5)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
PPVL3	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	10.7 ± 0.0 (10.7 – 10.7)	28.4 ± 13.7 (20.0 – 56.0)	20.2 ± 0.4 (20.0 – 21.0)	36.8 ± 9.0 (30.7 – 56.7)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
GWC	94.0 ± 15.6 (83.0 – 105.0)	106.3 ± 6.4 (99.0 – 110.0)	261.7 ± 169.3 (128.0 – 452.0)	89.5 ± 7.8 (84.0 – 95.0)	153.3 ± 26.5 (132.0 – 183.0)	107.3 ± 14.2 (92.0 – 120.0)
PPCL1	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	111.8 ± 90.2 (20.0 – 252.0)	31.5 ± 13.6 (20.0 – 55.0)	65.3 ± 27.5 (20.0 – 109.0)	43.7 ± 17.9 (20.0 – 66.0)
PPCL2	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	56.7 ± 52.5 (20.0 – 138.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)
PPCL3	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.6 ± 1.7 (20.0 – 25.0)	41.6 ± 32.5 (20.0 – 9.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)	20.0 ± 0.0 (20.0 – 20.0)

Tabella 38 Carichi di massa/ora MBAS [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	13.7 ± 4.2 (10.7 – 16.6)	8.7 ± 1.5 (7.2 – 10.2)	64.5 ± 56.3 (24.9 – 129.0)	21.9 ± 1.0 (21.2 – 22.6)	50.0 ± 2.1 (48.1 – 52.3)	26.1 ± 6.4 (21.2 – 33.3)
PPV L1	1.4 ± 1.7 (0.2 – 3.6)	0.4 ± 0.4 (0.1 – 1.4)	16.0 ± 12.3 (6.8 – 30.0)	5.2 ± 6.7 (0.7 – 18.7)	30.4 ± 8.0 (16.3 – 39.2)	13.7 ± 5.1 (8.7 – 23.6)
PPV L2	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.2 ± 0.2 (0.1 – 0.7)	4.4 ± 5.7 (0.4 – 10.9)	1.1 ± 0.6 (0.5 – 2.0)	13.3 ± 6.8 (4.0 – 24.4)	5.3 ± 4.1 (0.7 – 12.9)
PPV L3	0.5 ± 0.7 (0.2 – 1.9)	0.1 ± 0.0 (0.1 – 0.1)	2.1 ± 3.2 (0.2 – 5.8)	0.8 ± 0.4 (0.4 – 1.5)	8.9 ± 7.6 (2.9 – 19.6)	0.7 ± 0.2 (0.4 – 0.9)
GWC	13.7 ± 4.2 (10.7 – 16.6)	16.4 ± 2.8 (13.5 – 19.1)	64.5 ± 56.3 (24.9 – 129.0)	21.9 ± 1.0 (21.2 – 22.6)	32.6 ± 1.4 (31.4 – 34.1)	26.1 ± 6.4 (21.2 – 33.3)
PPC L1	2.1 ± 4.5 (0.2 – 11.3)	2.4 ± 4.2 (0.2 – 13.2)	7.9 ± 3.9 (4.5 – 12.2)	4.0 ± 1.2 (3.0 – 6.3)	15.6 ± 6.0 (3.7 – 24.8)	13.8 ± 4.5 (9.6 – 21.0)
PPC L2	1.4 ± 1.6 (0.2 – 3.7)	0.3 ± 0.3 (0.2 – 1.1)	4.0 ± 6.3 (0.3 – 11.3)	0.4 ± 0.2 (0.2 – 0.7)	5.9 ± 5.0 (0.2 – 14.6)	2.7 ± 2.9 (0.9 – 10.1)
PPC L3	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.2 ± 0.2 (0.2 – 0.2)	4.6 ± 4.6 (1.3 – 9.9)	0.7 ± 1.2 (0.2 – 3.2)	3.9 ± 5.3 (0.2 – 14.9)	0.6 ± 0.4 (0.2 – 1.5)

Tabella 39 Carichi di massa/ora TP [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	10.1 ± 2.2 (8.5 – 11.6)	4.7 ± 0.1 (4.6 – 4.7)	6.4 ± 1.9 (4.2 – 7.6)	8.4 ± 0.3 (8.2 – 8.6)	16.0 ± 4.8 (13.2 – 21.6)	7.6 ± 0.8 (6.7 – 8.3)
PPV L1	7.6 ± 0.3 (7.3 – 7.9)	4.5 ± 0.1 (4.3 – 4.7)	6.4 ± 1.1 (4.8 – 7.4)	8.2 ± 0.2 (8.0 – 8.4)	13.3 ± 0.6 (12.7 – 14.4)	6.6 ± 2.6 (0.0 – 8.5)
PPV L2	7.0 ± 1.2 (4.5 – 7.7)	4.3 ± 0.1 (4.1 – 4.5)	6.6 ± 0.9 (5.0 – 7.4)	8.1 ± 0.2 (7.8 – 8.3)	13.1 ± 0.3 (12.6 – 13.5)	7.4 ± 0.9 (6.3 – 8.5)
PPV L3	7.5 ± 0.5 (7.0 – 8.5)	4.1 ± 0.1 (3.9 – 4.3)	6.6 ± 0.7 (5.4 – 7.2)	7.9 ± 0.1 (7.7 – 8.1)	13.1 ± 0.6 (12.6 – 14.4)	7.3 ± 0.8 (6.2 – 8.4)
GWC	10.1 ± 2.2 (8.5 – 11.6)	8.7 ± 0.2 (8.6 – 8.9)	6.4 ± 1.9 (4.2 – 7.6)	8.4 ± 0.3 (8.2 – 8.6)	10.5 ± 3.1 (8.6 – 14.1)	7.6 ± 0.8 (6.7 – 8.3)
PPC L1	7.7 ± 0.2 (7.4 – 8.0)	8.5 ± 0.3 (8.3 – 9.3)	6.6 ± 1.2 (4.7 – 7.4)	8.4 ± 0.3 (8.0 – 8.8)	9.4 ± 1.5 (8.4 – 13.2)	7.6 ± 0.8 (6.6 – 8.7)
PPC L2	7.8 ± 0.3 (7.5 – 8.3)	8.4 ± 0.2 (8.0 – 8.9)	6.5 ± 1.2 (4.7 – 7.4)	8.2 ± 0.2 (7.9 – 8.4)	9.6 ± 2.4 (7.9 – 14.9)	7.4 ± 0.8 (6.3 – 8.4)
PPC L3	7.5 ± 0.2 (7.3 – 7.8)	8.1 ± 0.2 (7.8 – 9.8)	6.4 ± 1.1 (4.7 – 7.4)	8.1 ± 0.1 (8.0 – 8.2)	10.0 ± 2.5 (8.2 – 14.1)	7.3 ± 1.0 (5.7 – 8.4)

Tabella 40 Carichi di massa/ora TN [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	1.9 ± 0.1 (1.8 – 1.9)	0.8 ± 0.1 (1.3 – 1.6)	1.5 ± 0.1 (1.4 – 1.5)	3.7 ± 1.1 (2.9 – 4.4)	2.8 ± 0.5 (2.3 – 3.2)	1.3 ± 0.5 (0.8 – 1.7)
PPV L1	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.8)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	1.2 ± 0.8 (0.5 – 2.3)	0.7 ± 0.2 (0.5 – 1.0)	2.0 ± 0.2 (1.7 – 2.3)	1.0 ± 0.4 (0.5 – 1.5)
PPV L2	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.7 ± 0.5 (0.5 – 1.9)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 0.9)	0.9 ± 0.2 (0.8 – 1.4)	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.9)
PPV L3	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.7 ± 0.5 (0.5 – 2.0)	1.0 ± 0.9 (0.5 – 2.6)	0.8 ± 0.1 (0.8 – 0.9)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 1.0)
GWC	1.9 ± 0.1 (1.8 – 1.9)	1.4 ± 0.2 (1.3 – 1.6)	1.5 ± 0.1 (1.4 – 1.5)	3.7 ± 1.1 (2.9 – 4.4)	1.8 ± 0.3 (1.5 – 2.1)	1.3 ± 0.5 (0.8 – 1.7)
PPC L1	0.5 ± 0.1 (0.5 – 0.7)	0.6 ± 0.1 (0.5 – 0.8)	1.7 ± 1.6 (0.5 – 5.5)	1.1 ± 0.4 (0.5 – 1.6)	1.3 ± 0.4 (0.6 – 1.9)	1.1 ± 0.4 (0.5 – 1.5)
PPC L2	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.9 ± 0.6 (0.5 – 2.3)	1.0 ± 1.1 (0.5 – 3.3)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)
PPC L3	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)	0.6 ± 0.2 (0.5 – 1.0)	0.8 ± 0.7 (0.5 – 2.2)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.6)

Tabella 41 Carichi di massa/ora NO_3 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L1	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.1 (0.3 – 0.4)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L2	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPV L3	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.2 ± 0.0 (0.2 – 0.2)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.5 ± 0.0 (0.5 – 0.5)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
GWC	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L1	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L2	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)
PPC L3	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)	0.3 ± 0.0 (0.3 – 0.3)

Tabella 42 Carichi di massa/ora NH_4 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	0.07 ± 0.01 (0.06 – 0.08)	0.08 ± 0.05 (0.03 – 0.12)	0.12 ± 0.14 (0.04 – 0.28)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.07 ± 0.02 (0.06 – 0.09)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L1	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.02 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.04 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.06 ± 0.00 (0.06 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L2	0.04 ± 0.00 (0.05 – 0.04)	0.02 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.06 ± 0.00 (0.06 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPV L3	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.02 ± 0.02 (0.02 – 0.02)	0.04 ± 0.01 (0.04 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.06 ± 0.00 (0.06 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
GWC	0.07 ± 0.01 (0.06 – 0.08)	0.15 ± 0.09 (0.05 – 0.23)	0.12 ± 0.14 (0.04 – 0.28)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.05 ± 0.01 (0.04 – 0.06)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L1	0.05 ± 0.01 (0.04 – 0.07)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.13 ± 0.12 (0.04 – 0.38)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L2	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)
PPC L3	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)	0.04 ± 0.00 (0.04 – 0.04)

Tabella 43 Carichi di massa/ora Cl [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
GWV	69.0 ± 24.0 (52.0 – 86.0)	25.4 ± 1.3 (24.0 – 26.7)	78.7 ± 35.2 (50.0 – 118.0)	44.5 ± 4.9 (41.0 – 48.0)	74.1 ± 10.0 (64.4 – 84.3)	45.7 ± 2.5 (43.0 – 48.0)
PPV L1	37.4 ± 1.5 (35.6 – 39.5)	19.2 ± 0.5 (18.6 – 19.9)	61.5 ± 23.2 (41.8 – 107.0)	36.0 ± 0.6 (35.1 – 36.7)	63.9 ± 2.1 (59.2 – 65.8)	39.5 ± 1.2 (37.3– 41.1)
PPV L2	38.1 ± 1.3 (36.9 – 39.6)	19.2 ± 0.6 (18.0 – 19.8)	59.9 ± 23.0 (41.0 – 106.0)	36.5 ± 1.5 (35.2 – 39.4)	56.0 ± 2.0 (53.2 – 59.2)	33.9 ± 0.8 (32.8 – 35.4)
PPV L3	38.0 ± 1.4 (36.5 – 39.3)	18.9 ± 1.3 (16.7 – 20.7)	59.8 ± 20.1 (41.4 – 96.0)	36.0 ± 0.3 (35.7 – 36.5)	54.5 ± 1.6 (52.1 – 58.1)	33.5 ± 0.7 (32.7 – 35.1)
GWC	69.0 ± 24.0 (52.0 – 86.0)	47.5 ± 2.5 (45.0 – 50.0)	78.7 ± 35.2 (50.0 – 118.0)	44.5 ± 4.9 (41.0 – 48.0)	48.3 ± 6.5 (42.0 – 55.0)	45.7 ± 2.5 (43.0 – 48.0)
PPC L1	37.4 ± 1.4 (35.5 – 38.6)	35.8 ± 0.5 (35.0 – 36.5)	62.0 ± 25.9 (41.4 – 114.0)	36.4 ± 0.6 (35.6 – 37.1)	35.6 ± 1.1 (33.9 – 37.5)	33.7 ± 0.6 (32.7 – 34.5)
PPC L2	37.2 ± 0.8 (36.4 – 38.3)	35.9 ± 0.5 (34.9 – 37.3)	60.9 ± 22.5 (41.4 – 104.0)	36.7 ± 1.1 (35.0 – 38.0)	35.6 ± 1.1 (34.3 – 37.9)	33.3 ± 0.5 (32.4 – 33.9)
PPC L3	69.0 ± 24.0 (52.0 – 86.0)	47.5 ± 0.2 (45.0 – 50.0)	78.7 ± 35.2 (50.0 – 118.0)	44.5 ± 4.9 (41.0 – 48.0)	48.3 ± 6.5 (42.0 – 55.0)	45.7 ± 2.5 (43.0 – 48.0)

Tabella 44 Efficienze di rimozione TSS [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	117.7 ± 48.3 (72.3 – 162.0)	32.1 ± 29.4 (11.2 – 71.6)	59.9 ± 74.3 (0.5 – 161.3)	16.0 ± 15.7 (1.4 – 31.0)	14.8 ± 6.5 (5.4 – 25.0)	10.0 ± 4.4 (6.0 – 19.0)
PPV L2	116.6 ± 46.0 (74.7 – 162.5)	38.2 ± 31.2 (11.4 – 71.5)	53.1 ± 68.9 (6.0 – 164.4)	9.2 ± 14.3 (1.4 – 30.6)	37.8 ± 6.4 (26.8 – 46.2)	24.5 ± 4.9 (18.8 – 30.6)
PPV L3	110.2 ± 48.1 (74.6 – 163.1)	28.3 ± 28.9 (13.8 – 71.6)	66.4 ± 73.6 (10.3 – 164.5)	16.3 ± 15.6 (2.0 – 30.7)	38.8 ± 10.0 (19.4 – 48.0)	24.9 ± 4.3 (21.8 – 27.9)
PPC L1	117.9 ± 48.0 (73.6 – 162.8)	79.2 ± 59.2 (24.7 – 133.4)	50.7 ± 73.9 (-17.3 – 152.8)	7.6 ± 16.0 (-16.5 – 25.6)	18.5 ± 6.0 (10.0 – 27.4)	10.7 ± 3.6 (7.7 – 19.0)
PPC L2	118.4 ± 47.8 (74.7 – 162.2)	80.0 ± 59.1 (25.7 – 134.2)	63.0 ± 73.6 (6.7 – 162.0)	18.7 ± 15.9 (0.6 – 30.6)	26.9 ± 3.5 (21.7 – 30.3)	26.3 ± 3.8 (21.4 – 30.3)
PPC L3	109.1 ± 46.9 (74.3 – 163.1)	80.0 ± 59.4 (25.0 – 134.3)	65.7 ± 72.3 (10.9 – 163.2)	14.7 ± 16.8 (-2.2 – 30.5)	30.6 ± 0.1 (30.6 – 30.7)	28.3 ± 0.6 (27.9 – 28.7)

Tabella 45 Efficienze di rimozione BOD_5 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	48.0 ± 11.2 (28.8 – 58.7)	24.8 ± 6.3 (18.3 – 33.9)	23.2 ± 16.4 (1.1 – 39.0)	58.4 ± 4.8 (51.6 – 63.2)	46.7 ± 18.1 (18.6 – 84.9)	7.6 ± 24.2 (-26.3 – 51.5)
PPV L2	52.4 ± 8.7 (42.5 – 61.4)	25.7 ± 6.2 (20.1 – 34.5)	31.7 ± 14.9 (14.8 – 46.6)	60.2 ± 5.5 (53.2 – 64.2)	102.8 ± 10.2 (85.9 – 118.7)	38.6 ± 26.6 (4.4 – 74.0)
PPV L3	52.4 ± 8.1 (43.6 – 61.4)	26.1 ± 5.8 (20.4 – 33.3)	44.4 ± 3.6 (37.3 – 47.7)	60.6 ± 4.3 (55.4 – 64.2)	114.1 ± 9.6 (96.8 – 126.3)	49.2 ± 23.4 (20.3 – 74.0)
PPC L1	47.3 ± 7.1 (38.7 – 54.3)	42.8 ± 12.1 (25.5 – 62.0)	8.2 ± 33.9 (-31.9 – 46.1)	44.0 ± 9.3 (35.4 – 56.0)	47.4 ± 13.3 (28.0 – 67.4)	3.3 ± 24.9 (-27.9 – 37.8)
PPC L2	50.6 ± 6.6 (43.1 – 57.6)	47.2 ± 12.2 (35.4 – 64.7)	29.5 ± 21.3 (-11.6 – 43.9)	60.8 ± 3.7 (55.4 – 64.2)	78.0 ± 5.6 (70.8 – 84.5)	42.7 ± 28.5 (4.4 – 74.0)
PPC L3	53.7 ± 7.4 (44.7 – 61.4)	46.8 ± 11.5 (37.1 – 64.7)	42.6 ± 4.6 (34.0 – 45.6)	62.5 ± 2.1 (59.3 – 64.2)	79.3 ± 5.8 (71.8 – 84.5)	47.8 ± 25.5 (8.3 – 74.0)

Tabella 46 Efficienze di rimozione COD [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPVL1	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	46.0 ± 2.9 (42.1 – 48.0)	193.8 ± 105.5 (78.0 – 400.0)	69.5 ± 6.0 (64.0 – 75.0)	99.7 ± 33.7 (46.0 – 153.3)	57.9 ± 13.9 (41.0 – 90.0)
PPVL2	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	46.0 ± 2.9 (42.1 – 48.0)	224.0 ± 122.6 (108.0 – 426.0)	69.0 ± 6.7 (61.0 – 75.0)	175.7 ± 27.4 (134.9 – 228.5)	87.3 ± 12.3 (72.0 – 100.0)
PPVL3	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	46.0 ± 2.9 (42.1 – 48.0)	233.2 ± 134.4 (108.0 – 417.0)	69.3 ± 6.2 (63.0 – 75.0)	198.3 ± 30.6 (171.7 – 249.9)	87.3 ± 12.3 (72.0 – 100.0)
PPCL1	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	86.3 ± 5.5 (79.0 – 90.0)	149.9 ± 62.9 (73.0 – 263.0)	58.0 ± 18.7 (29.0 – 75.0)	88.0 ± 25.6 (61.0 – 142.0)	63.7 ± 16.7 (46.0 – 100.0)
PPCL2	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	86.3 ± 5.5 (79.0 – 90.0)	205.0 ± 97.0 (108.0 – 348.0)	69.5 ± 6.0 (64.0 – 75.0)	133.3 ± 23.0 (112.0 – 163.0)	87.3 ± 12.3 (72.0 – 100.0)
PPCL3	74.0 ± 12.0 (63.0 – 85.0)	85.8 ± 5.3 (79.0 – 90.0)	220.1 ± 115.4 (108.0 – 374.0)	69.5 ± 6.0 (64.0 – 75.0)	133.3 ± 23.0 (112.0 – 163.0)	87.3 ± 12.3 (72.0 – 100.0)

Tabella 47 Efficienze di rimozione MBAS [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	11.6 ± 4.5 (7.1 – 16.4)	8.4 ± 1.5 (5.8 – 10.1)	48.6 ± 44.0 (18.1 – 99.0)	16.7 ± 6.3 (3.9 – 20.5)	19.6 ± 8.0 (8.9 – 33.4)	12.4 ± 2.9 (7.1 – 16.8)
PPV L2	13.5 ± 3.2 (10.5 – 16.4)	8.5 ± 1.3 (7.1 – 10.1)	60.1 ± 50.9 (22.9 – 118.1)	20.8 ± 0.5 (20.2 – 21.4)	36.8 ± 7.9 (23.8 – 45.7)	20.8 ± 8.5 (8.3 – 32.6)
PPV L3	13.2 ± 3.0 (10.4 – 16.4)	8.6 ± 1.3 (7.1 – 10.1)	62.4 ± 53.2 (24.6 – 123.2)	21.1 ± 0.5 (20.7 – 21.8)	41.1 ± 9.0 (28.5 – 49.4)	25.4 ± 5.6 (20.3 – 32.7)
PPC L1	11.6 ± 4.2 (5.3 – 16.4)	14.0 ± 3.5 (5.9 – 18.9)	56.6 ± 59.0 (17.9 – 124.5)	17.9 ± 1.7 (14.9 – 19.6)	17.1 ± 6.0 (6.6 – 28.7)	12.3 ± 1.8 (9.3 – 15.1)
PPC L2	12.3 ± 2.5 (9.9 – 16.4)	16.0 ± 2.4 (13.3 – 18.9)	60.5 ± 50.1 (24.6 – 117.7)	21.5 ± 0.9 (20.5 – 22.4)	26.7 ± 5.5 (16.8 – 32.2)	23.4 ± 7.3 (11.1 – 32.3)
PPC L3	12.9 ± 3.2 (10.5 – 16.4)	16.2 ± 2.4 (13.3 – 18.9)	45.9 ± 41.3 (23.6 – 119.1)	21.2 ± 1.1 (19.4 – 22.4)	28.8 ± 6.0 (16.5 – 33.3)	25.5 ± 5.5 (20.5 – 33.0)

Tabella 48 Efficienze di rimozione TP [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	2.4 ± 1.4 (1.0 – 3.7)	0.2 ± 0.2 (-0.1 – 0.3)	0.0 ± 0.6 (-1.1 – 0.6)	0.2 ± 0.1 (0.1 – 0.3)	2.8 ± 3.7 (0.2 – 8.1)	0.9 ± 2.8 (-0.2 – 8.3)
PPV L2	3.1 ± 2.4 (1.0 – 7.1)	0.4 ± 0.1 (0.1 – 0.5)	-0.2 ± 0.8 (-1.5 – 0.6)	0.4 ± 0.1 (0.3 – 0.4)	3.0 ± 3.9 (0.2 – 8.3)	0.1 ± 0.2 (-0.2 – 0.4)
PPV L3	2.5 ± 1.4 (1.0 – 4.1)	0.6 ± 0.1 (0.4 – 0.9)	-0.2 ± 1.1 (-2.2 – 0.8)	0.5 ± 0.2 (0.2 – 0.7)	3.0 ± 3.8 (0.3 – 8.7)	0.3 ± 0.2 (-0.1 – 0.6)
PPC L1	2.3 ± 1.5 (0.8 – 3.8)	0.2 ± 0.3 (-0.6 – 0.6)	-0.2 ± 0.6 (-1.4 – 0.5)	0.1 ± 0.2 (-0.2 – 0.2)	1.1 ± 2.1 (-0.7 – 4.9)	0.0 ± 0.2 (-0.4 – 0.3)
PPC L2	2.3 ± 1.5 (0.8 – 3.9)	0.3 ± 0.3 (-0.2 – 0.9)	-0.1 ± 0.5 (-0.8 – 0.4)	0.2 ± 0.1 (0.0 – 0.4)	0.8 ± 1.4 (-0.8 – 4.0)	0.2 ± 0.2 (-0.1 – 0.5)
PPC L3	2.5 ± 1.6 (0.8 – 4.2)	0.7 ± 0.2 (0.3 – 1.0)	0.0 ± 0.7 (-1.0 – 0.7)	0.3 ± 0.3 (0.0 – 0.6)	0.4 ± 0.4 (0.0 – 1.1)	0.3 ± 0.7 (-0.1 – 2.0)

Tabella 49 Efficienze di rimozione TN [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	1.3 ± 0.2 (1.0 – 1.4)	0.5 ± 0.1 (0.4 – 0.6)	0.3 ± 0.8 (-0.9 – 1.0)	3.0 ± 0.8 (2.2 – 3.9)	0.8 ± 0.5 (0.2 – 1.5)	0.3 ± 0.3 (0.0 – 0.8)
PPV L2	1.3 ± 0.1 (1.2 – 1.4)	0.5 ± 0.1 (0.4 – 0.6)	0.7 ± 0.5 (-0.5 – 1.0)	3.1 ± 0.8 (2.3 – 3.9)	1.9 ± 0.4 (1.2 – 2.5)	0.8 ± 0.4 (0.3 – 1.2)
PPV L3	1.4 ± 0.1 (1.3 – 1.4)	0.5 ± 0.1 (0.4 – 0.6)	0.8 ± 0.5 (-0.6 – 1.0)	2.7 ± 1.0 (1.5 – 3.9)	2.0 ± 0.4 (1.5 – 2.5)	0.8 ± 0.4 (0.3 – 1.2)
PPC L1	1.3 ± 0.1 (1.1 – 1.4)	0.9 ± 0.1 (0.6 – 1.1)	-0.3 ± 1.7 (-4.1 – 1.0)	2.5 ± 0.9 (1.3 – 3.6)	0.6 ± 0.5 (-0.1 – 1.5)	0.3 ± 0.2 (0.0 – 0.5)
PPC L2	1.3 ± 0.1 (1.2 – 1.4)	0.9 ± 0.1 (0.8 – 1.1)	0.6 ± 0.6 (-0.9 – 1.0)	2.7 ± 1.1 (1.1 – 3.9)	1.3 ± 0.3 (1.0 – 1.6)	0.8 ± 0.4 (0.3 – 1.2)
PPC L3	1.4 ± 0.1 (1.3 – 1.4)	0.9 ± 0.1 (0.8 – 1.1)	0.9 ± 0.2 (0.4 – 1.0)	2.9 ± 0.8 (2.2 – 3.9)	1.3 ± 0.3 (1.0 – 1.6)	0.8 ± 0.4 (0.3 – 1.2)

Tabella 50 Efficienze di rimozione NO_3 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.1 (-0.1 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L2	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPV L3	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L1	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L2	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)
PPC L3	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0 – 0.0)	0.0 ± 0.0 (0.0– 0.0)

Tabella 51 Efficienze di rimozione NH_4 [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	0.03 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.06 ± 0.05 (-0.01 – 0.10)	0.08 ± 0.12 (-0.03 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.02 (0.00 – 0.03)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)
PPV L2	0.03 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.06 ± 0.04 (0.01 – 0.10)	0.08 ± 0.12 (0.00 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.02 (0.00 – 0.03)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)
PPV L3	0.03 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.06 ± 0.04 (0.01 – 0.10)	0.08 ± 0.12 (-0.01 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.02 (0.00 – 0.03)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)
PPC L1	0.02 ± 0.01 (0.01 – 0.04)	0.11 ± 0.08 (0.01 – 0.19)	-0.01 ± 0.19 (-0.34 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.01 (0.00 – 0.02)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)
PPC L2	0.03 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.11 ± 0.08 (0.01 – 0.19)	0.07 ± 0.10 (0.00 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.01 (0.00 – 0.02)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)
PPC L3	0.03 ± 0.01 (0.02 – 0.04)	0.11 ± 0.08 (0.01 – 0.19)	0.08 ± 0.12 (0.00 – 0.24)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)	0.01 ± 0.01 (0.00 – 0.02)	0.00 ± 0.00 (0.00 – 0.00)

Tabella 52 Efficienze di rimozione Cl [mg/h] ± deviazioni standard (range min-max) nell'input di acqua grigia e negli output ad ogni livello dei due pannelli, divise per sottoperiodo di campionamento

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
PPV L1	31.6 ± 19.6 (12.5 – 50.4)	6.1 ± 1.5 (4.1 – 7.7)	5.9 ± 4.1 (-2.0 – 11.0)	8.5 ± 3.7 (4.6 – 12.4)	10.3 ± 10.0 (-1.4 – 25.1)	6.1 ± 2.3 (2.8 – 9.5)
PPV L2	30.9 ± 19.9 (12.4 – 49.1)	6.1 ± 1.4 (4.3 – 7.4)	7.6 ± 2.7 (4.0 – 12.0)	8.0 ± 4.3 (1.6 – 11.8)	18.1 ± 9.4 (5.7 – 28.8)	11.7 ± 2.7 (7.6 – 14.7)
PPV L3	31.0 ± 20.0 (12.7 – 49.5)	6.4 ± 1.9 (3.3 – 8.6)	7.6 ± 7.2 (0.0 – 22.0)	8.5 ± 3.6 (5.2 – 12.2)	19.6 ± 8.0 (9.4 – 29.9)	12.2 ± 1.8 (9.6 – 14.3)
PPC L1	31.6 ± 19.9 (13.4 – 51.0)	11.1 ± 2.4 (8.4 – 14.4)	3.7 ± 3.4 (0.0 – 8.4)	5.9 ± 3.3 (1.9 – 9.2)	8.3 ± 6.0 (-0.1 – 17.7)	6.8 ± 3.1 (2.9 – 11.8)
PPC L2	31.7 ± 20.0 (13.4 – 50.5)	11.8 ± 2.6 (8.5 – 15.0)	5.4 ± 3.1 (1.0 – 8.6)	8.1 ± 3.3 (4.8 – 11.4)	12.8 ± 5.7 (4.5 – 19.2)	12.0 ± 2.3 (8.9 – 14.1)
PPC L3	31.8 ± 19.4 (13.7 – 49.6)	11.6 ± 2.3 (8.7 – 14.5)	6.5 ± 4.9 (-2.0 – 14.0)	7.8 ± 3.1 (3.8 – 10.9)	12.7 ± 5.9 (4.1 – 19.5)	12.4 ± 2.2 (9.4 – 14.7)

Tabella 53 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro TSS

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.6991	0.0651	0.1903	0.0931	**0.0012**	0.3739
L2	0.6991	0.9452	0.3401	0.9143	**0.0116**	0.0503
L3	0.5130	0.3550	0.6209	0.2597	0.9212	1.0000

Tabella 54 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro BOD_5

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.1255	**0.0153**	0.6623	**0.0152**	**0.0244**	0.7962
L2	0.5563	0.3056	0.7013	1.0000	**0.0027**	0.8325
L3	0.4978	0.1445	0.7013	0.3030	**0.0004**	1.0000

Tabella 55 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro COD

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	1.0000	1.0000	**0.0218**	0.1667	**0.0472**	0.6048
L2	1.0000	1.0000	0.1877	1.0000	**0.0006**	1.0000
L3	1.0000	0.7149	0.1607	1.0000	**0.0456**	1.0000

Tabella 56 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro MBAS

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.8485	0.2865	0.8254	0.2403	0.1186	0.7781
L2	0.1299	0.4867	1.0000	**0.0260**	0.2973	0.1615
L3	0.6364	0.5242	0.3810	0.0563	0.2213	0.2483

Tabella 57 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro TP

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.7771	0.2135	0.2838	0.1537	0.1079	0.4489
L2	0.2165	**0.0171**	0.8804	0.0823	0.7797	0.5872
L3	0.7835	**0.0035**	1.0000	0.2273	0.2483	0.2139

Tabella 58 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro TN

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.8701	0.1563	0.6165	0.0714	0.6818	0.6959
L2	1.0000	1.0000	0.3780	1.0000	0.4070	0.6440
L3	1.0000	0.7612	0.5819	0.8182	0.7612	1.0000

Tabella 59 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro NO_3

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
L2	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000
L3	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000

Tabella 60 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro NH_4

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.4481	1.0000	0.2986	1.0000	1.0000	1.0000
L2	1.0000	0.4550	0.7797	1.0000	1.0000	1.0000
L3	1.0000	0.4550	0.8112	1.0000	1.0000	1.0000

Tabella 61 p-value risultanti dall'applicazione del test di Wilcoxon-Mann-Whitney al confronto tra i due pannelli, distinguendo per livello di trattamento e sottoperiodo di campionamento, relativi al parametro Cl

	T1	*T2*	*T3*	*T4*	*T5*	*T6*
L1	0.8182	0.8467	0.5105	0.2532	0.4363	0.3734
L2	0.1710	0.6665	0.3322	0.4177	0.5882	0.9823
L3	0.2857	0.7127	0.6503	0.6147	0.9167	0.6197