

POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea Magistrale in
Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio

Tesi di Laurea Magistrale

Experimental study of the treatment of greywater through green walls



Relatori
Prof. Silvia Fiore
Prof. Fulvio Boano

Candidato
Bianca Maria Raffaelli

Anno Accademico 2020/2021

Abstract

In recent years, water availability is becoming a main issue, due to population increase, urbanization and extensive water pollution. In this context, Nature Based Solutions (NBSs) represent an alternative solution to traditional wastewater treatment technologies that can be effectively applied in urban areas.

Among different NBSs, green walls can be efficiently applied on unused building surfaces even in urban areas. Furthermore, they provide multiple benefits, such as thermal, naturalistic, economic, environmental and social. Greywater is the portion of wastewater with the highest potential in terms of in situ water reuse for non-potable purposes, since it is available in high quantity with low pollutant content. In fact, greywater (e.g. the portion of household wastewater coming from sinks, showers, bathtubs and washing machines, excluding toilet flushes and kitchen sinks) represents over 70% of urban wastewater. Considering the available literature data, green walls' efficiency and design for greywater treatment still needs to be explored and improved.

The aim of this thesis is to evaluate the efficiency and durability of a specific green wall design (a vertical flow modular system) along time, in terms of pollutants' removal and hydraulic properties. Two modular panels, installed in the Hydraulics lab courtyard at DIATI, were compared: the first one ("old") was installed in December 2018 and the second one ("new") in December 2020. Each panel consisted of nine planted pots organized in a matrix of three rows and three columns, fed with 24 L/day of synthetic greywater (GW) prepared weekly. Each column worked as an independent vertical system with a hydraulic loading rate of 740.8 L/m²/day, in which water flows from the upper pot to the bottom one.

During a monitoring campaign lasting 3 months, all 18 pots and the input GW were sampled weekly for physico-chemical analysis. Temperature (T), pH, electric conductivity (EC) and dissolved oxygen (DO) were measured on site with a multiparametric probe; total suspended solids (TSS), biochemical oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), nitrate, ammonium, total phosphorus (TP), anionic surfactants (MBAS), and chloride were all measured in the Circular Economy lab at DIATI.

Both panels showed an increase in DO, pH and EC as water flows down the columns, without relevant differences over the monitoring campaign. Excellent organics' removal was achieved for COD, BOD₅ and MBAS already after two treatment rows in both panels, even if the "new" one exhibited more constant removal performances. Also, TN removal showed good performances, possibly due to microbial degradation and biofilm uptake. TP and chloride concentrations are quite constant between input and output in both panels, showing a negligible removal.

Even if the two panels showed similar behaviors, panel age seems to adversely affect hydraulic and removal properties of the "old" system. The "new" panel showed better performances and greatest removal efficiencies compared to the "old" one, suggesting that only two levels of pots are sufficient for greywater treatment, but the third level can compensate possible losses in efficiency over time. The old panel was also more subject to occasional clogging compared to the new one.

This study demonstrated the great potential of green walls systems for greywater treatment in terms of treatment efficiency and water saving, and highlighted potential issues of their durability and resilience.

Riassunto

Il forte aumento demografico che ha caratterizzato gli ultimi anni, in concomitanza con una migrazione sempre più marcata verso le zone urbanizzate ed uno sfruttamento intensivo delle risorse idriche, sia in campo industriale che in agricoltura, ha fatto sì che la scarsità d'acqua sia uno dei problemi odierni di massimo interesse.

In questo panorama, le Nature Based Solutions (NBSs) rappresentano una valida alternativa alle metodologie di trattamento tradizionali per le acque reflue applicate in contesti urbani. Fra queste, i muri verdi si adattano perfettamente alla necessità di sfruttare gli spazi verticali degli edifici, altrimenti inutilizzati, apportando benefici in termini di isolamento termico, ecologici, economici e sociali.

Le acque grigie consistono nella porzione di acque reflue con più alto potenziale di riutilizzo non potabile locale, in quanto copiose e caratterizzate da un basso contenuto di inquinanti. Le acque grigie, ovvero quella parte di acque reflue derivanti dai lavabi, docce, lavatrici (fatta esclusione per gli scarichi delle toilettes e dei lavabi delle cucine, appartenenti alla categoria delle acque nere) consiste in più del 70% delle acque reflue urbane.

Considerando i dati disponibili da letteratura, la progettazione e l'efficientamento dei muri verdi devono essere ancora esplorati ed incrementati. Lo scopo di questa tesi è dunque, quello di valutare l'efficienza e la durabilità nel tempo di uno specifico design di muro verde (sistema modulare a flusso verticale), in termini di rimozione degli inquinanti e proprietà idrauliche.

Si è comparato il funzionamento di due pannelli modulari installati nel cortile del laboratorio di Idraulica del DIATI: il primo, il più "vecchio", installato a Dicembre 2018, il secondo, il "nuovo", installato a Dicembre 2020. Ciascuno dei due pannelli si compone di nove vasi, organizzati secondo una matrice di tre righe e tre colonne, irrigati con 24 L/day di acqua grigia sintetica (GW), preparata settimanalmente. Ciascuna colonna lavora come un sistema indipendente verticale all'interno del quale l'acqua scorre dal vaso della riga più alta a quello della riga più bassa, con un carico idraulico di 740.8 L/m²/day.

Tramite una campagna di campionamento della durata di circa tre mesi, tutti i 18 vasi e la GW sono stati campionati settimanalmente e sottoposti ad analisi fisico-chimiche. Temperatura (T), pH, conducibilità elettrica (EC) ed ossigeno disciolto (DO) sono stati misurati in situ tramite l'impiego di una sonda multi parametrica; solidi sospesi totali (TSS), domanda biochimica di ossigeno (BOD₅), domanda chimica di ossigeno (COD), azoto totale (TN), azoto nitrico, azoto ammoniacale, fosforo totale (TP), tensioattivi anionici (MBAS) e cloruri, sono stati misurati nel laboratorio di Economia Circolare del DIATI.

Entrambi i pannelli hanno mostrato un incremento graduale di DO, pH e EC man mano che l'acqua attraversa i tre vasi della colonna, in maniera costante durante tutto il periodo di campionamento. Per COD, BOD₅ e MBAS si sono invece verificate eccellenti capacità di rimozione per ciascuno dei due pannelli, con una capacità di rimozione più costante per il pannello "nuovo". Anche per il TN si sono constatate buone efficienze di rimozione, probabilmente per via di una degradazione microbiologica e per assorbimento dal biofilm che si sviluppa in prossimità delle radici delle piante. TP e cloruri, la cui rimozione è stata pressoché nulla, si sono dimostrati invariati tra ingresso e uscita, per entrambi i pannelli.

Quindi, nonostante i comportamenti simili assunti dai due pannelli, l'"età" del pannello sembra essere un fattore influente circa le prestazioni idrauliche e la capacità di rimozione. Il pannello "nuovo" ha mostrato prestazioni migliori, anche in termini di capacità di rimozione, rispetto al pannello più "vecchio", si ipotizza, dunque, che anche due soli livelli di trattamento siano sufficienti per abbattere le concentrazioni di inquinanti in ingresso. Tuttavia, la presenza di un terzo livello permette di compensare possibili decrementi in efficienza nel tempo. Inoltre, il pannello "vecchio" è stato soggetto a numerosi casi di intasamento, in confronto a quello "nuovo".

Questo studio dimostra, quindi, gli enormi potenziali dei muri verdi per il trattamento delle acque grigie, in termini sia di efficienza, che di riutilizzo ingenti quantità di acqua, evidenziando anche possibili problematiche circa la loro durabilità e resilienza.

Sommario

1. Introduzione.....	1
Le risorse idriche nel contesto odierno.....	1
Le acque grigie	2
Nature Based Solutions	4
I muri verdi.....	7
Stato dell'arte circa l'utilizzo di muri verdi per il trattamento dell'acqua grigia	8
2. Materiali	12
3. Metodi	17
3.1. Protocollo di lavaggio preliminare	17
3.2. Performance del sistema.....	19
3.2.1. Analisi in campo.....	21
3.2.2. Analisi in laboratorio.....	22
4. Risultati e Discussioni	29
4.1. Protocollo di lavaggio preliminare	29
4.2. Performance del sistema.....	31
4.2.1. Trattamento degli inquinanti : focus sul singolo campionamento.....	31
4.2.2. Trattamento degli inquinanti valutato nel tempo.....	38
4.2.3. Efficienze di rimozione degli inquinanti	51
5. Conclusioni.....	53
Bibliografia.....	54
Indice delle figure.....	56

1. Introduzione

Lo scopo di questo lavoro consiste nell'indagare circa l'applicazione dei muri verdi per il trattamento dell'acqua grigia, valutando l'efficienza e la durabilità nel tempo di uno specifico design di muro verde (sistema modulare a flusso verticale) installato nel DIATI, presso il Politecnico di Torino. In particolare, si studierà l'efficienza di rimozione dei contaminanti presenti in ingresso all'interno dell'acqua grigia, in condizioni operative impegnative (temperature invernali, elevata portata di acqua grigia), e si effettuerà un confronto tra due unità modulari installate in tempi differenti. Dunque, sarà possibile valutare le modalità in cui, il primo pannello, installato nel mese di dicembre 2020, svilupperà il biofilm nel sistema radici-terreno, portando quindi a regime il meccanismo di rimozione dei contaminanti, mentre del secondo pannello, installato a dicembre del 2018, si monitorerà l'efficienza circa il processo di depurazione, così da valutare una potenziale riduzione delle prestazioni, al fine di ricavare informazioni circa una possibile "vita utile" dell'impianto installato.

Di seguito verranno brevemente descritti i seguenti aspetti: le risorse idriche nel contesto odierno, definizione di acque grigie, descrizione delle Nature Based Solutions, ed in particolare dei muri verdi, e stato dell'arte circa l'utilizzo dei muri verdi per il trattamento delle acque grigie.

Le risorse idriche nel contesto odierno

La scarsità d'acqua risulta essere una delle problematiche odierne di maggiore interesse a livello globale. Il rapporto delle Nazioni Unite "The World Population Prospects 2019" stima che nel 2050 la popolazione mondiale raggiungerà i 9,7 miliardi, per arrivare entro la fine del secolo a quasi 11 miliardi di persone (United Nations, 2019). Un tale aumento demografico, combinato ad una conseguente migrazione verso zone urbanizzate, e ad un elevato consumo di acqua in campo industriale e agricolo, corrisponde ad un eccessivo incremento della domanda globale di acqua, e dunque, al sovrasfruttamento delle risorse idriche disponibili. Secondo quanto riportato dalla FAO nel rapporto "SOFA 2020: The State of Food and Agriculture" l'utilizzo dell'acqua a livello globale è cresciuto a più del doppio del tasso di aumento della popolazione nell'ultimo secolo. Un numero sempre crescente di regioni, infatti, sta raggiungendo il limite al quale i servizi idrici possono essere forniti in modo sostenibile (Food and Agriculture Organization of the United States, 2020). Come mostrato dal grafico in Figura 1, la disponibilità di acqua, espressa in m³/anno pro capite, è notevolmente diminuita dal 1997 al 2017 per tutti i paesi analizzati e sotto citati. Entro il 2025 si prevede che 1800 milioni di persone vivano in paesi o regioni con scarsità idrica "assoluta" (<500 m³ all'anno pro capite) e due terzi della popolazione mondiale potrebbe trovarsi in condizioni di "stress" (tra 500 e 1000 m³ all'anno pro capite).

Una gestione sostenibile della risorsa idrica è, dunque, una problematica per la quale urgono soluzioni tempestive ed efficaci. In questo contesto si colloca la necessità di ottimizzare la gestione delle acque reflue urbane, al fine di individuare le metodologie per un loro possibile riutilizzo ed incrementare l'efficienza degli impianti di trattamento. A tal proposito, questo lavoro si pone l'obiettivo di indagare circa il trattamento delle acque grigie tramite l'utilizzo di muri verdi, sistemi naturali costituiti da pareti inclusive di elementi vegetali, al fine di permetterne un riutilizzo a livello locale.

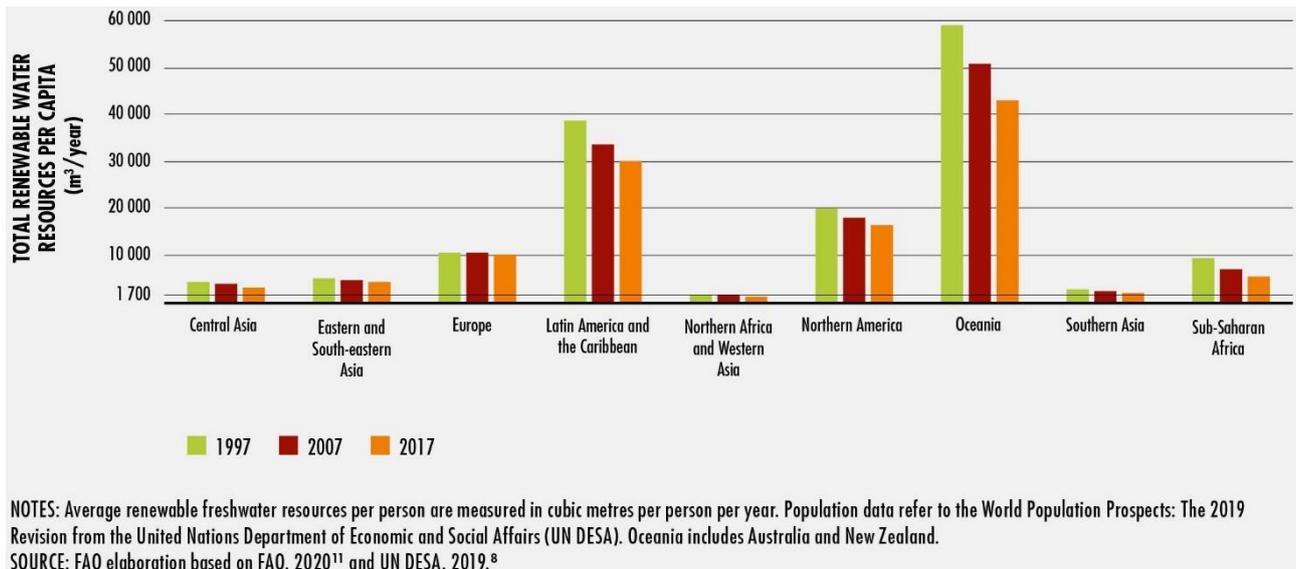


Figura 1: Diminuzione della disponibilità di acqua potabile pro-capite in m³/anno dal 1997 al 2017 (Food and Agriculture Organization of the United States, 2020)

Le acque grigie

Considerando le stime riportate in letteratura, le acque grigie all'interno della comunità europea rappresentano fino al 70% delle acque reflue totali, con una produzione giornaliera pro-capite tra i 100-150 L/PE/day (Boano et al., 2020). Tale tipologia di acque comprende acque provenienti da docce, vasche, lavabi e bidet dei bagni, lavastoviglie delle cucine, lavatrici e lavabi delle lavanderie, fatta eccezione per gli scarichi provenienti dalle toilettes, i quali invece sono classificati come "acque nere". Queste ultime contengono contaminanti di diversa composizione e in concentrazione maggiore rispetto a quelli presenti all'interno delle acque grigie, le quali, invece, sono più consistenti in termini di volumi e di diluizione del carico inquinante.

Una separazione alla fonte di queste due diverse tipologie di acque, come esemplificato nella Figura 2, comporterebbe una riduzione del carico che riversa sugli impianti di trattamento delle acque reflue, accogliendo dunque un volume minore di acqua da depurare, e permetterebbe un più semplice riutilizzo delle acque grigie, che a seguito di un opportuno trattamento, potrebbero essere riutilizzate per l'irrigazione e per il "flushing" delle toilettes. La Figura 3 riporta schematicamente la classificazione delle acque di scarico ed i possibili riutilizzi locali.

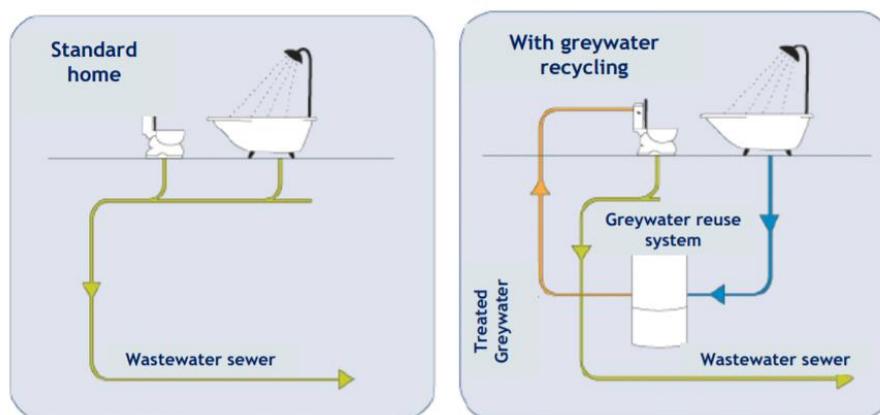


Figura 2: Separazione di acque grigie e nere alla fonte di produzione (Association for Rainwater Harvesting and Water Utilization, 2013)

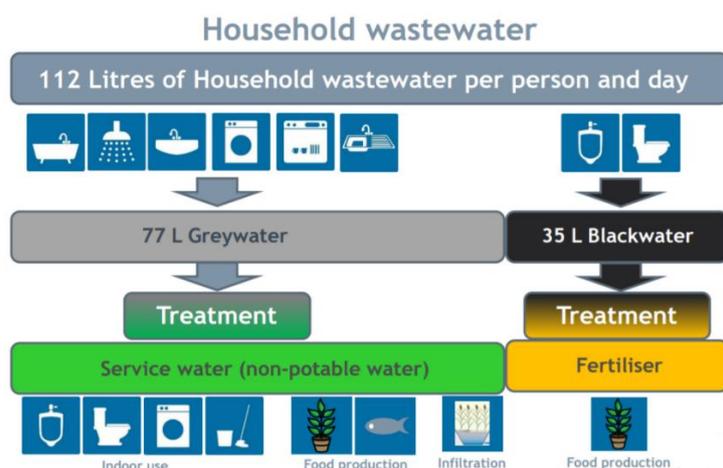


Figura 3: Origine e composizione delle acque reflue civili (Association for Rainwater Harvesting and Water Utilization, 2013)

Come detto in precedenza, le acque grigie (GW) rappresentano una parte del totale di acque reflue prodotte dall’attività umana, a sua volta suddivisibile in “light GW”, ovvero l’acqua proveniente dagli scarichi di lavabi e docce, e in “dark GW”, acqua proveniente dalle lavanderie e dalle cucine. La cosiddetta “light GW” contiene un minor carico di inquinanti, dunque, essendo trattabile con più facilità, il suo riutilizzo ha enormi potenziali. Irrigazione e “Toilette flushing” sono i principali possibili riutilizzi a livello locale, questo comporterebbe un risparmio di acqua potabile dal 9 al 47%.

Inoltre, la produzione di GW è piuttosto variabile, sia in termini di quantità che di qualità, ed è parzialmente sito specifica, dipendendo infatti dagli usi e dalle abitudini tipiche di ciascun paese produttore (Boano et al., 2020). Solitamente, la caratterizzazione delle acque grigie avviene attraverso i parametri riportati in Tabella 1.

Tabella 1: Parametri per la caratterizzazione qualitativa dell’acqua grigia (Boano et al., 2020)

Physical		Chemical	
Parameter	Units	Parameter	Units
Temperature	°C	pH	
Turbidity	NTU	Biochemical Oxygen Demand	mg/L
Total solids	mg/L	Chemical Oxygen Demand	mg/L
Total suspended solids	mg/L	Total Organic Carbon	mg/L
Total dissolved solids	mg/L	Dissolved Organic Carbon	mg/L
Biological		Nitrate	mg/L
Total coliforms	MPN/100 mL	Ammonium	mg/L
Faecal coliforms	MPN/100 mL	Oxidized nitrogen	mg/L
<i>Escherichia coli</i>	MPN/100 mL	Total Nitrogen	mg/L
F-RNA bacteriophage	MPN/100 mL	Total Phosphorus	mg/L
<i>Clostridium perfringens</i>	MPN/100 mL	Phosphate	mg/L
<i>Bacteroidales</i>	MPN/100 mL	Heavy metals	mg/L
		Xenobiotic Organic Compounds	mg/L

La produzione della greywater presenta, inoltre, marcate variazioni stagionali, sia quantitative che qualitative, in funzione delle peculiarità dei produttori (numero, età, abitudini, attività), delle aree di produzione (urbana, sulla costa, in campagna, etc.), della composizione dei prodotti utilizzati per la pulizia ed igiene personale in ambiente domestico, nonché dalla presenza di elementi di origine umana.

In particolare, analizzando più nel dettaglio le possibili fonti di contaminanti presenti nelle acque grigie troviamo:

- Lavanderia: utilizzo di detersivi e prodotti per l'igiene della casa, che comportano un elevato carico di contaminanti chimici e fibre non biodegradabili.
- Cucina: presenza di contaminanti chimici derivanti dall'utilizzo di detersivi, contaminanti organici come eventuali scarti di cibo, olii e grassi.
- Bagno: detersivi, e prodotti per l'igiene personale (shampoo, dentifricio, creme, etc), nonché presenza di contaminanti di origine umana (capelli, sebo, residui della rasatura), incluse tracce di urine o materiale fecale (di cui eventuali elevate concentrazioni di azoto, fosforo e microrganismi ne sono indicatori), nonostante si ricorda che l'acqua grigia non include gli scarichi delle toilettes.

Inoltre, è bene tener conto che gli standard di qualità per il riutilizzo dell'acqua grigia dipendono dalla legislazione del paese in cui viene effettuato lo stesso, ed in molti casi sono in funzione al tipo di riutilizzo, origine della GW, e possibilità di contatto umano. In Italia, la normativa acque ancora non prevede degli standard di qualità differenziati a seconda del tipo di riutilizzo. Questo, comporta limiti molto restrittivi anche in caso di riutilizzo che escluda il possibile contatto umano, come ad esempio l'irrigazione ad uso non alimentare.

Nature Based Solutions

Le Nature-Based Solutions, (NBS), sono soluzioni rivolte alle sfide urbane, ispirate e supportate dalla natura, le quali forniscono vantaggi ambientali, sociali ed economici, il cui obiettivo è quello di simulare processi naturali all'interno del contesto urbano, includendo il trattamento delle acque. Tra i numerosi benefici troviamo anche un conseguente efficientamento energetico (in termini di isolamento termico) e bassi costi di utilizzo e di manutenzione.

Tra i numerosi esempi di NBS, descritti in dettaglio in seguito, ritroviamo i cosiddetti "green walls" (Figura 4), "living walls" (Figura 5), "green façades", "green roofs" (Figura 6) e le "constructed wetlands" (Figura 7). Questi ultimi citati sono tutti interventi ingegneristici che permettono di supportare la biodiversità, garantendo e preservando l'esistenza di determinati habitat, apportando inoltre un arricchimento estetico, riconosciuto come uno dei loro punti di forza (*Living Green Walls 101: Their Benefits and How They're Made*, 2018).



Figura 4: Green wall (*Living Green Walls 101: Their Benefits and How They're Made*, 2018)



Figura 5: Living wall (*Living Walls: The Interior Design Trend That Makes You Happier, Healthier, And, Yes, Even Smarter!*, 2017)



Figura 6: Green roof (*Copenhagen's Green Future Is Built on the Rooftops*, 2019)



Figura 7: Constructed wetland (*"Constructed Wetlands,"* 2015)

Le prime NBS ad essere applicate al trattamento dell'acqua grigia sono state le “constructed wetlands”, definite “bacini di depurazione”, concepiti come impianti ingegneristici che riproducono in modo controllato il funzionamento delle aree umide naturali (Figura 8). Il meccanismo di trattamento, prevede che l'acqua da trattare scorra attraverso il complesso radici-terreno, all'interno del quale l'abbattimento degli inquinanti presenti nell'acqua avviene a seguito di una serie di processi, rappresentati Figura 9, fisico-chimici (in bianco: adsorbimento, filtrazione, precipitazione) e biologici (in verde: assorbimento, assimilazione, biodegradazione, migrazione). Tale sistema di trattamento, che talvolta viene applicato come secondario, può anche essere applicato come unico stadio di trattamento, e dunque restituire acqua in uscita che sia conforme per alcune tipologie di utilizzo.

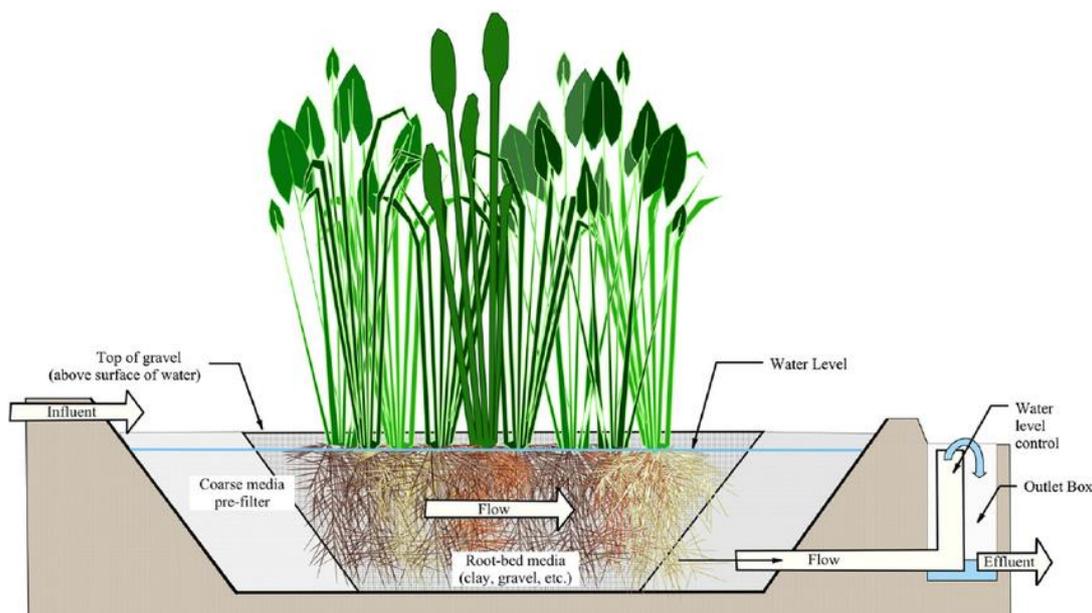


Figura 8: Fitodepurazione nelle constructed wetlands (White, 2013)

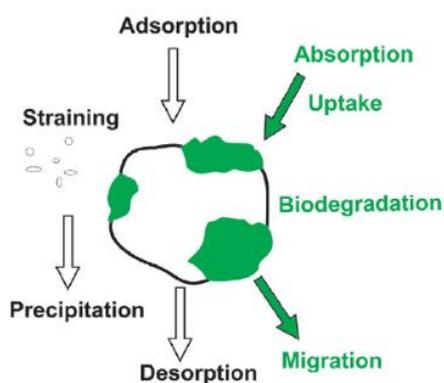


Figura 9: Meccanismi di rimozione all'interno del sistema medium-plant (Prodanovic et al., 2017)

Tuttavia, nonostante la grande efficacia di tali impianti, trovare loro una collocazione all'interno di un contesto fortemente urbanizzato, in cui lo spazio a disposizione scarseggia, è una sfida ardua che rende il loro utilizzo impraticabile. La problematica presa in considerazione ci consente di focalizzare l'attenzione sui “green walls” ed i “living walls”, pareti vegetate che permettono di sfruttare le aree verticali, altrimenti inutilizzate, all'interno di aree altamente urbanizzate.

Prima di procedere con una descrizione dettagliata circa i muri verdi, occorre specificare la differenza che intercorre tra i “ground based systems”, ovvero le “green façades”, ed i “wall-based systems”, fra cui ritroviamo i “green walls” ed “living walls”. La Figura 10 schematizza due opzioni concettuali: in alto troviamo “le green façade”, sistemi in cui la vegetazione ha le radici alla base del muro, che utilizza a sua volta come supporto nella crescita, ed i “green walls” o “living walls” in basso, in cui le radici delle piante sono collocati all’interno di vasi applicati al muro stesso. I “living walls”, da cui la traduzione letteraria “muri viventi” rende pienamente il significato, si riferisce ad una installazione in cui la vegetazione viene coltivata su un sistema strutturale unico attaccato al muro stesso (Fowdar et al., 2017). Differente impostazione caratterizza invece i “green walls”, per cui le piante crescono all’interno di vasi applicati alla parete stessa, ma non essendone una parte costitutiva (Masi et al., 2016; Pradhan et al., 2020).

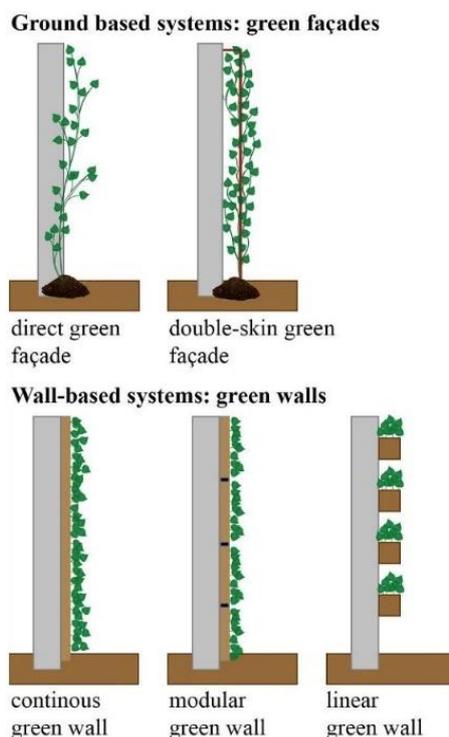


Figura 10: Ground based systems vs. Wall-based systems (Medl et al., 2017)

I muri verdi

L’applicazione dei “green walls” comporta numerosi vantaggi, tra cui la possibilità di effettuare il trattamento delle acque grigie, restituendo dell’acqua riutilizzabile per usi locali, aumentare l’efficientamento energetico degli edifici, avendo dunque anche un riscontro economico positivo, bassi costi di manutenzione, e valorizzando esteticamente il contesto in cui viene inserito. La presenza di un muro verde permette, infatti, di avere una regolazione termica determinata dalla presenza di una zona ombreggiata, che ostacola le radiazioni solari derivanti dal sole ed indirettamente dall’ambiente circostante, e di un raffrescamento, relativo alla dispersione termica dalle pareti vegetate, per via dell’evapotraspirazione, per cui il calore accumulatosi nelle foglie viene dissipato sotto forma di calore latente.

La progettazione di un muro verde è senza dubbio sito-specifica, dunque dipende da svariati fattori prettamente legati al luogo in cui il muro verde viene installato. Prima fra tutte è la necessità di trovare una perfetta corrispondenza tra la vegetazione inserita nell’impianto e le condizioni micro e macro climatiche del contesto

in cui quest'ultima viene collocata, come il tasso di umidità e le variazioni di temperatura stagionali, che possono mettere a repentaglio la sopravvivenza della pianta stessa. La portata idrica a cui è sottoposta la vegetazione risulta essere un altro punto chiave di tale progettazione, anche qui, la scelta delle specie deve essere tale da garantire il loro benessere e la loro resistenza, sia in condizioni di normale funzionamento del muro verde, quindi abbondanza di acqua e umidità elevata, che in possibili condizioni occasionali di minore apporto di acqua. Un ulteriore elemento di progettazione di primaria importanza risulta essere il materiale di riempimento in cui vengono collocate le piante. Da svariati studi in letteratura risulta infatti che la scelta del terreno condiziona in maniera rilevante le prestazioni del muro verde, sia in termini di qualità del processo di trattamento, sia in termini di prestazioni idrauliche del sistema.

Il processo di trattamento dell'acqua, così come descritto per le constructed wetlands, è affidato al sistema costituito dal mezzo filtrante, ovvero il terreno in cui viene inserita la pianta, e la pianta stessa. Nel caso dei muri verdi questo procedimento avviene in direzione verticale, dunque l'acqua scorre attraverso una serie di vasi posti gli uni al di sotto degli altri, per gravità. Allo stato attuale degli studi svolti circa questa materia, non è ancora perfettamente definita la misura in cui la presenza delle piante contribuisca al processo di trattamento dell'acqua grigia, tuttavia, tale presenza crea condizioni favorevoli per allo sviluppo di microrganismi che contribuiscono alla depurazione. Inoltre, il valore estetico che ne deriva è uno dei punti cardine su cui si articola il concetto stesso di muro verde.

Potendo schematizzare il muro verde come una matrice costituita da un certo numero di righe e colonne, e considerando ciascuna colonna come un sistema idrico a se stante, un altro aspetto su cui indagare è l'efficacia di rimozione dei contaminanti all'aumentare dei livelli attraversati dall'acqua. Secondo studi presenti in letteratura la maggior parte dell'abbattimento delle concentrazioni degli inquinanti avviene già nel primo livello di filtrazione dell'acqua grigia all'interno del sistema "medium-pianta", dunque si presenta la possibilità che la sola presenza di due livelli di trattamento possa essere efficace per raggiungere notevoli efficienze di rimozione (Prodanovic et al., 2020).

Stato dell'arte circa l'utilizzo di muri verdi per il trattamento dell'acqua grigia

Al giorno d'oggi, gli studi relativi all'applicazione dei muri verdi per il trattamento delle acque grigie risultano essere ancora limitati. Infatti, tale tematica necessita di essere ulteriormente esplorata ed implementata.

Tra gli studi sperimentali, disponibili in letteratura, ve ne sono alcuni riguardanti il trattamento dell'acqua grigia tramite l'utilizzo di "living walls". A Melbourne, Australia, si è investigato circa le performance di un "living wall" installato su una facciata di un edificio. In particolare, sono state realizzate delle prove in colonne di PVC riempite di sabbia, con aggiunta di materiale organico, piantumate con diverse specie vegetali ornamentali e alimentate con acqua grigia sintetica (Fowdar et al., 2017). I risultati mostrano che, tra le specie ornamentali utilizzate, *Canna lilies* e *Carex appressa* risultano essere le più performanti per la rimozione dell'azoto (>80%), mentre la rimozione del fosforo risulta essere più problematica ed ostacolata, in alcuni casi, da fenomeni di intasamento. Inoltre, la rimozione dei TSS e BOD₅, risulta anch'essa avere eccellenti prestazioni (>80% per i TSS e >90% per il BOD₅).

Lo stesso gruppo di ricerca ha proseguito lo studio sui living walls approfondendo l'analisi del meccanismo di rimozione dell'azoto organico, dimostrando che tale rimozione risulta dipendere in gran parte dall'assimilazione da parte delle piante, le quali utilizzano l'azoto organico come nutrimento, e solo in minor parte dai processi di nitrificazione e denitrificazione (Fowdar et al., 2018). Questa conclusione sottolinea, dunque, come la scelta delle specie da utilizzare sia un parametro di progettazione di notevole importanza.

Altri studi di laboratorio sono stati svolti presso la Monash University (Victoria, Australia), i quali mirano ad investigare sui diversi aspetti chiave circa il trattamento delle acque grigie attraverso l'utilizzo di muri verdi.

Il primo, condotto nel 2017, è stato svolto al fine di definire il ruolo del mezzo di riempimento dei vasi all'interno del quale vengono inserite le piante (Prodanovic et al., 2017). Quest'ultimo risulta essere uno degli elementi fondamentali del funzionamento stesso dei muri verdi, sia in termini di prestazioni idrauliche, che per l'efficienza di trattamento dell'acqua in ingresso. Tale studio, ha previsto l'utilizzo di colonne non vegetate irrigate con l'acqua grigia, all'interno delle quali sono stati inseriti singolarmente dei materiali definiti come "idraulicamente lenti" (fibra di cocco, lana di roccia e fyto-foam) ed "idraulicamente veloci" (perlite, vermiculite, growstone, argilla espansa e sabbia di fiume). I materiali di riempimento "idraulicamente lenti", caratterizzati da tempi di residenza dell'acqua elevati, hanno mostrato migliori performance in termini di rimozione dei contaminanti, essendo però soggetti ad intasamento occasionale e quindi non adatti a tale applicazione. I materiali di riempimento "idraulicamente veloci", caratterizzati da un tempo di residenza inferiore, invece, hanno dimostrato efficienze di rimozione di gran lunga inferiori rispetto alle precedenti. Tra queste due categorie, le fibre di cocco sono risultate le migliori nella rimozione del TN e del COD, garantendo un tempo di residenza dell'acqua sufficiente affinché i processi biologici possano avere luogo, mentre la perlite, permettendo tempi di residenza dell'acqua inferiori ed evitando problemi di intasamento, si è dimostrata la più performante anche in termini di trattamento fisico-chimico. La conclusione di tale studio, è stata quindi quella di individuare, come miglior mezzo di riempimento delle colonne, un mix di fibre di cocco e perlite, garantendo prestazioni idrauliche bilanciate, ed elevate efficienze di rimozione dei contaminanti presenti nell'acqua grigia.

Successivamente, è stata sperimentata l'applicazione del mix cocco-perlite in diverse proporzioni (4:1, 3:1, 2:1, 1:1, 1:2, 1:3), (Prodanovic et al., 2018). I risultati hanno dimostrato come all'aumentare della percentuale di fibre di cocco, diminuisce il tasso di infiltrazione, migliorando l'efficienza di trattamento ma aumentando quindi i casi di intasamento delle colonne in cui si sono testati i materiali. Al contrario, all'aumentare della percentuale di perlite, aumenta il tasso di infiltrazione idraulica e migliorano le condizioni idrauliche. Tale studio, ha inoltre evidenziato l'importanza nel definire la portata assegnata in ingresso all'impianto, e quindi la sua capacità di trattamento in termini volumetrici ($L/m^2/day$). Minore risulta essere la portata giornaliera in ingresso, maggiore è la quantità di fibra di cocco che si riesce ad utilizzare minimizzando gli intasamenti e migliorando le performance di trattamento.

Nel 2019, sempre a Melbourne, è stato condotto uno studio di 12 mesi su di un muro verde a scala pilota installato nell'università di Monash (Figura 11), al fine di studiare il ruolo delle piante nel processo di rimozione degli inquinanti contenuti nell'acqua grigia in ingresso (Prodanovic et al., 2019). Le piante ornamentali inserite nel muro verde si sono adattate facilmente all'irrigazione con l'acqua grigia risultando essere un valido contributo nell'assorbimento di nutrienti, azoto e fosforo, da quest'ultima. Le specie più performanti (*C. appressa*, *N. obliterate*, *M. parvifolium* and *L. muscari*) hanno comportato un aumento del 7-10% nella rimozione del TN, rispetto alle colonne non vegetate, la cui efficienza di rimozione si aggirava sul 88%. Circa la rimozione del TP, questa è risultata migliorare nel tempo, evidenziando come la crescita delle piante influenzi tale rimozione.



Figura 11: Installazione green wall a Melbourne, Australia (Prodanovic et al., 2019)

Infine, il più recente studio effettuato da questo gruppo di ricerca, si è articolato in due fasi distinte, prendendo in esame due diverse configurazioni di muro verde: una composta da colonne verticali di tre vasi in serie, e l'altra in cui la colonna è costituita da un unico blocco (Figura 12). Nella prima fase è stata valutata quale tra le due configurazioni risultasse la più efficiente, e di quella si è successivamente studiata l'efficienza di rimozione al variare dell'altezza della colonna (Prodanovic et al., 2020). Entrambe le configurazioni hanno dimostrato buone efficienze di rimozione, e, nonostante la configurazione ad unico blocco risultasse essere più resistente ai periodi di siccità, la più performante è risultata essere la configurazione con i vasi in serie. Analizzando poi l'efficienza di trattamento per ogni livello della prima configurazione, si è constatato come la rimozione dei TSS, COD e TN accada principalmente nei primi due livelli, mentre colore, pH ed EC tendano ad aumentare man mano che l'acqua attraversa i vasi. Quindi, è stata evidenziata l'efficacia di trattamento dei primi due livelli, così da prendere in considerazione l'effettiva utilità di un terzo.

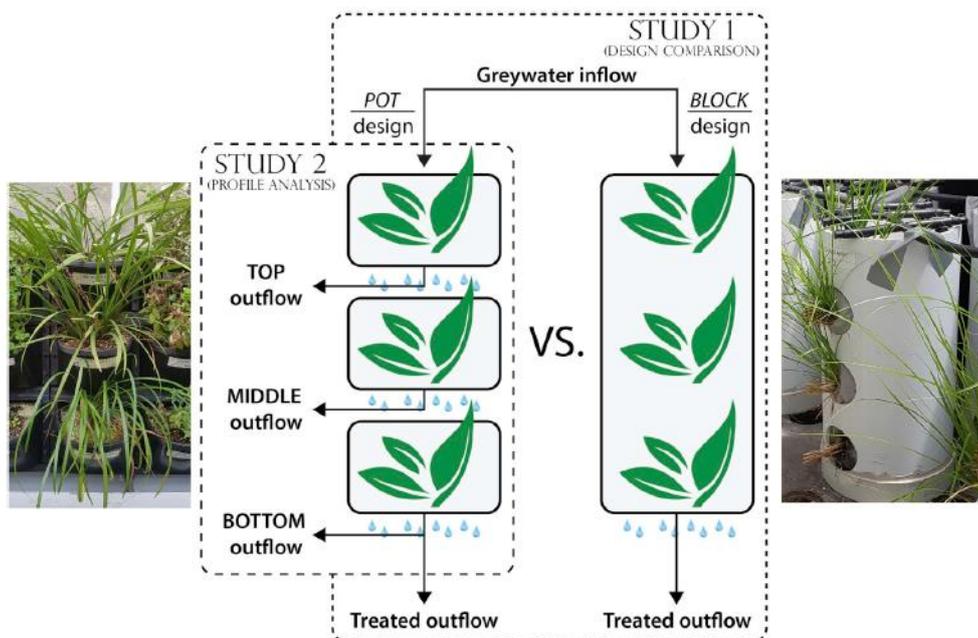


Figura 12: Composizione delle due configurazioni verticali prese in esame (Prodanovic et al., 2020)

Un altro importante studio circa il funzionamento dei muri verdi è stato svolto a Pune (Maharashtra, India), nel 2016, in cui si è eseguito un lavoro sperimentale su di un muro verde a scala pilota installato in un edificio ospitante uffici. La sperimentazione è stata articolata in due fasi differenti: nella prima fase, è stato analizzato il comportamento di un green wall il cui materiale di riempimento fosse il LECA® (lightweight expanded clay aggregate), nella seconda fase invece si è aggiunto al LECA® rispettivamente sabbia e fibre di cocco (Masi et al., 2016). Valutando le efficienze di trattamento dell'acqua grigia in ingresso al sistema, si sono verificate prestazioni peggiori per la prima fase: rimozione del COD tra 16-20%, e migliori nella seconda fase: rimozione del COD intorno al 14-86% per la miscela LECA®-fibre di cocco, e 7-80% per il mix LECA®-sabbia, sottolineando gli effettivi potenziali di queste due nuove configurazioni. Per tutte le configurazioni testate, l'effluente in uscita dal muro verde è risultato essere conforme alla normativa acque indiana prevista per acqua riutilizzabile per irrigazione, mentre per la categoria di riutilizzo dell'acqua trattata per il flushing delle toilette solo i campioni in uscita dalle configurazioni della seconda fase sono risultati essere conformi ai limiti previsti.

Un ulteriore studio di circa due anni, condotto nel 2020 all'università dell'Egeo (Mytilene, Grecia), ha previsto l'utilizzo di piante ornamentali come "vertical flow constructed wetlands" (VFCW) per il trattamento dell'acqua grigia riutilizzabile per il toilette flushing (Kotsia et al., 2020). I risultati hanno mostrato l'efficacia delle specie selezionate, *Pittosporum tobira* ed *Hedera helix*, dimostrando di poter crescere molto bene se irrigate con acqua grigia ed essendo tolleranti sia in condizioni di siccità che di abbondanza di acqua in ingresso. Le percentuali di rimozione osservate sono state del 99% per il BOD, 96% per il COD e 94% per i TSS, mentre l'efficacia di rimozione del fosforo è risultata diminuire dal 100% del primo anno al 15% nel secondo anno di sperimentazione.

Infine, si riporta il sistema "vertECO" (vertical constructed ecosystem for greywater treatment) ideato da Alchemia-nova (Institute for innovative phytochemistry and closed loop processes), la cui tecnologia si basa sull'utilizzo di una constructed wetland verticale adibita al trattamento dell'acqua grigia. Lo studio sperimentale avvenuto analizzando il sistema a scala pilota collocato nell'"Hotel Samba" a Lloret de Mar (Girona, Spagna) mostra un'efficacia nell'abbattimento degli inquinanti presenti nell'acqua grigia in molti casi superiore al 90% (Gattringer et al., 2016). Inoltre, si dimostra come l'acqua in uscita dal sistema risulti essere conforme ai valori soglia della normativa per diversi tipi di riutilizzo come irrigazione ad uso non alimentare (giardini e campi da golf) e scarichi delle toilette, permettendo un risparmio di acqua potabile dal 40 al 50%.



Figura 13: VertECO technology (Alchemia-nova, 2020)

2. Materiali

Il sistema preso in esame consiste in un muro verde a scala pilota, organizzato in pannelli modulari, installato nella facciata rivolta verso nord-est del cortile del laboratorio di Idraulica del DIATI, presso il Politecnico di Torino.

In particolare, si è studiato il comportamento di due pannelli di stessa composizione ma installati in due periodi differenti: il primo, definito come “pannello 1”(Figura 14), più recente, è stato installato nel mese di dicembre del 2020, il secondo, “pannello 2” è stato installato invece mese di dicembre 2018. I pannelli constano entrambi di tre repliche della stessa colonna, composta a sua volta da tre vasi in serie, in cui ad ogni livello corrisponde una specie di pianta differente, ma costante lungo le righe di ciascun pannello (Figura 15), con lo scopo di incrementare la biodiversità, evitare il rischio che una stessa malattia possa coinvolgere tutte le piante, e per migliorare l'estetica generale del muro.

Negli studi sperimentali effettuati in precedenza (Boano et al., 2020), ciascun pannello, articolato al di sopra di una struttura metallica di 1 m², si componeva di 12 vasi, disposti su 4 colonne e 3 righe, delle dimensioni di 18×18×22 cm, alimentati con una portata giornaliera complessiva di 96 L/giorno. Tale configurazione ha permesso di considerare un pannello come un modulo progettato per trattare una portata di acqua grigia pari al volume giornaliero prodotto da 1 abitante, con un carico idraulico (Hydraulic loading rate, HLR) pari a 740.8 L/m²/day. In questo lavoro, di entrambi i pannelli si è considerata una sotto-matrice di tre colonne e 3 righe (area indicata in giallo in Figura 14).



Figura 14: Pannello 1

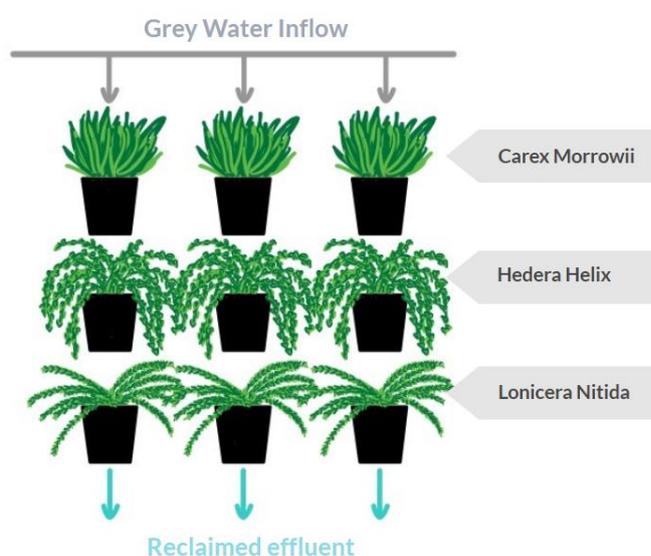


Figura 15: Schematizzazione del pannello 1 e 2

All'interno dei vasi è presente un materiale di riempimento costituito da un mix di fibre di cocco e perlite. Numerosi studi indicano, infatti, tale miscela come la più performante, in termini di conducibilità idraulica e tempo di residenza (Pradhan et al., 2020; Prodanovic et al., 2017). Inoltre, si predilige l'utilizzo di due elementi miscelati, con proprietà idrauliche differenti, rispetto che all'utilizzo di un solo materiale, le cui problematiche potrebbero essere quella dell'intasamento, nel caso di materiali fine, dunque idraulicamente “lenti”, come le

fibre di cocco, o scarso trattamento, dovuto al basso tempo di residenza, nei materiali idraulicamente “veloci”, ad elevata porosità, con una granulometria caratterizzata da dimensioni maggiori, come nel caso della perlite. Le caratteristiche fisiche dei due materiali sono di seguito riportate.

Tabella 2: Caratteristiche fisiche delle fibre di cocco (CF) e della perlite (PL). Media e deviazione standard (in parentesi) ricavate da tre repliche (Boano et al., 2020).

Material	Porosity (-)	Particle density (g/cm ³)	Bulk density (g/cm ³)
100% CF	0.652 (0.009)	1.023 (0.046)	0.355 (0.006)
100% PL	0.583 (0.013)	0.362 (0.103)	0.150 (0.013)

La scelta dell'utilizzo delle fibre di cocco risulta, dunque, la migliore, in base alla sua composizione organica e alla presenza un'elevata area specifica, la quale consente una maggior crescita di microrganismi, che garantiscono la massima prestazione circa il processo depurativo di sostanze organiche, e, al contempo, di sostenere la crescita delle piante in maniera ottimale (Figura 17) (Masi et al., 2016). Numerosi benefici derivano anche dalla presenza della perlite, che oltre ad evitare i possibili intasamenti, come spiegato in precedenza, riduce anche il peso complessivo del mezzo filtrante contenuto nei vasi, che grava sul pannello. Circa la scelta delle proporzioni con cui miscelare le fibre di cocco e la perlite, testando numerose combinazioni si è prediletto l'utilizzo di una miscela composta dall'80% di fibre di cocco e 20% di perlite (Figura 16) (Boano et al., 2020).



Figura 16: Fibre di cocco



Figura 17: Mix fibre di cocco/perlite 80:20

Al fine di selezionare le specie vegetali da inserire nel muro verde, a seguito di svariate considerazioni, è stato precedentemente testato il comportamento e la resistenza di cinque specie differenti: Hedera Helix, Carex Morrowii, Iris Germanica, Lonicera Nitida, Ranunculus Asiaticus (Boano et al., 2020). Queste specie sono state individuate tenendo in considerazione delle condizioni climatiche, umidità dell'ambiente nel quale sarebbero state collocate, spazio limitato per la crescita di radici, dimensioni della pianta, valore estetico e reperibilità locale. Ranunculus ed Iris, scartate dalla selezione, hanno dimostrato scarsa resistenza alla condizione di umidità, al contrario, Lonicera (Figura 18, a), Carex (Figura 18, b) **Error. L'origine riferimento non è stata trovata.**) e Hedera (Figura 18, c) sono state scelte per aver mostrato elevata resistenza ad oscillazioni di temperatura, significativi tassi di umidità ed esposizione al sole.

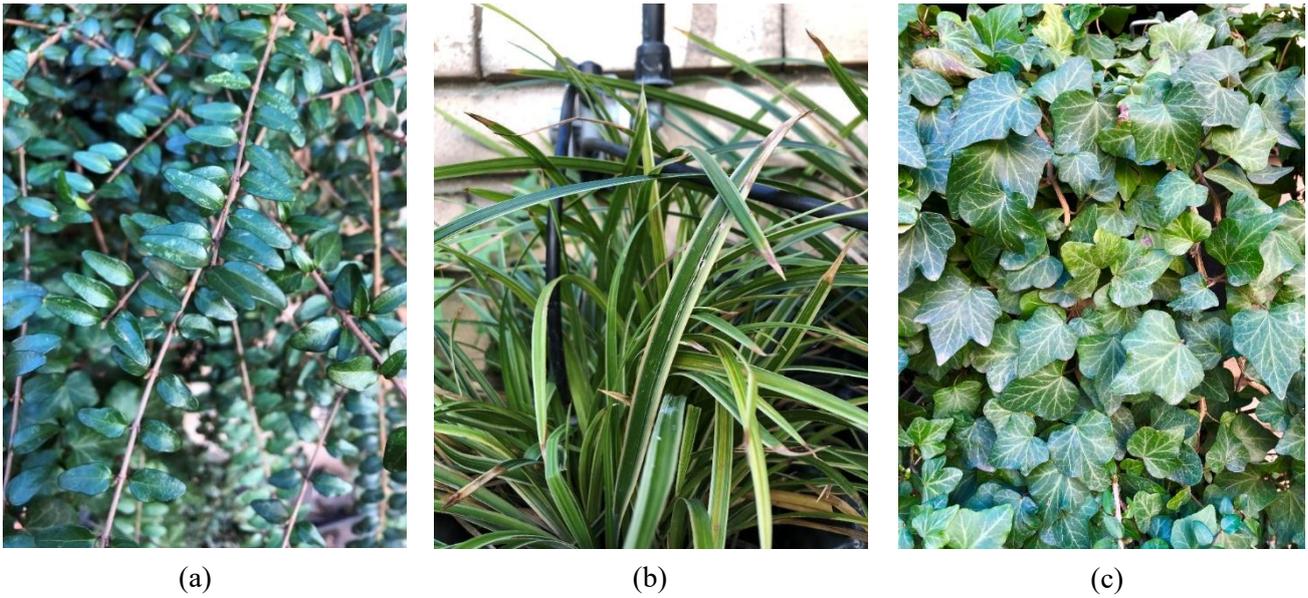


Figura 18: Specie delle piante utilizzate nei pannelli: (a) *Lonicera nitida*, (b) *Carex appressa*, (c) *Hedera helix*

Il processo di trattamento dell'acqua grigia avviene attraverso la presenza del mezzo filtrante, il quale svolge azione di filtrazione meccanica, ed insieme all'apparato radicale delle piante, costituisce il substrato per l'adesione di una pellicola biologica, anche definita come biofilm, composta da diverse specie batteriche, responsabile della depurazione biologica. Dunque, l'intero meccanismo di abbattimento dei contaminanti si basa su rimozione di tipo fisica, chimica e biologica, rappresentato in Figura 19.

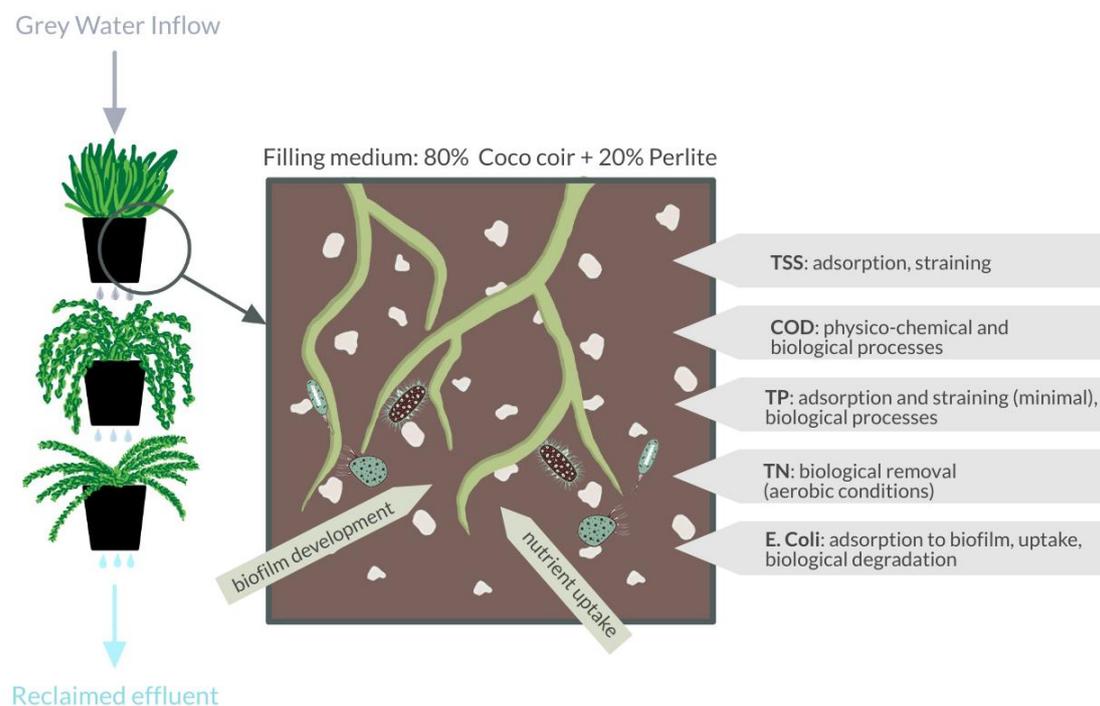


Figura 19: Meccanismi di rimozione dei contaminanti nel sistema radici-mix cocco/perlite

I possibili principali meccanismi di abbattimento dei contaminanti presenti nell'acqua grigia possono essere riassunti nei seguenti punti:

- L'abbattimento del BOD₅ si considera essere dovuto principalmente a processi di filtrazione a carico del medium e alla decomposizione da parte dei microrganismi adesi alle radici delle piante;
- La rimozione dei TSS, solidi sospesi totali, avviene per gran parte tramite la filtrazione meccanica attraverso il mezzo, capace dunque di trattenere la maggior parte del carico solido presente nell'acqua grigia;
- L'abbattimento dell'azoto, invece, accade in parte per assorbimento dalle piante, che provvedono al loro sostentamento, ma anche a seguito di processi di denitrificazione, i quali possono avere luogo solo in micro siti anaerobici;
- La diminuzione della concentrazione di fosforo in ingresso, sebbene sia molto più complessa da attuare, ha luogo tramite processi di adsorbimento, complessazione e precipitazione a carico del medium, ed in parte per assunzione da parte delle specie vegetali presenti nel muro;
- La rimozione dei batteri, di cui l'*Escherichia Coli* ne è il componente più spesso monitorato, deriva anch'essa dall'adsorbimento attraverso il medium, dalla degradazione biologica e dal continuo passaggio dell'acqua attraverso il mezzo, intervallando dunque micro siti aerobici ed anaerobici, che comportano uno stress per i microrganismi non adatti a sostenere diversi tenori di ossigeno (Patrizia Casarini, n.d.).

Al fine di una replicabilità del presente studio, l'irrigazione dei pannelli viene effettuata utilizzando dell'acqua grigia sintetica, preparata in laboratorio, vantaggiosa per la sua riproducibilità, sia in termini qualitativi, utilizzando sempre la stessa ricetta e gli stessi prodotti, sia in termini quantitativi, in modo tale da avere sempre a disposizione la quantità necessaria per il sostentamento del muro. La ricetta si compone di diversi ingredienti, nelle proporzioni indicate nella Tabella 3, i quali vengono miscelati tra di loro (Figura 20) e successivamente diluiti in 1000 L di acqua all'interno di un serbatoio di 1.5 m³ a cui attinge direttamente il sistema di irrigazione.

Tabella 3: Ricetta seguita nella preparazione dell'acqua grigia sintetica

Ingredienti	(g)
Crema corpo	10
Dentifricio	32.5
Deodorante	10
Na ₂ SO ₄	35
NaHCO ₃	25
Na ₂ PO ₄	39
Argilla bentonitica	50
Sapone mani neutro	720
Detersivo lavatrice	150
Acido boricco	1.4
Acido lattico	28



Figura 20: Preparazione dell'acqua grigia sintetica

Il sistema di irrigazione del muro verde, alimentato mediante una pompa ad accensione temporizzata, è progettato considerando ciascuna colonna come sistema verticale indipendente. Quindi, ciascun vaso della prima fila, quella più in alto, è dotato di un gocciolatore in pressione che eroga acqua grigia con una portata pari a 4 L/h. Le colonne vengono irrigate in “batch mode”, ovvero i gocciolatori erogano 1L nei primi 15 minuti, di seguito si hanno 45 minuti in “resting period” in cui non viene erogata alcuna portata, al fine di favorire il ripristino delle condizioni aerobiche nel terreno. Sistema simile a quello utilizzato nelle constructed wetlands per promuovere una degradazione aerobica dei contaminanti presenti nell'acqua grigia.

Come detto in precedenza, ogni colonna corrisponde ad un sistema idrico verticale a se stante, costituito da tre vasi in serie (Figura 14), per cui l'acqua, attraversa il vaso posto al primo livello, fino a raggiungere per gravità un foro di drenaggio collegato a un tubo in plastica di 4 mm di diametro, posizionato alla base del vaso stesso. Sempre secondo questo meccanismo, l'acqua trattata dal primo vaso, attraversa gli altri due vasi, uno al di sotto dell'altro, e viene raccolta in una tubazione di scarico collegata a un pozzetto della rete fognaria.

3. Metodi

3.1. Protocollo di lavaggio preliminare

L'installazione del pannello n°1, il più recente dei due analizzati, è avvenuta nel mese di Dicembre 2020. In particolare, dopo l'assemblaggio dei vasi, nelle date indicate in Figura 21, si è provveduto ad effettuare un lavaggio preliminare del pannello con dell'acqua di rete al fine verificare il potenziale di lisciviazione del mezzo filtrante e rimuovere le particelle più fini, che potrebbero ostruire il sistema.

DICEMBRE 2020

L	M	M	G	V	S	D
	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	29	30	31			

Figura 21: Calendario lavaggi

Nelle date sopra indicate, l'irrigazione del pannello è avvenuta per 10 ore al giorno, con una portata di acqua pari a 4 L/h, quindi 40 L/day, per un totale di 40 ore complessive, e dunque 160 L di acqua di rete utilizzata per ciascuna colonna. Questa quantità corrisponde a circa 16 volte il volume dei pori dei vasi nella colonna. Il pannello è stato schematizzato come l'insieme di tre colonne in parallelo, definite come colonna A, B e C (Figura 21). Nell'arco della singola giornata, a partire da circa le 9.00 del mattino fino alle 19.00, si è prelevato un campione ogni ora per ciascuna colonna Figura 23.

Per ciascun campione si sono misurati il pH (unità di pH), la conducibilità elettrica EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e la temperatura ($^{\circ}\text{C}$). La strumentazione utilizzata per misurare tali parametri si compone di una sonda portatile multi parametrica alla quale si sono collegati due differenti sensori, uno specifico per il pH ed un altro specifico per le misure di CE. Di seguito ne sono riportate le specifiche.

- Sonda multi parametrica portatile: Multi-parameter portable meter MultiLine® Multi 3620 IDS;
- pH: electrode - WTW universal low maintenance IDS pH- electrodes SenTix® 940;
- Conducibilità elettrica e temperatura: IDS Conductivity Cell LF413T IDS - SI Analytics.

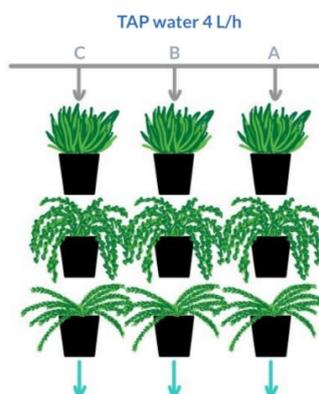


Figura 22: Schema lavaggio, suddivisione del pannello 1 in tre colonne A, B, C



Figura 23: Campioni relativi al lavaggio del 10 dicembre 2020

3.2. Performance del sistema

Come spiegato in precedenza, l'obiettivo di questo studio è analizzare il comportamento dei due pannelli nel tempo, studiando nello specifico quello che accade per ciascun livello, così da poter monitorare il meccanismo di depurazione al variare di ogni riga del pannello stesso. A tale scopo, si sono eseguiti nove campionamenti così articolati (Figura 24):

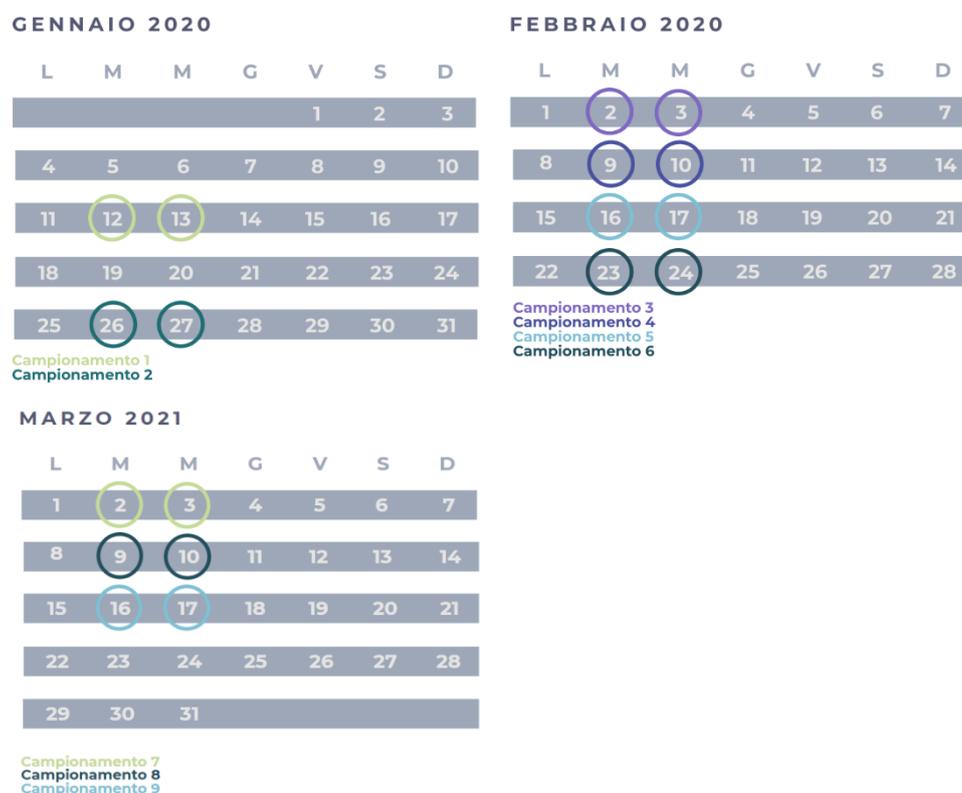


Figura 24: Calendario campionamenti

Per ciascun campionamento, sono stati prelevati all'interno di bottiglie in plastica trasparente da 800 ml, 19 campioni, di cui 18 corrispondenti a ciascun vaso dei due pannelli, più 1 campione di acqua grigia (GW) utilizzata per l'irrigazione degli stessi, come spiegato in Figura 25.

Ogni campionamento si è articolato in due giornate in cui si sono prelevati i campioni con le stesse modalità, svolgendo però analisi differenti. Nella prima, i campioni sono stati utilizzati per la determinazione dei TSS- Total Suspended Solids, nella seconda si sono eseguite delle analisi in campo al fine di determinare pH, ossigeno disciolto, temperatura e conducibilità elettrica, e delle analisi in laboratorio, allo scopo di analizzare i seguenti parametri:

- BOD₅: Domanda biochimica di ossigeno;
- COD: Domanda chimica di ossigeno;
- TP: Fosforo totale;
- N-NO₃⁻: Azoto nitrico;
- N-NH₄⁺: Azoto ammoniacale;
- TN: Azoto totale;
- MBAS: Tensioattivi anionici (Methylen Blue Active Substances);
- Cl⁻: Cloruri.

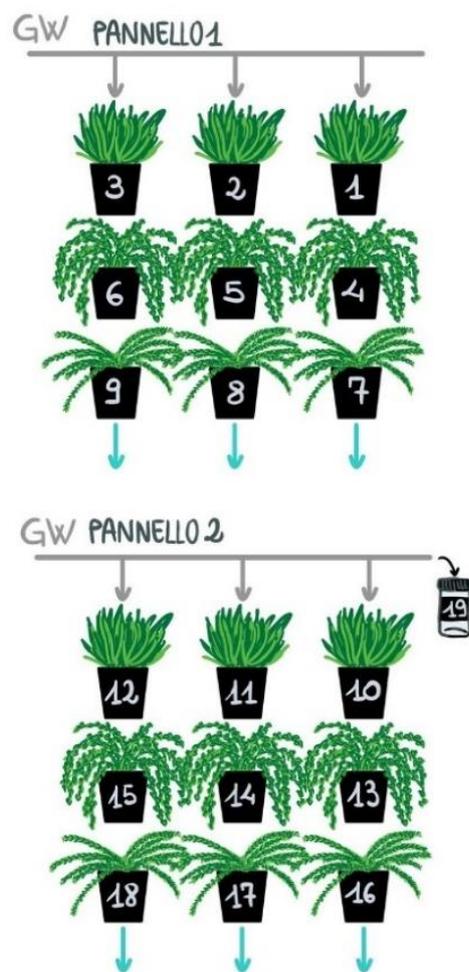


Figura 25: Schematizzazione dei pannelli e numerazione dei campioni

3.2.1. Analisi in campo

Subito dopo il campionamento dei 18 campioni in uscita dal muro verde e dell'acqua grigia, sono stati misurati i valori dei parametri: ossigeno disciolto, temperatura, pH e conducibilità elettrica, attraverso l'utilizzo di una sonda multi parametrica (le specifiche sono riportate nel Capitolo 2.1).

Misura dell'ossigeno disciolto (DO) e Temperatura (T)

La prima misura effettuata è quella dell'ossigeno disciolto (mg/L) (Figura 27), poiché parametro fortemente variabile nel tempo. Tale concentrazione deriva da una concomitanza di processi di solubilizzazione in atmosfera, aerazione a causa di turbolenze meccaniche, attività fotosintetica, decomposizione di materia organica e consumo di ossigeno per via della respirazione di organismi. La sonda multi-parametrica utilizzata per la misura del DO contiene più sensori, dunque è anche in grado di misurare il valore di temperatura alla quale si trova il campione.

Misura del pH

A seguire, sempre con la stessa metodologia si è misurato il pH (Figura 26), grandezza utilizzata per esprimere il carattere acido o basico delle soluzioni, espressa in unità di pH. Tale misura viene effettuata per via potenziometrica tramite un elettrodo a vetro inserito nella sonda che viene immersa nel campione di acqua. Prima della misura dei campioni, al fine di garantire il corretto impiego dello strumento, la sonda viene calibrata attraverso l'utilizzo di due buffer a pH noto (pH=7 e pH=4).

Misura della conducibilità elettrica (EC)

La conducibilità elettrica evidenzia la presenza di sali disciolti in acqua, e anch'esso è un parametro la cui misura è necessaria al momento del prelievo. All'aumentare della presenza dei sali disciolti in acqua viene favorito il passaggio di corrente, espresso in micro Siemens per centimetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$).



Figura 26: Misura OD tramite misuratore multi parametrico e sonda dedicata

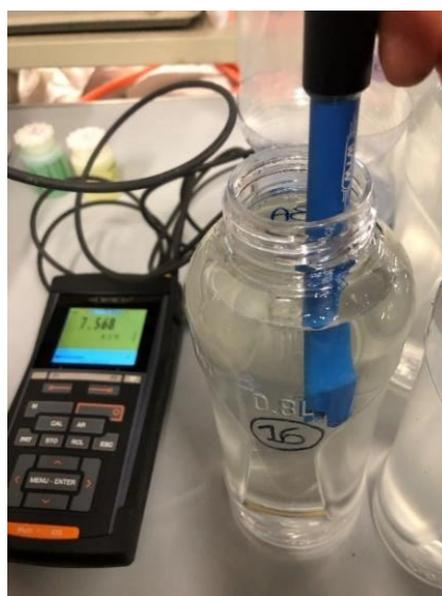


Figura 27: Misura pH tramite misuratore multi parametrico e sonda dedicata

3.2.2. Analisi in laboratorio

Determinazione dei solidi totali disciolti (TSS)

In fase acquosa, i contaminanti si distribuiscono tra la componente liquida e i materiali in sospensione. In particolare, la ripartizione tra la fase liquida e la fase solida sospesa è correlata alla tipologia di contaminante, alle peculiarità chimico-fisiche e idrologiche dell'ambiente acquatico, alle proprietà superficiali del materiale particolato, nonché dal tempo trascorso tra l'immissione dell'inquinante in fase acquosa, il campionamento e la determinazione del contaminante stesso (SNPA, 2018). Si definisce, dunque, per convenzione:

- materiale in sospensione: la componente solida di un campione di acqua trattenuta da filtri di porosità pari a 0.45 μm ;
- materiale disciolto: tutto ciò che è in grado di filtrare attraverso una membrana la cui porosità è pari a 0.45 μm .

La determinazione della quantità delle particelle organiche e inorganiche presenti all'interno dell'acqua è espressa attraverso la misura dei TS- Total Solids, i quali a loro volta consistono nella somma dei TSS-Total Suspended Solids, materiale in sospensione, e TDS-Total Dissolved Solids, materiale disciolto in acqua. I solidi sospesi totali TSS sono una misura totale della quantità di materiale solido organico ed inorganico, per volume di acqua, espressa in mg/L.

In termini di qualità dell'acqua, alti livelli di solidi sospesi aumentano la temperatura dell'acqua e diminuiscono il valore di ossigeno disciolto, poiché le particelle sospese assorbono più calore rispetto alle molecole d'acqua. Il metodo impiegato per la determinazione dei TSS consiste nella microfiltrazione dei campioni d'acqua tramite l'utilizzo filtri in nitrocellulosa e di una apparecchiatura apposita per la filtrazione, costituita da una rampa modulare articolata in sei posizioni, di cui di seguito sono riportate le specifiche:

- Filtri nitrocellulosa: Mixed Cellulose Esters (MCE) Membrane disk white diam. 47 mm NC 0.45 μm , 1215281, GVS;
- Apparecchiatura filtrante: Speed Flow, rampe modulari componibili per filtrazione e relativi complementi ausiliari, CRAMI group.

Il procedimento di analisi prevede una preliminare essiccazione dei filtri in stufa a 105°, per un'ora e mezza, i quali vengono di seguito pesati, tramite l'utilizzo di una bilancia analitica, e numerati, da 1 a 19, pari al numero dei campioni da filtrare, per avere la misura del peso del filtro in assenza di carico di particelle solide. Successivamente, ciascun campione di acqua, in una certa misura di ml, viene sottoposto a microfiltrazione (Figura 29) tramite il corrispettivo filtro precedentemente numerato.

A seguito della microfiltrazione (Figura 28) effettuata per tutti i campioni, i filtri vengono prelevati e nuovamente essiccati in stufa a 105° per un'ora e mezza. Al termine del processo di essiccazione, i filtri vengono nuovamente pesati (**Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.**) (Figura 31), e il valore dei TSS viene così determinato:

$$TSS (mg/L) = (M_1(mg) - M_0(mg)) \times 1000(ml/L)/volume\ acqua\ microfiltrata\ (ml)$$

In cui:

- M_1 equivale alla massa in mg del filtro successiva alla microfiltrazione;
- M_0 corrisponde alla massa in mg del filtro precedente alla microfiltrazione .



Figura 28: Microfiltrazione dei campioni



Figura 29: Filtro post microfiltrazione



Figura 30: Filtri post essiccazione a 105°



Figura 31: Determinazione del peso dei filtri post essiccazione su bilancia analitica

Determinazione della richiesta biochimica di ossigeno (BOD₅)

Il BOD₅, Biochemical Oxygen Demand, è la misura della quantità di ossigeno richiesta dai microrganismi aerobi, necessaria per l'assimilazione e la degradazione delle sostanze organiche all'interno dei liquami (ARPA, 2017). Il metodo utilizzato per misurare BOD₅ è quello respirometrico. Nello specifico, si è utilizzato il *BOD Sensor System* della *VELP Scientifica*, inclusivo della seguente strumentazione:

- Bottiglie in vetro d'ambra da 500 ml;
- Sotto-Tappi in silicone;
- Tappi con sensore elettronico di pressione;
- Agitatore magnetico.

I microrganismi all'interno nel campione d'acqua, contenente sostanza organica biodegradabile, consumano ossigeno e producono una corrispettiva quantità di anidride carbonica. Il volume di CO₂ generata viene assorbito dall'idrossido di sodio presente nel collo della bottiglia. Il risultato di questo processo è una diminuzione della pressione del gas, per cui, il BOD₅ in mg/L viene calcolato a partire tale decremento tra l'inizio e la fine dell'analisi, la cui durata è di cinque giorni (Velp Scientifica, 2021).

La procedura svolta per tutti i 19 campioni consiste quindi nell'inserire 400 ml di ciascuno all'interno di una bottiglia in vetro ambrato, al cui interno viene inserita una ancoretta magnetica, necessaria per l'agitazione durante l'incubazione. Questa procedura si è ripetuta anche per la creazione di uno Standard, il cui compito è quello di assicurare che la misura avvenga in maniera corretta e verificare che il valore di BOD₅ misurato sia quello che ci si aspetta. Nello specifico, per lo Standard si sono utilizzati 400 ml di acqua potabile e 0,375 g di una soluzione al 5% di glucosio.

Al collo di ciascuna bottiglia si è collocato il tappo in silicone, al cui interno vi è inserito l'idrossido di sodio in pellet (Figura 32). Ciascuna bottiglia è chiusa da un tappo, all'interno del quale vi è un sensore in grado di misurare la variazione di pressione, causata dalla produzione di CO₂ tra l'inizio e la fine dell'analisi, in grado di fornire direttamente il valore di BOD₅ in mg/L. Le bottiglie sono state posizionate su un supporto contenente un agitatore magnetico per ciascuna posizione occupata dalle bottiglie (Figura 33), e incubate alla temperatura di 20°C, all'oscurità, per cinque giorni. Più elevato è il valore di BOD₅ misurato, maggiore è la quantità di sostanza organica presente nel campione.



Figura 32: Idrossido di sodio in pellet inserito nei sotto-tappi in silicone



Figura 33: Chiusura delle bottiglie tramite l'utilizzo di tappi adibiti alla misura del BOD₅ e collocazione delle bottiglie all'interno degli agitatori

Test fotometrici

Si è fatto uso dei Kit *NANOCOLOR* in provetta al fine di determinare i seguenti parametri: Richiesta chimica di ossigeno (COD), Azoto totale (TN), Azoto nitrico ($N-NO_3^-$), Azoto ammoniacale ($N-NH_4^+$), Fosforo totale (TP), Tensioattivi anionici (MBAS) e Cloruri (Cl^-).

I Kit utilizzati per la misura di ciascun parametro, si presentano in confezioni singole (Figura 34), ciascuna contenente 20 provette da 16 mm, al cui interno sono presenti reagenti predosati, ed ulteriori reagenti allo stato liquido o allo stato solido da inserire seguendo procedure specifiche (Figura 35), variabili in base al parametro stesso. La misura viene effettuata direttamente nella provetta tramite l'impiego di un fotometro (*PF-12 Plus Fotometro*) (Figura 36) nel quale, in base al parametro da determinare, viene prima selezionata la lunghezza d'onda di riferimento e successivamente inserita la provetta. Il principio di funzionamento alla base del processo di misura del fotometro, si basa sull'emissione di un fascio luminoso che attraversa il campione, la cui variazione determina la variazione d'intensità luminosa che viene rilevata dal detector presente nel fotometro e tradotta in una misura in mg/L.



Figura 34: Kit NANOCOLOR (MACHEREY-NAGEL) utilizzati in laboratorio

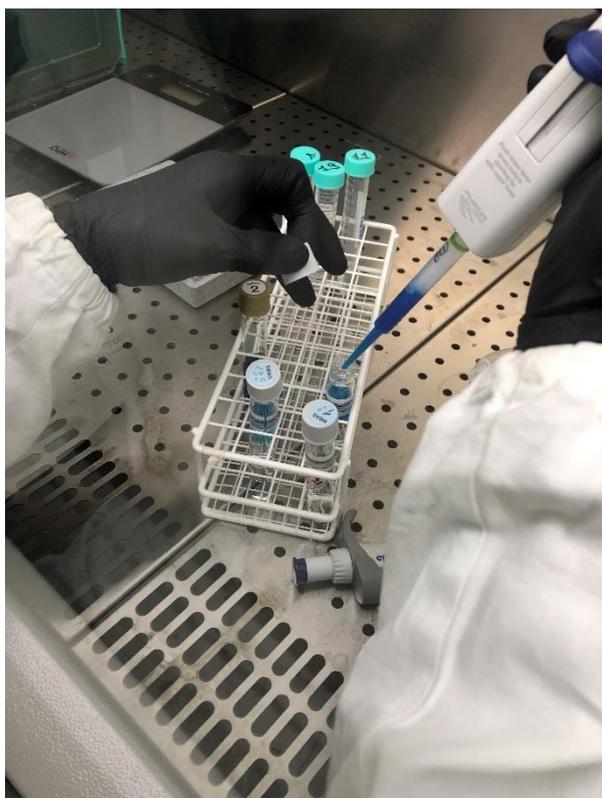


Figura 35: Dosaggio dei reagenti in provetta tramite l'impiego in una pipetta elettronica



Figura 36: Impiego PF-12 Plus Fotometro

Misura della richiesta chimica di ossigeno (COD)

La determinazione del COD è avvenuta tramite l'utilizzo del kit *NANOCOLOR COD HR 1500*, il cui intervallo di misura è 20-1500 mg/L O₂. Il metodo prevede l'impiego di una soluzione di dicromato di potassio, per cui, le sostanze organiche presenti nel campione d'acqua vengono ossidate per riscaldamento. Si definisce infatti, la domanda chimica di ossigeno, come la concentrazione di ossigeno equivalente al quantitativo di dicromato di potassio utilizzato. La variazione di concentrazione del dicromato di potassio viene determinata mediante una differenza di estinzione tra l'inizio e la fine della reazione (Bp et al., 2005).

La procedura, consiste nel prelevare 2 ml di ciascun campione, introdurlo nella cuvetta numerata, sigillarla ed agitare vigorosamente, per poi inserire la stessa all'interno di un termoreattore per 2 h a 150°C. Al termine della fase di ossidazione a caldo, la misura avviene quando le cuvette sono a temperatura ambiente, impostando sul fotometro il metodo 038.

Misura dell' azoto totale (TN)

La misura del TN è stata ricavata mediante l'uso dei kit *NANOCOLOR Azoto totale TN_b 22*, il cui intervallo di determinazione è 0.5-22.0 mg/L N. Il procedimento si basa su una reazione ossidativa, con 2,6-dimetilfetanolo in una miscela di acido solforico e acido fosforico (Emirates, 2012). La procedura prevede il prelievo di 5 ml di ciascun campione, l'inserimento di tale quantità nelle cuvette, le quali, dopo essere sigillate e agitate sono state inserite in un termoreattore per 30 minuti a 120°C. Una volta portate a temperatura ambiente, è stato inserito un reagente di compensazione (*nanofix*) in ognuna. Della soluzione ottenuta, si è prelevato 0,5 ml di

ognuna, e si è pipettato quest'ultima in una seconda provetta, immettendo anche 0,5 ml di un secondo reagente "R2". Al termine di questo, le provette, preventivamente sigillate e lasciate a riposo per 10 minuti, sono state misurate con il fotometro, metodo 083.

Misura dell'azoto nitrico (N-NO₃⁻)

Il kit impiegato per la determinazione dell'azoto nitrico è stato il kit *NANOCOLOR Nitrate 8*, con campo di misura: 0.30-8.00 mg/L N-NO₃⁻. Il metodo si basa su un'analisi fotometrica con 2,6-dimetilfenolo in una miscela di acido solforico e acido fosforico (ThermoFisher, 2012). Il metodo prevede un prelievo di 0,5 ml per ciascun campione, l'aggiunta di un reagente "R2", e la misurazione con fotometro (065) dopo dieci minuti di attesa.

Misura dell'azoto ammoniacale (N-NH₄⁺)

Il kit *NANOCOLOR Ammonium 3* è adibito alla misura dell'ammonio in campioni d'acqua con un intervallo di determinazione 0.04-2.30 mg/L N-NH₄⁺, in cui si ha l'analisi fotometrica di un indofenolo blu sulla base di una reazione con ipocloruro e salicilato in presenza di sodio nitroprussiato. La procedura prevede il prelievo di 4 ml e l'immissione di questi nella cuvetta insieme ad 1 *nanofix R2*. A seguito di un'attesa di 15 minuti, si procede con la misura tramite fotometro, metodo 003.

Misura del Fosforo totale (TP)

Al fine di misurare il Fosforo totale, si è utilizzato il test in provetta *NANOCOLOR ortho- and total-Phosphate I*, il cui campo di misura è: 0.010-0.800 mg/L P. La metodologia di misura prevede un'analisi fotometrica con blu di molibdeno, a seguito di una idrolisi acida e ossidazione a 120°C (ThermoFisher, 2012). In questo caso, per rientrare nel campo di determinazione del test, si è effettuata una diluizione di tutti i campioni in scala 1:10. Per ciascuno, si sono prelevati 4 ml di campione ed inseriti all'interno della cuvetta insieme ad 1 *nanofix R2*. Una volta sigillate e agitate, le cuvette sono state inserite per 30 minuti a 120°C nel termoreattore. Portate poi a temperatura ambiente, si è inserito al loro interno 1 *nanofix R3* e 0,2 ml del reagente *R4* e, trascorsi 10 minuti, si è proceduto con la misura fotometrica (076).

Misura dei Tensioattivi anionici (MBAS)

La misura dei tensioattivi anionici è risultata essere quella più delicata, avvenuta tramite l'utilizzo del test in provetta *NANOCOLOR Anionic surfactants 4*. Poiché non tutti i campioni rientrano nella scala di misura (0.2-4.0 mg/L MBAS), l'utilizzo dei campioni diluiti in scala 1:10 si è valutato gradualmente. Nello specifico, per la maggior parte dei campionamenti, i campioni della seconda e terza riga si sono utilizzati tal quali, mentre per i campioni della prima fila e dell'acqua grigia, generalmente, si è utilizzata la diluizione 1:10. La procedura standard, basata sull'analisi fotometrica con l'utilizzo di blu di metilene, prevede di prelevare 4 ml di campione, inserirlo nella cuvetta, aggiungere 0,5 ml di reagente *R2* ed agitare vigorosamente, per poi attendere 10 minuti e procedere con la misura fotometrica (032) (Bp et al., 2005).

Misura dei Cloruri (Cl⁻)

Il kit *NANOCOLOR Chloride 50* è stato impiegato per la misura dei cloruri nei 19 campioni, con intervallo di determinazione: 0.5-50.0 mg/L Cl⁻. L'analisi fotometrica avviene in funzione dell'utilizzo di tiocianato di mercurio (II) e nitrato di ferro (III) (Bp et al., 2005). In ciascuna provetta si è inserito 4 ml del corrispettivo campione ed 1 ml di reagente *R2*. Si sono poi attesi 3 minuti prima della misura fotometrica (021).

4. Risultati e Discussioni

4.1. Protocollo di lavaggio preliminare

La messa in funzione del pannello n°1, a seguito della sua installazione, è stata preceduta da un lavaggio con 160 L di TAP water, al fine verificare il potenziale di lisciviazione del mezzo filtrante e di rimuovere le particelle più fini di quest'ultimo. Si è dunque monitorato l'andamento del pH e della conducibilità elettrica (EC) in ingresso al pannello, misurandoli nella TAP water, ed in uscita al pannello, misurandoli nei campioni d'acqua prelevati.

I valori di pH della TAP water in ingresso sono riportati in Figura 37, per ciascuna giornata, ed oscillano tra un massimo di 7.2 e un minimo di 6.6. L'andamento del pH in uscita, descritto dalla curva in rosso, è stato invece ricavato mediando i valori di pH misurati in uscita dalle tre colonne all'aumentare dei litri in ingresso al pannello. Nello specifico, ciascun punto riporta la media e la deviazione standard dei valori di pH in uscita, reperiti effettuando la misura ogni ora delle 10 totali, per ciascuna delle 4 giornate. La curva in rosso mostra un andamento crescente che presenta un assestamento del pH tra 7.4 e 7.8, sebbene sia oscillante. In particolare, le oscillazioni più evidenti corrispondono a diminuzioni di pH che si verificano principalmente all'inizio di ogni giornata, a seguito del drenaggio avvenuto nella notte.

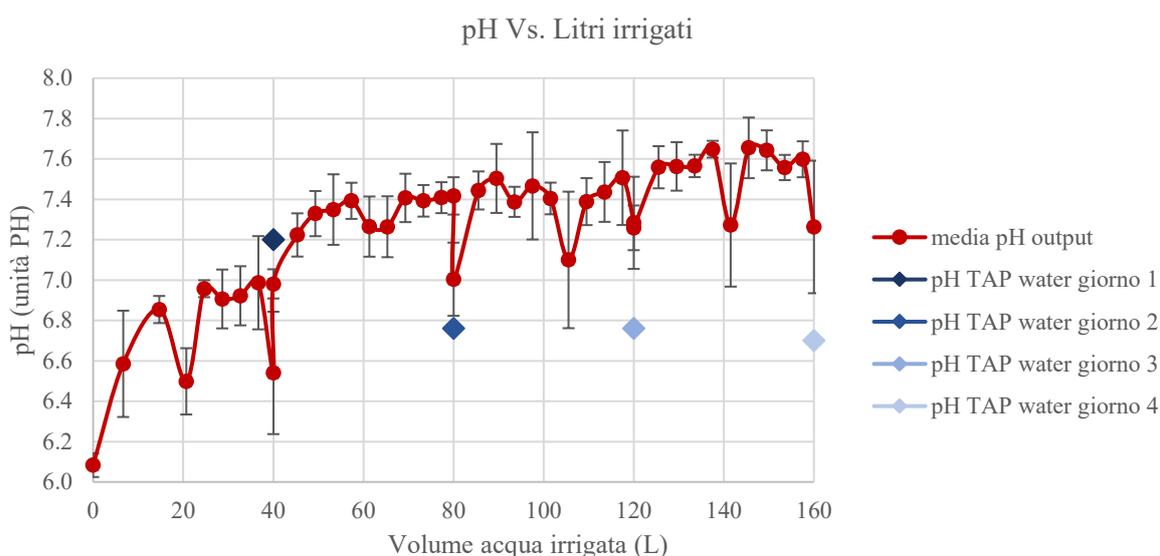


Figura 37: Andamento del pH in relazione ai litri di TAP water con cui si è irrigato il pannello

In Figura 38 si riporta invece l'andamento della conducibilità elettrica, ottenuto con le stesse modalità descritte per la misura del pH. I valori della EC riferiti alla TAP water sono riportati per ciascuna delle 4 giornate, con andamento costante e prossimo ai 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La curva in rosso mostra i valori della EC in uscita dal pannello, di cui ciascun punto è nuovamente il risultato della media dei valori della EC in uscita dalle tre colonne, per cui viene indicata anche la deviazione standard. L'andamento presenta un picco iniziale intorno ai 2,100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, per poi decrescere ed assestarsi intorno al di sotto dei 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Questo fa dunque intuire che si verifichi un rilascio iniziale di sostanze disciolte, responsabile dei valori più alti di EC, viene espulso dal pannello soprattutto a seguito dei primi 20 L irrigati.

Conducibilità Elettrica Vs. Litri irrigati

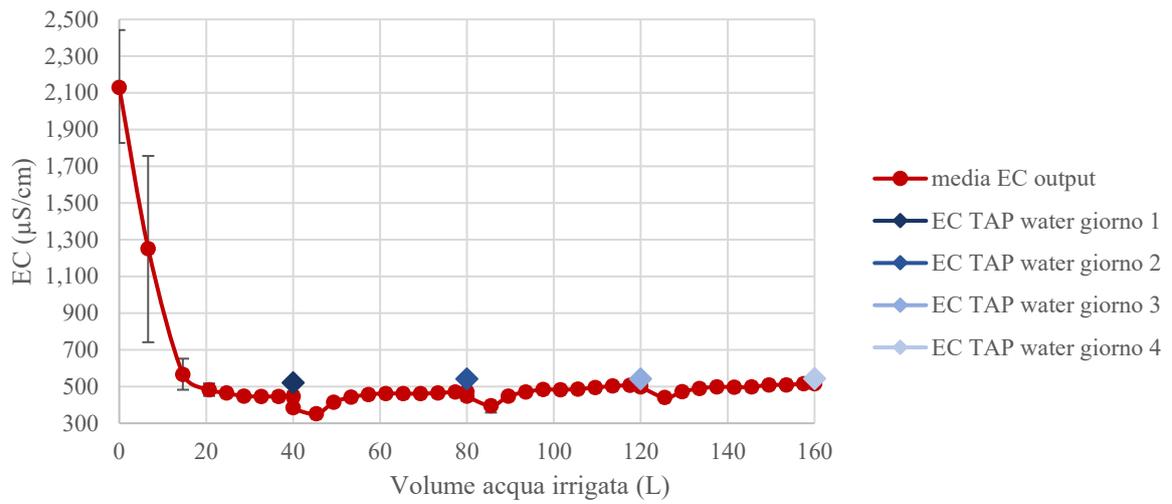


Figura 38: Andamento della EC in relazione ai litri di TAP water con cui si è irrigato il pannello

4.2. Performance del sistema

Le performance del sistema sono state valutate grazie ai risultati dei campionamenti svolti nei mesi di gennaio, febbraio e marzo 2021. L'obiettivo è quello di valutare l'efficienza dei processi di rimozione di ciascuna riga di vasi del pannello. Un ulteriore elemento di valutazione sarà la prestazione del pannello al variare del tempo mediante un confronto tra i due pannelli, installati in tempi differenti.

4.2.1. Trattamento degli inquinanti : focus sul singolo campionamento

Fra tutti i campionamenti svolti, si è eletto quello del 17 febbraio 2021 come rappresentativo delle condizioni tipiche del muro verde. Di seguito, quindi, si riportano i risultati ottenuti, al fine di descrivere nel dettaglio le modalità con cui avviene l'abbattimento dei contaminanti presenti nell'acqua grigia.

Come spiegato precedentemente, per ogni campionamento si sono analizzati 19 campioni: 1 dell'acqua grigia in ingresso e 9 campioni per ciascuno dei due pannelli (18 in totale). I grafici riportati di seguito indicano, per ciascuna grandezza misurata, il valore relativo all'acqua grigia (GW) nella prima colonna, in viola. Nelle successive tre colonne, in blu, viene indicata la media e la deviazione standard (delle tre colonne, considerate come tre repliche) della grandezza misurata in relazione alla prima, seconda e terza riga del primo pannello. Nelle ultime tre colonne, in verde, sono riportati i valori ottenuti dalle misure effettuate per il secondo pannello, con le stesse modalità del primo.

L'ossigeno disciolto, misurato dapprima nell'acqua grigia in ingresso, presenta un incremento graduale man mano che l'acqua attraversa le righe (Figura 39). Tale incremento risulta più omogeneo nel primo pannello rispetto che nel secondo, indicando quindi una presenza di ossigeno nei campioni d'acqua che aumenta notevolmente tra ingresso e uscita. La misura in ingresso ci porta a soffermarci su alcune considerazioni circa l'acqua grigia stoccata in un serbatoio prossimo ai pannelli, a cui per l'appunto attinge l'impianto di irrigazione. Il DO dell'acqua grigia risulta essere compreso tra i 2 ed i 3 mg/L, per cui tale valore indica la probabile presenza di reazioni aerobiche nel serbatoio che riducono la concentrazione di DO.

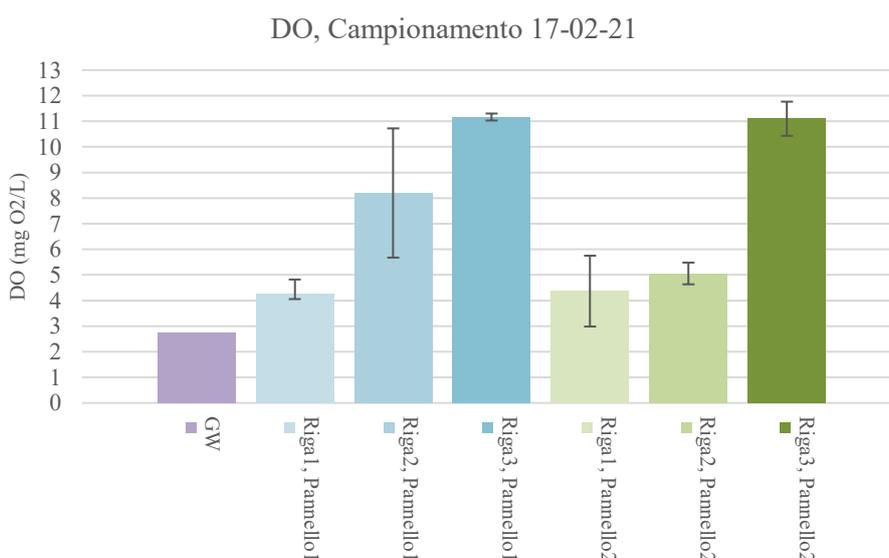


Figura 39: Misura dell'ossigeno disciolto al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La misura della temperatura, avvenuta tempestivamente come quella dell'OD, mostra in Figura 40 un lieve decremento tra input e output, per entrambi i pannelli. A seguito dell'intasamento del vaso n°12 nella prima riga del secondo pannello, la temperatura media di tale riga risulta più elevata, così come la deviazione standard, rispetto al valore di temperatura misurata per l'acqua grigia. Tale anomalia dipende dal tempo intercorso tra inizio di acquisizione del campione e la misura dello stesso.

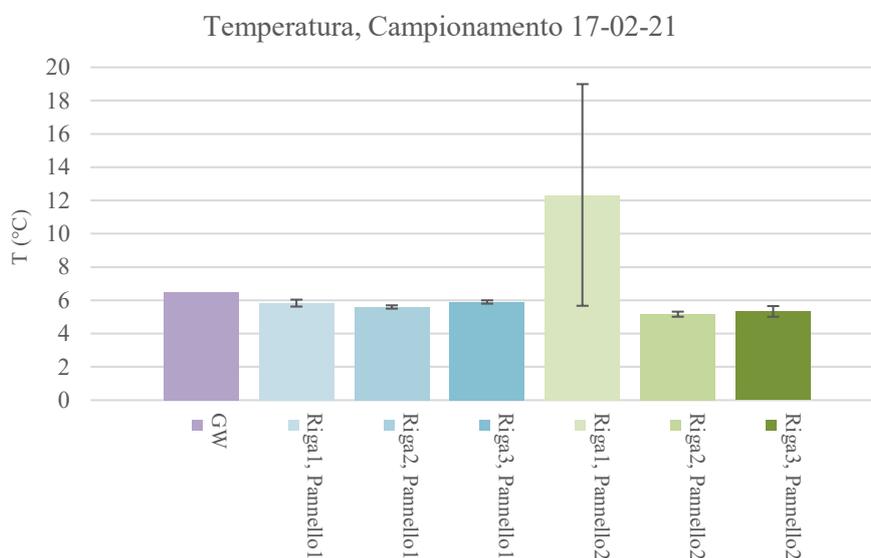


Figura 40: Misura della temperatura al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

L'analisi del pH, Figura 41, delinea un lieve incremento del pH, per entrambi i pannelli, tra ingresso e uscita. La prima possibile causa risiede nell'instaurarsi di un equilibrio tra acqua e mezzo poroso, secondariamente, un possibile contributo può derivare dall'attività degli organismi autotrofi presenti nel sistema medium-radici, i quali sintetizzano biomassa a partire dal consumo di carbonio inorganico. Tale attività metabolica prevede il consumo di acqua ed anidride carbonica e la produzione di ossigeno, per cui si ha un incremento di pH.

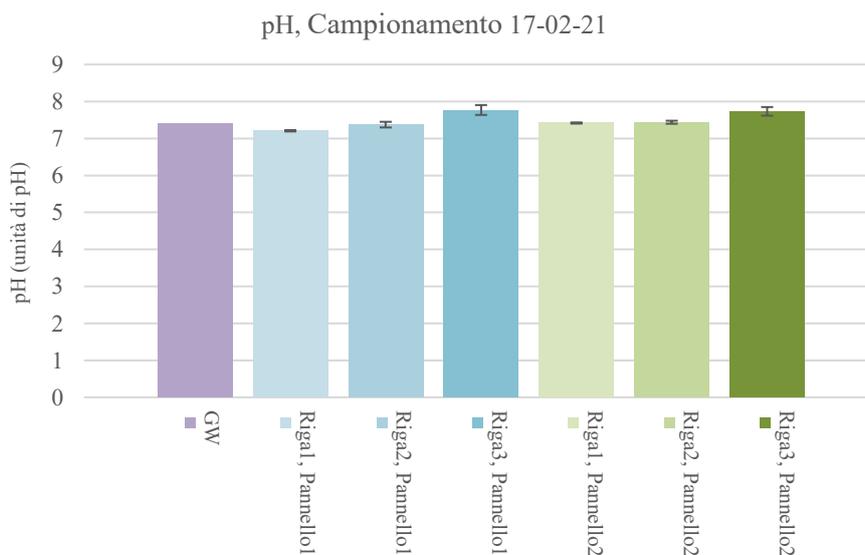


Figura 41: Misura del pH al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

Il valore di conducibilità elettrica misurato in ingresso risulta essere pressoché simile a quello misurato per tutte le righe di entrambi i pannelli. La concentrazione di sali disciolti in acqua, da cui dipende la misura della EC, mostra un incremento non significativo allo scorrere dell'acqua attraverso il pannello (Figura 42).

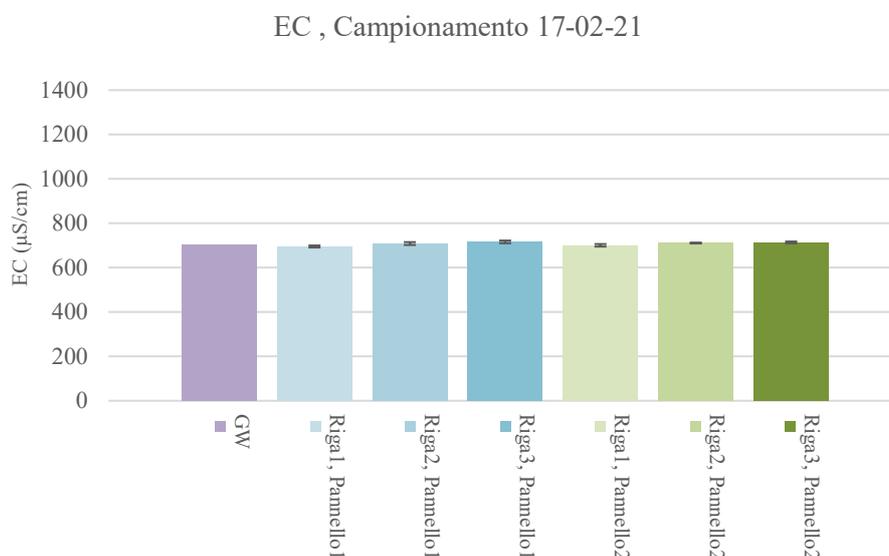


Figura 42: Misura della conducibilità elettrica al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La rimozione dei solidi sospesi totali, principalmente mediante filtrazione tramite il sistema medium-radici, risulta essere considerevole in entrambi i pannelli. In particolare, osservando il valore di circa 25 mg/L di TSS nell'acqua grigia in ingresso, è evidente un abbattimento di questi ultimi in output, la cui concentrazione risulta prossima ad 1 mg/L, se non inferiore (Figura 43).

Il primo pannello risulta essere il più efficiente, poiché già a partire dall'uscita della seconda riga si ha una rimozione drastica dei TSS. Nel caso del secondo pannello, spesso soggetto ad intasamento dei vasi per la prima riga, l'output della quest'ultima risulta essere variabile ed in alcuni casi superiore alla concentrazione dei TSS in ingresso.

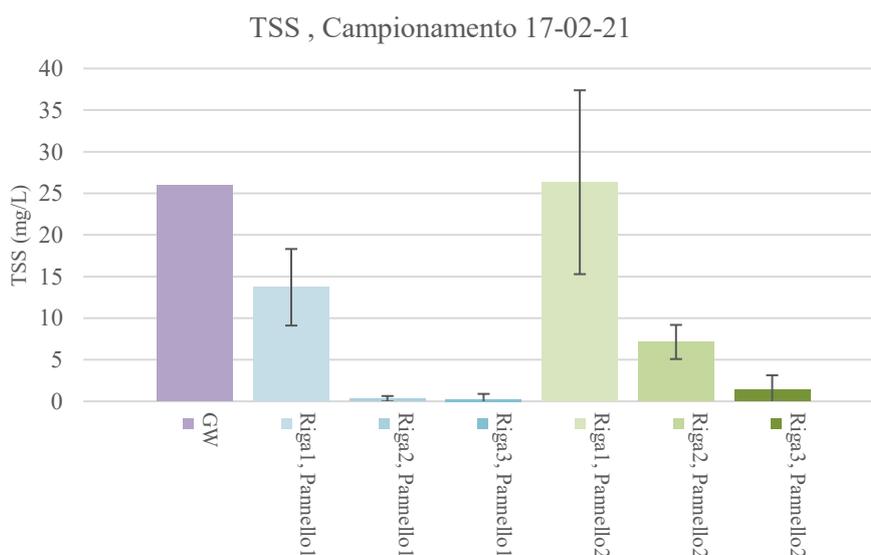


Figura 43: Misura dei solidi sospesi totali al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

L'abbattimento del BOD₅ verificatosi tra ingresso e uscita risulta essere considerevole per entrambi i pannelli (Figura 44). L'acqua grigia in ingresso è caratterizzata da un BOD₅ di circa 55 mg/L, attraversando le tre righe del pannello, viene restituita in output con un valore prossimo allo 0 mg/L per il primo pannello e circa 2.5 mg/L per il secondo. Nonostante le concentrazioni in uscita siano molto simili, il primo pannello dimostra efficienze di trattamento superiori rispetto al secondo.

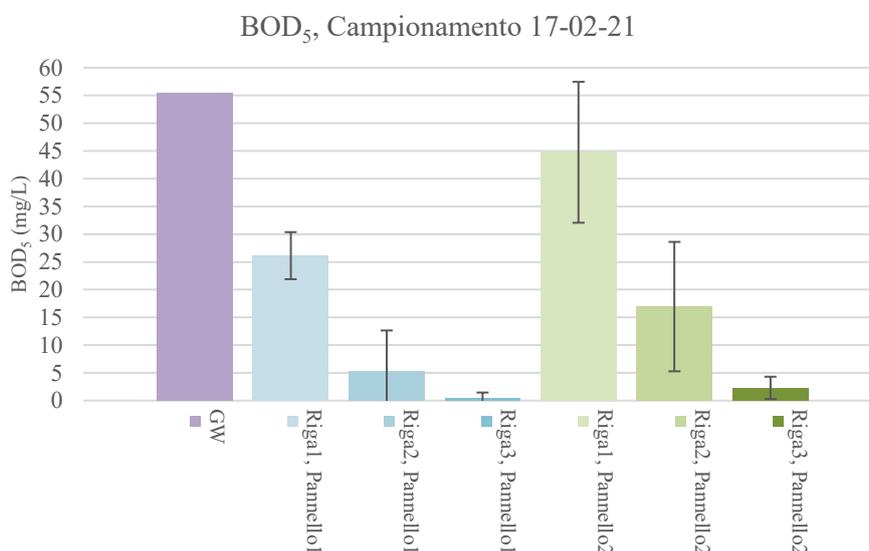


Figura 44: Misura della richiesta biochimica di ossigeno al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La misura del COD in Figura 45 delinea un'eccellente rimozione per entrambi i pannelli, esprimendo ancora una volta la differenza di operatività tra i due. Nel primo pannello, la prima riga è quella che contribuisce maggiormente alla rimozione, mentre, nel secondo pannello la prima riga è meno efficace ma viene compensata dalle righe successive. Inoltre, la deviazione standard riferita alle tre repliche del primo pannello risulta essere molto più contenuta che nel caso del secondo. Infatti, la prima riga del secondo pannello, come indicato da una deviazione standard molto più ampia, si conferma essere la più problematica in termini di variabilità delle prestazioni.

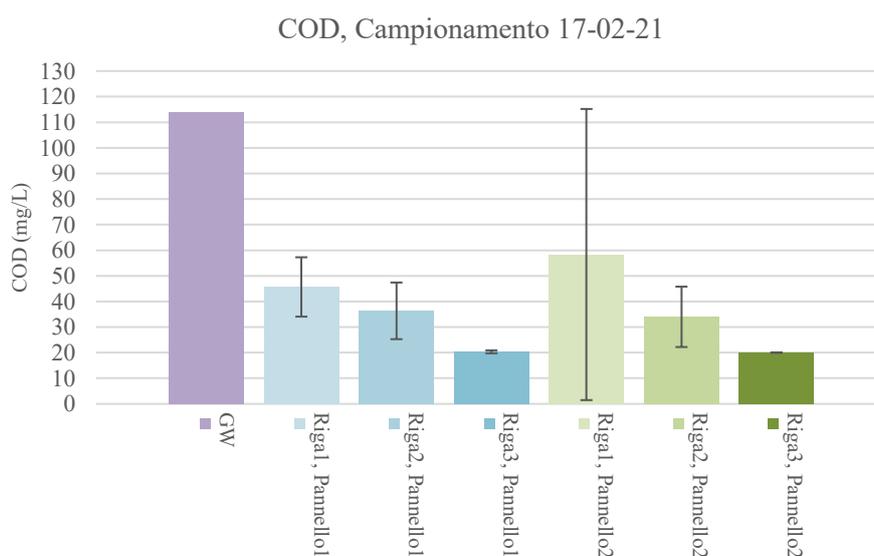


Figura 45: Misura della richiesta chimica di ossigeno al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La rimozione del fosforo si conferma essere una delle più complesse, in quanto raramente l'abbattimento del fosforo avviene per degradazione biologica e la filtrazione tramite il medium risulta non essere abbastanza efficace. Come si può osservare in Figura 46, tra input e output troviamo un lievissimo decremento, quasi impercettibile, in entrambi i pannelli.

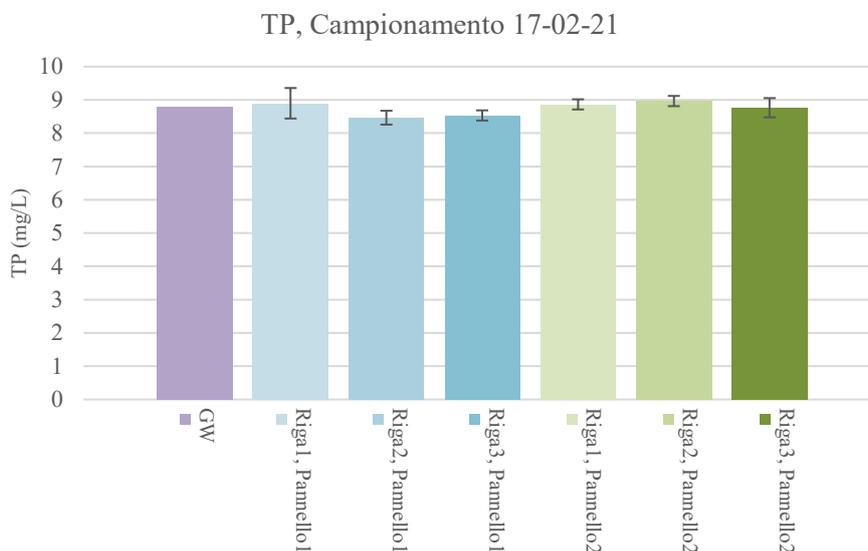


Figura 46: Misura del fosforo totale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

Nel caso dell'azoto totale (in cui rientrano l'azoto organico, l'ammonica, l'ammonio, i nitriti ed i nitrati), l'efficienza di rimozione risulta essere migliore per il primo pannello, in cui gran parte della rimozione accade già nella prima riga, e più variabile per il secondo (Figura 47). In uscita dalla prima riga del secondo pannello ritroviamo un valore di TN superiore a quello in ingresso, il cui motivo si ritrova nel continuo intasamento dei vasi. La più plausibile spiegazione di questo fenomeno risiede in un possibile rilascio di azoto organico a partire dalle fibre di cocco presenti nel mezzo, per via dei lunghi tempi di residenza idraulica dell'acqua. Nonostante ciò, l'output finale del secondo pannello risulta essere in linea con quello del primo.

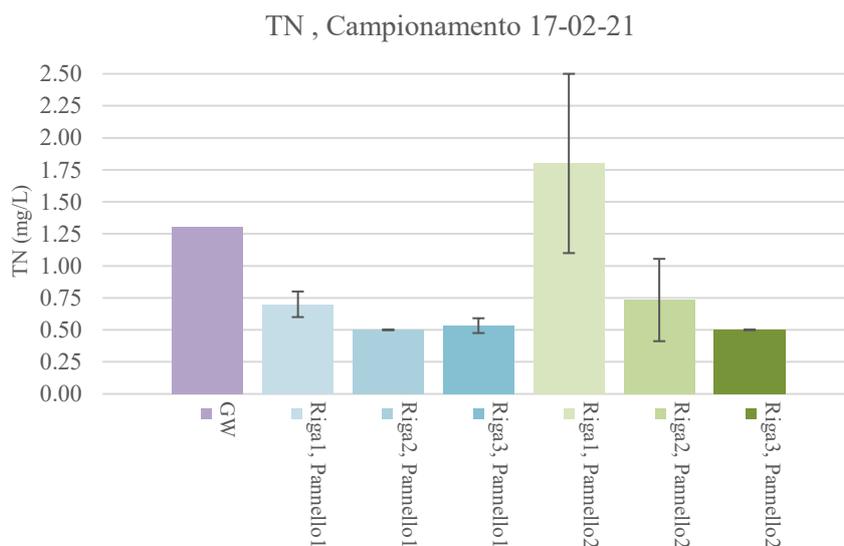


Figura 47: Misura dell'azoto totale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La misura dell'azoto nitrico, per la maggior parte dei campioni, è risultata essere sotto la soglia di rilevabilità dei test fotometrico utilizzato. Dunque per ingresso e uscita risulta essere sempre inferiore agli 0.30 mg/L (Figura 48).

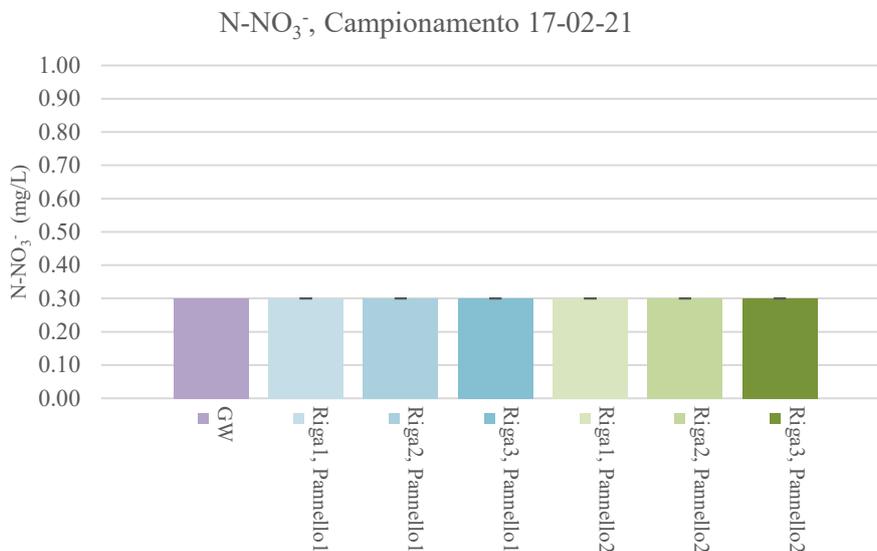


Figura 48: Misura dell'azoto nitrico al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

L'azoto ammoniacale subisce un lieve decremento tra ingresso e uscita per via del processo di nitrificazione in ambiente aerobico che avviene nel sistema medium-radici. Come mostrato in Figura 49, il debole abbattimento dell'ammonio risulta essere costante nel caso nel primo pannello e più variabile nel caso del secondo.

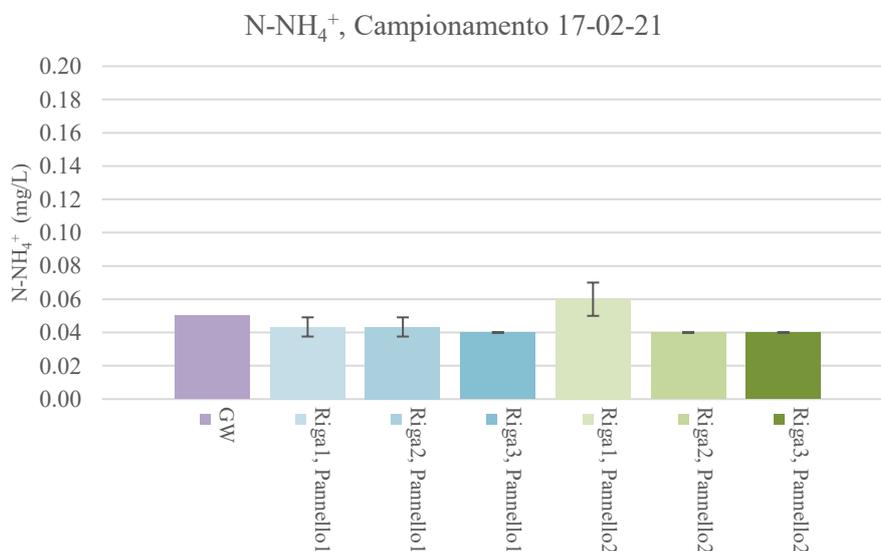


Figura 49: Misura dell'azoto ammoniacale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

La rimozione dei tensioattivi anionici si è dimostrata essere una delle più efficienti. In Figura 50 si riporta il valore di MBAS in ingresso, pari a circa 7 mg/L, il quale diminuisce considerevolmente già a partire dal trattamento effettuato nella prima riga di entrambi i pannelli. La variazione di concentrazione tra ingresso ed uscita è molto più marcata nel primo pannello che nel secondo, in cui la rimozione dei tensioattivi risulta essere, ancora una volta, molto più variabile. Nel il primo pannello, infatti, le ultime due righe presentano in uscita concentrazioni molto più basse rispetto che alle corrispondenti del secondo.

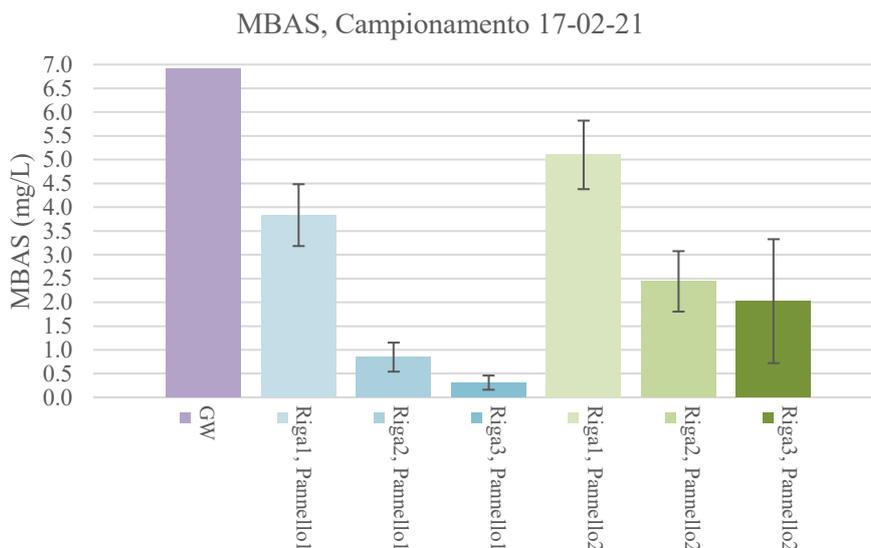


Figura 50: Misura dei tensioattivi anionici al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

In Figura 51 si riportano i risultati delle analisi relative ai cloruri, il cui comportamento solitamente risulta conservativo. L'abbattimento risulta essere lieve e graduale per entrambi i pannelli, probabilmente grazie ad un adsorbimento sul medium. Nonostante le concentrazioni in uscita da entrambi i pannelli siano molto simili, si può osservare come la prima riga del primo pannello sia più efficiente rispetto a quella del secondo.

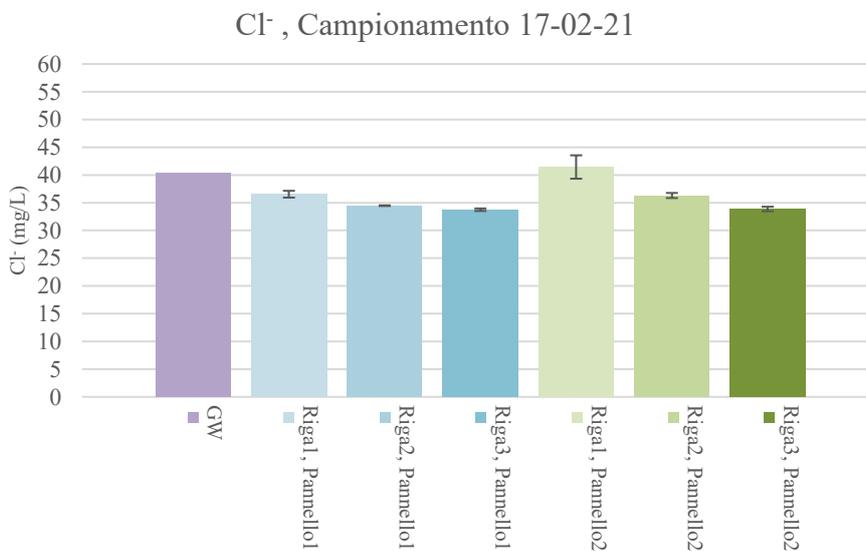


Figura 51: Misura dei cloruri al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21

4.2.2. *Trattamento degli inquinanti valutato nel tempo*

A seguito della campagna di campionamento, i risultati ottenuti dalle analisi svolte sono stati rappresentati graficamente, con lo scopo di visualizzare un andamento nel tempo delle performance del sistema. I grafici riportati di seguito costituiscono, infatti, una chiave di lettura utile sia per comprendere il funzionamento del sistema riga per riga, che per poter confrontare i due pannelli, al fine di delinearne le eventuali differenze operative.

Nei due grafici successivi, si riporta la misura nel tempo dell'ossigeno disciolto, sia in ingresso (GW) che in uscita (per ciascuna delle tre righe), in entrambi i pannelli. Nello specifico, in Figura 52 si riporta in viola la curva relativa alla misura del DO nella GW in ingresso al pannello 1, avvenuta per ciascuna delle giornate di campionamento svolte. Le curve nelle varie tonalità di blu rappresentano invece la misura del DO (mediata per le tre colonne, repliche, del pannello), in uscita dalla riga 1 (azzurro chiaro), riga 2 (azzurro scuro) e riga 3 (blu), indicando per ogni misura mediata anche la deviazione standard. Stessa modalità viene adottata in Figura 53 per il pannello 2, nel quale si utilizzano le tonalità del verde per differenziarlo dal precedente.

Per entrambi i pannelli, è dunque noto un incremento dell'ossigeno disciolto man mano che l'acqua attraversa le righe successive di questi ultimi. Nel caso del pannello 1, la concentrazione del DO risulta aumentare gradualmente riga per riga, per terminare, in uscita dalla terza riga, con una concentrazione che oscilla tra i 10-13 mg/L, contro i 2-3 mg/L in input.

Per il secondo pannello, l'incremento graduale visto prima non risulta essere così regolare, specialmente tra la prima e la seconda riga sono evidenti alcuni decrementi nella concentrazione di ossigeno disciolto, corrispondenti Ad eventuali condizioni di ristagno di acqua e riduzione dello scambio di ossigeno con l'atmosfera. Verosimilmente, questo comportamento è dovuto alla frequenza relativamente elevata di eventi di intasamento di alcuni vasi. Per cui, risulta che la concentrazione di DO in uscita dalla terza riga oscilla tra i 8-12 mg/L, contro i 2-3 mg/L in ingresso.

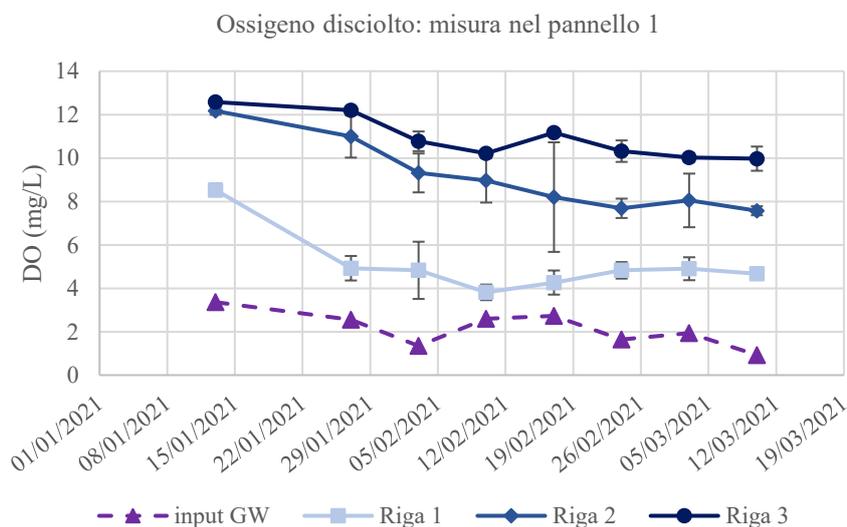


Figura 52: Incremento della concentrazione del DO al passaggio delle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

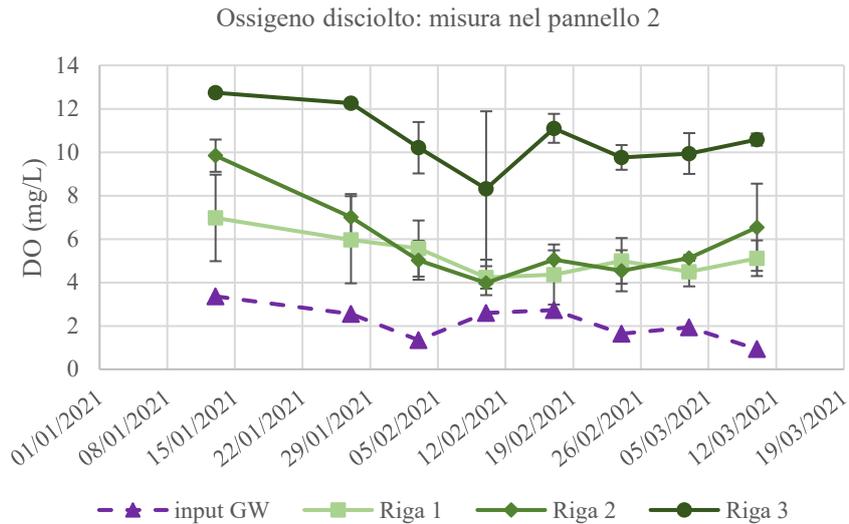


Figura 53: : Incremento della concentrazione del DO al passaggio delle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

Tutti i grafici riportati di seguito sono impostati con le stesse modalità spiegate poc'anzi per la misura dell'ossigeno disciolto, per entrambi i pannelli. La Figura 54 delinea l'andamento nel tempo della temperatura in ingresso ed in uscita, per ciascuna riga del pannello 1. La temperatura in ingresso risulta essere molto variabile nel tempo, chiaramente in relazione alle condizioni meteo-climatiche presenti al momento dell'acquisizione dei campioni. La stessa variabilità si presenta in uscita dalle righe del pannello, si può infatti notare che le curve in blu seguono quella in viola a meno di uno scarto che risulta essere più o meno costante. La temperatura in ingresso, risulta quindi essere superiore rispetto a quella in uscita. Essendo nella stagione invernale, man mano che l'acqua attraversa le righe tende infatti a raffreddarsi.

Lo stesso andamento si ritrova anche nel pannello 2, Figura 55, in cui però sono evidenziati dei picchi in cui la temperatura in uscita risulta essere molto più elevata che in uscita. Il motivo di ciò si ritrova nei casi occasionali di intasamento dei vasi. Per cui, non riuscendo a prelevare il campione in maniera celere, la misura viene effettuata successivamente, il che comporta un'alterazione della temperatura.

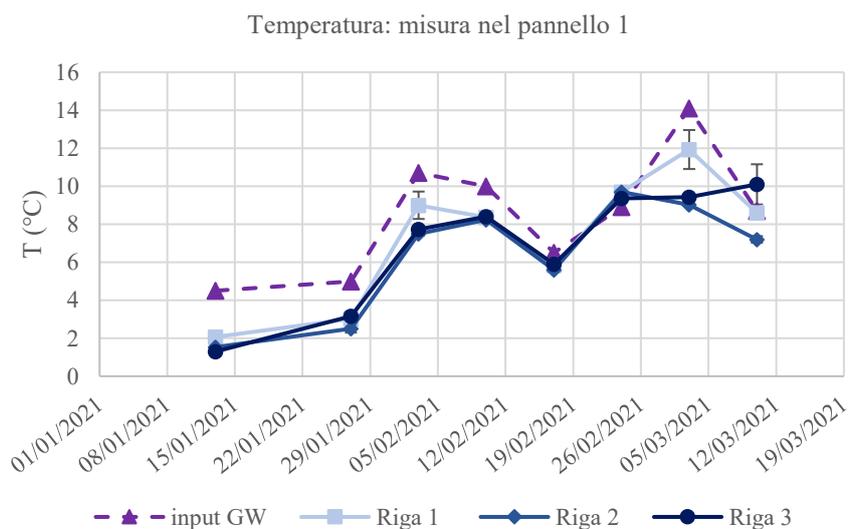


Figura 54: : Andamento della temperatura nel tempo a seguito del passaggio per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1

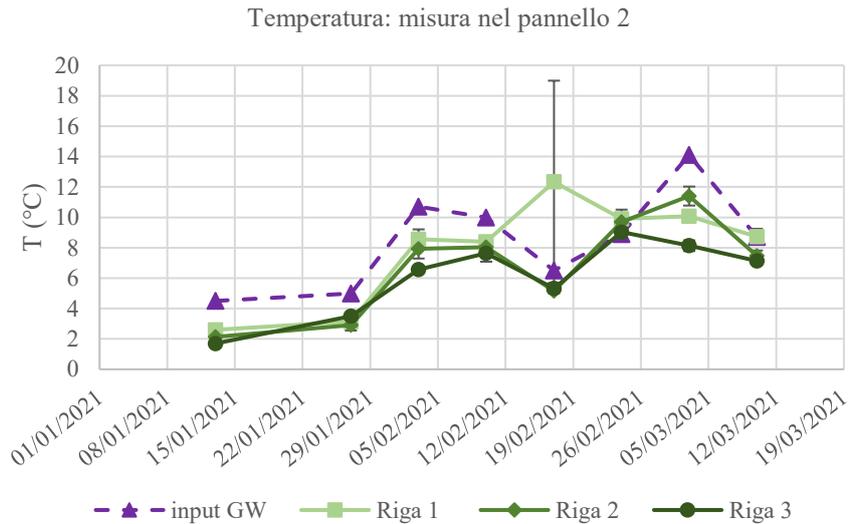


Figura 55: Andamento della temperatura nel tempo a seguito del passaggio nell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 2

Circa la misura del pH, in Figura 56 è delineato il graduale incremento di pH che avviene man mano che l'acqua scorre nel pannello 1. Il pH in ingresso al primo pannello risulta essere molto simile, nella maggior parte dei casi, al valore in uscita delle prime due righe, e leggermente più basico (tra 7.6 e 8) in uscita dalla terza riga, quella finale.

Nel caso del pannello 2, Figura 57, si ritrova lo stesso andamento nel tempo del pH misurato per il pannello 1, non risultandoci essere differenze sostanziali.

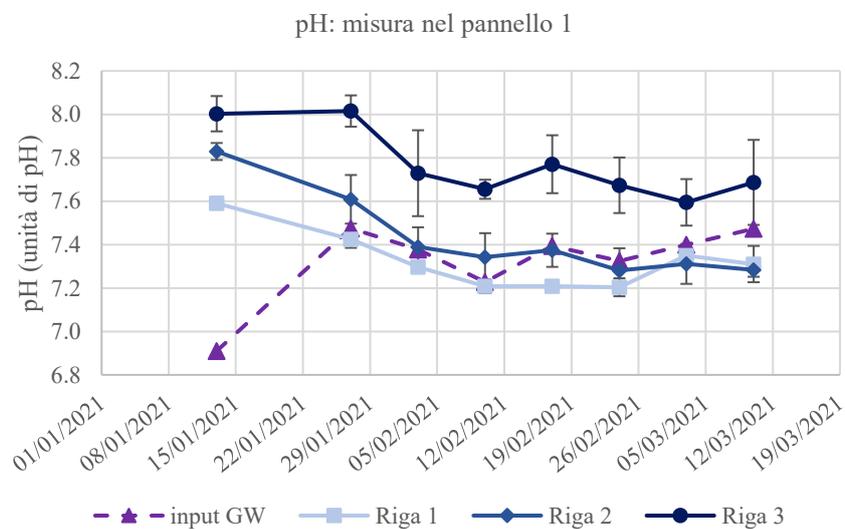


Figura 56: Misura del pH nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1

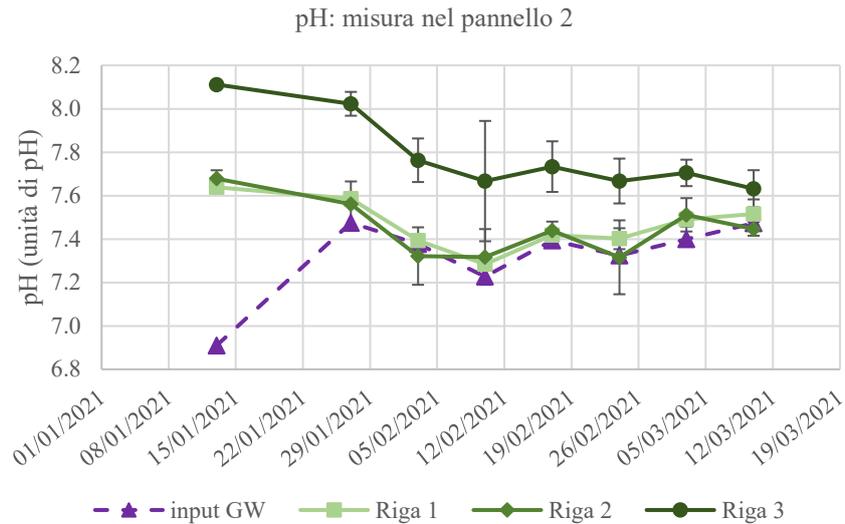


Figura 57: Misura del pH nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1

La conducibilità elettrica misurata in uscita dalle righe del primo pannello, Figura 58, risulta essere molto simile rispetto a quella misurata nella greywater in ingresso. L'andamento della EC mostra variazioni di piccola entità tra le tre righe, con un lieve decremento in uscita alla prima riga e un lieve incremento nelle righe successive.

In Figura 59 si riporta invece la misura della EC nel tempo per il secondo pannello. In questo caso, contrariamente a quello precedente, è possibile notare come la conducibilità elettrica in uscita dalle righe risulti essere quasi sempre lievemente superiore, rispetto a quella misurata in ingresso. Questo leggero incremento risulta essere graduale man mano che l'acqua attraversa le righe.

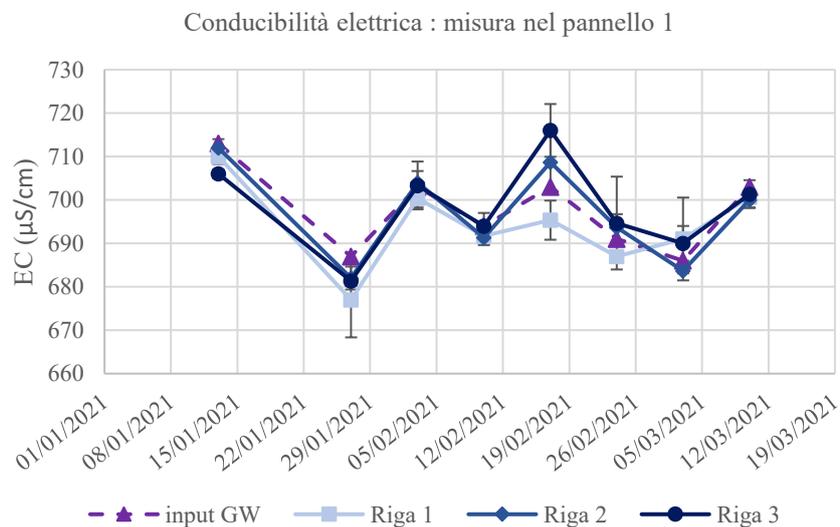


Figura 58: Misura della conducibilità elettrica nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1

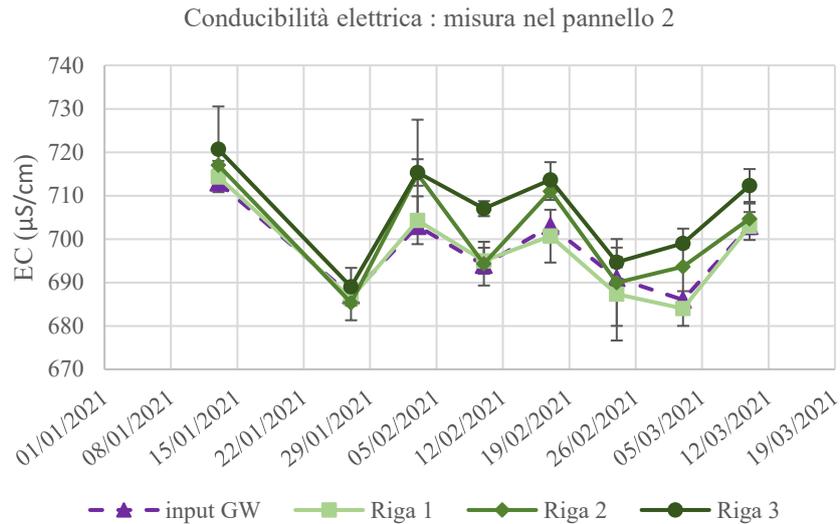


Figura 59: Misura della conducibilità elettrica nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1

La misura dei solidi sospesi totali nel tempo nel pannello 1, riportata in Figura 60, delinea un notevole decremento tra ingresso e uscita, già a partire dal passaggio dell'acqua grigia attraverso la prima riga. Un ulteriore decremento si verifica anche a seguito del passaggio per la seconda riga, portando la concentrazione in uscita ad essere già prossima alle poche unità di mg/L. L'andamento dei TSS in ingresso si mostra abbastanza variabile tra i singoli campionamenti. Tuttavia, la presenza del pannello riesce a limare eventuali picchi di concentrazione presenti, risultando già molto efficiente nella rimozione tramite due soli livelli di trattamento. L'output della terza riga, risulta essere molto simile a quello della seconda, per cui il suo contributo risulta essere esiguo.

Per il pannello 2 (Figura 61), la concentrazione del TSS in uscita risulta molto variabile rispetto al caso precedente. Infatti, in alcune misure la concentrazione dei solidi sospesi totali in uscita dalla prima riga è superiore o uguale a quella in ingresso con la GW, mentre decresce in maniera più incisiva a seguito del trattamento della seconda riga. Se nel pannello 1 la terza riga non contribuiva ad una ulteriore rimozione dei TSS, in questo caso risulta essere necessaria per portare la concentrazione in uscita ad oscillare tra i 2-10 mg/L. Il primo pannello risulta quindi essere più efficiente, sebbene le concentrazioni finali in uscita siano simili.

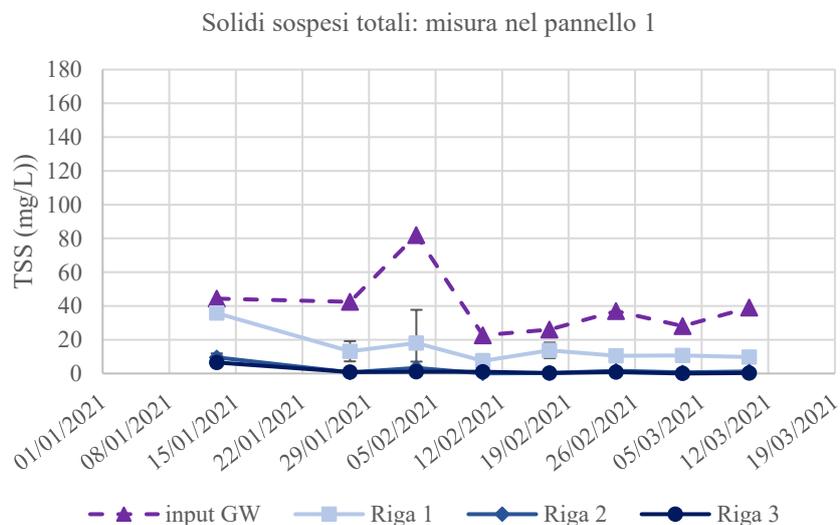


Figura 60: Abbattimento della concentrazione dei solidi sospesi totali, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

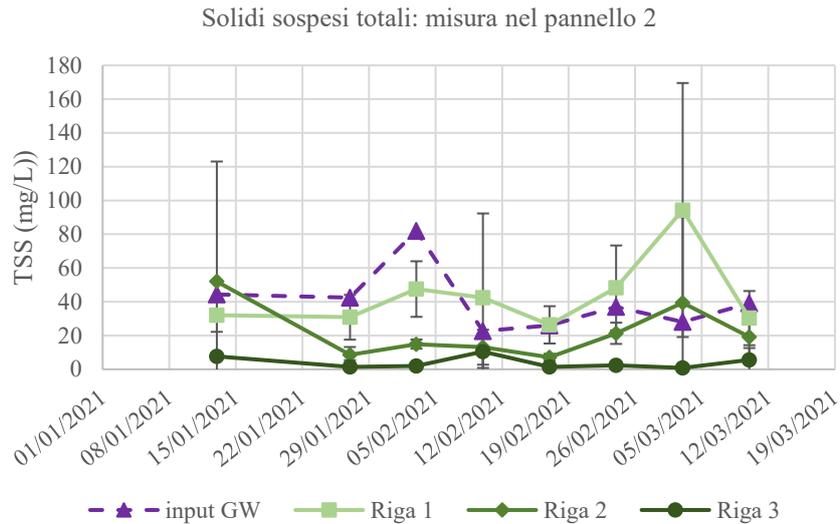


Figura 61: Abbattimento della concentrazione dei solidi sospesi totali, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

In Figura 62, si riporta la misura della concentrazione del BOD₅ in ingresso e in uscita dal pannello 1. La concentrazione in ingresso, misurata per i vari campionamenti, si dimostra essere variabile. Tuttavia, la maggior parte dell'abbattimento accade nella prima riga, in molti casi dimezzando o più la concentrazione in ingresso. La seconda riga risulta essere decisiva, portando la concentrazione alle poche unità di mg/L, mentre la terza riga perfette infine di ottenere una concentrazione in uscita prossima allo zero.

Nel pannello 2, Figura 63, l'abbattimento del BOD₅ risulta essere consistente anche qui. Questa volta, a differenza del caso precedente, la rimozione avviene gradualmente attraverso tutte le tre righe. Tra l'input e la prima riga risulta esserci un distacco non così marcato come per il pannello 1, mentre tra l'output della seconda e terza riga risulta esserci uno stacco più marcato. Nonostante ciò, sebbene il pannello 2 risulti avere delle prestazioni inferiori rispetto al pannello 1, i risultati in uscita sono prossimi allo 0 mg/L anche qui.

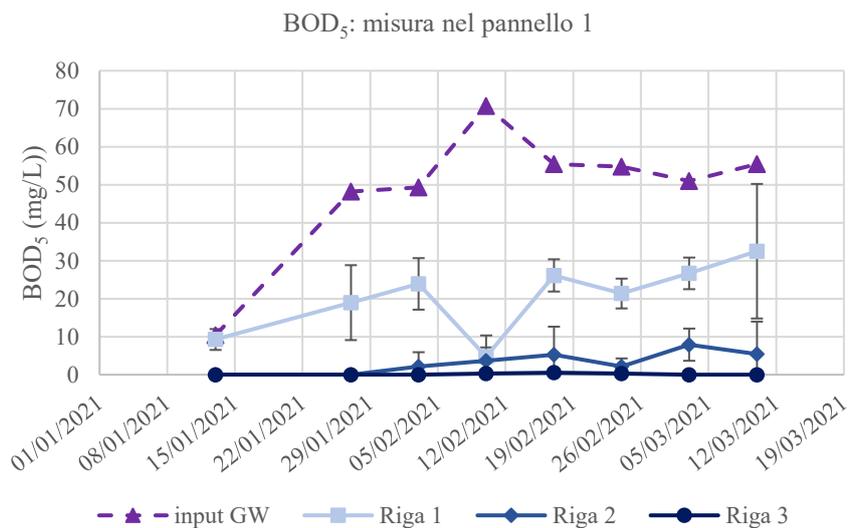


Figura 62: Abbattimento della concentrazione di BOD₅ in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

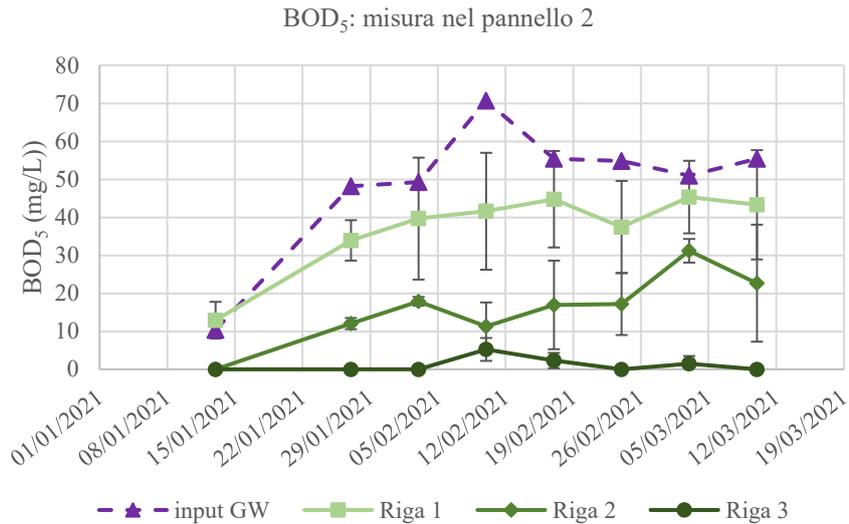


Figura 63: Abbattimento della concentrazione di BOD₅ in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

La misura del COD in ingresso ed in uscita dalle righe del pannello 1, Figura 64, dimostra un'elevata efficienza di trattamento. In particolare, gran parte dell'abbattimento della concentrazione in ingresso accade nella prima riga, mentre la seconda e la terza mostrano output molto simili. A dispetto di un COD nella greywater che si aggira intorno ai 100-140 mg/L, in media, l'acqua in uscita risulta avere una concentrazione prossima ai 20-40 mg/L. Inoltre, è bene far presente che tutti i valori di COD misurati e risultati sotto soglia, ovvero < 20 mg/L, sono stati convenzionalmente riportati pari a 20 mg/L, ai fini di una stima cautelativa della capacità di rimozione del COD.

Nel caso del pannello due, Figura 65, la maggior parte della rimozione del COD avviene nella prima e nella seconda riga, ed in minor parte nella terza. Dunque, si raggiungono le stesse concentrazioni in output finale del primo pannello, sebbene con prestazioni diverse.

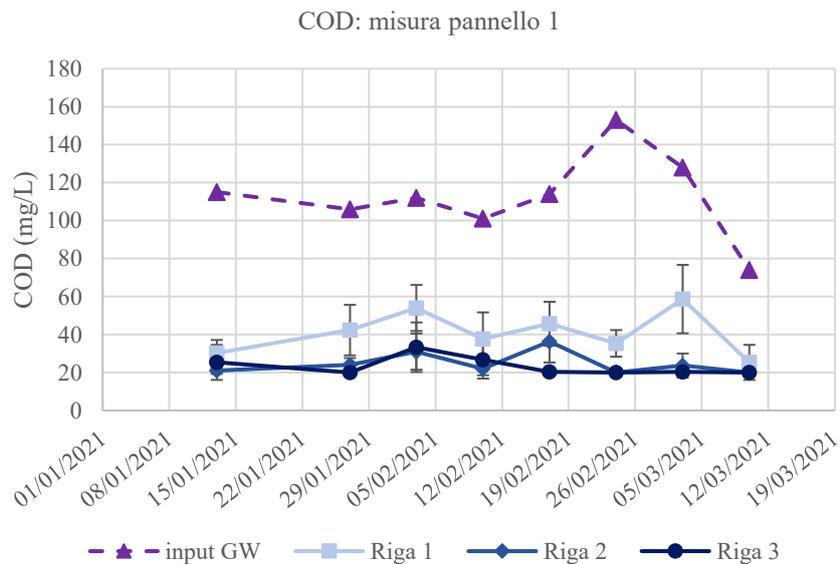


Figura 64: Abbattimento della concentrazione di COD in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

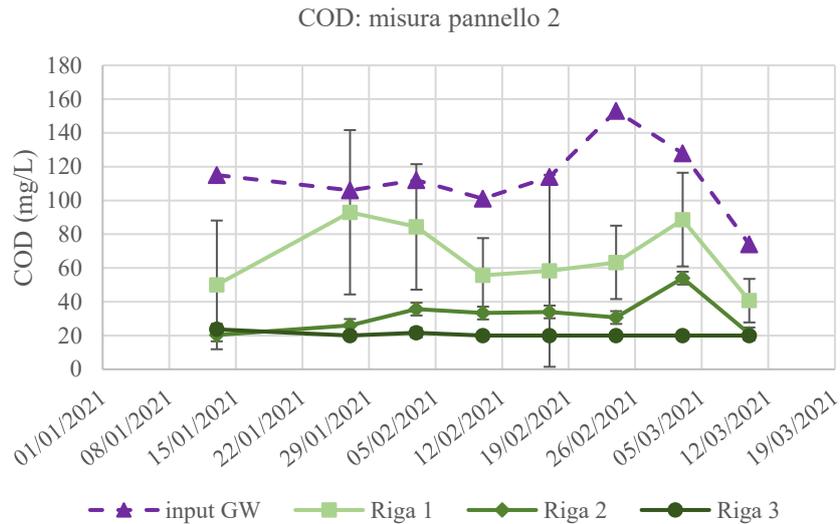


Figura 65: Abbattimento della concentrazione di COD in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

La rimozione del fosforo, come già sottolineato nel paragrafo precedente, risulta essere complessa e poco efficace per entrambi i pannelli. In Figura 66 si riporta l'andamento delle concentrazioni di TP in ingresso ed in uscita. Come si può notare, la concentrazione di fosforo totale subisce un lieve decremento per via del trattamento nella prima e seconda riga, rimanendo più o meno costante durante il trattamento nella terza riga. La concentrazione in output dalla terza riga si aggira tra gli 8-8.5 mg/L P.

In Figura 67 si riportano le prestazioni del pannello 2 circa la rimozione del fosforo totale, le quali risultano essere molto più variabili se paragonate a quelle del primo. L'efficienza di rimozione in questo caso risulta essere inferiore, infatti la concentrazione in output dalla terza riga risulta essere lievemente inferiore, se non molto simile, a quella in ingresso.

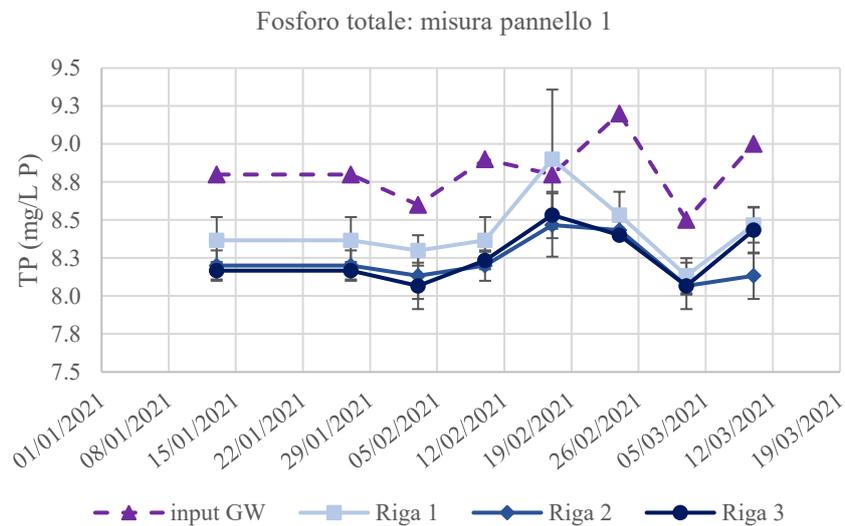


Figura 66: Abbattimento della concentrazione di fosforo totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

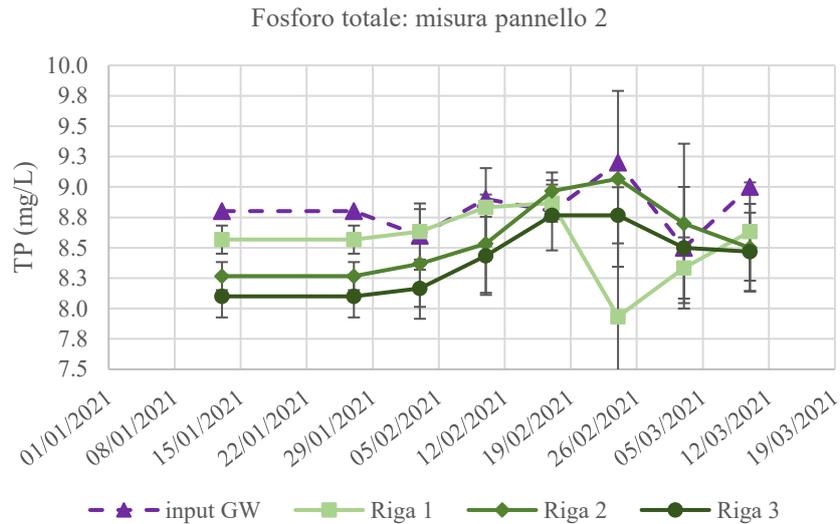


Figura 67: Abbattimento della concentrazione di fosforo totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

La rimozione dell'azoto totale risulta essere di gran lunga più consistente. Nel primo pannello (Figura 68) il decremento della concentrazione di TN lungo le righe del pannello accade per la maggior parte nella prima e nella seconda riga. L'output dalla terza riga si aggira, per la maggior parte dei casi, tra 0.5-1 mg/L N.

Stesse prestazioni si ottengono nel pannello due, Figura 69, in cui l'abbattimento dell'azoto avviene in maniera graduale man mano che l'acqua attraversa le tre righe, con una maggiore variabilità delineata dalle deviazioni standard, le quali risultano più ampie rispetto al caso precedente. In questo caso, il contributo della terza riga risulta essere decisivo affinché la concentrazione in uscita sia nello stesso range di valori della precedente.

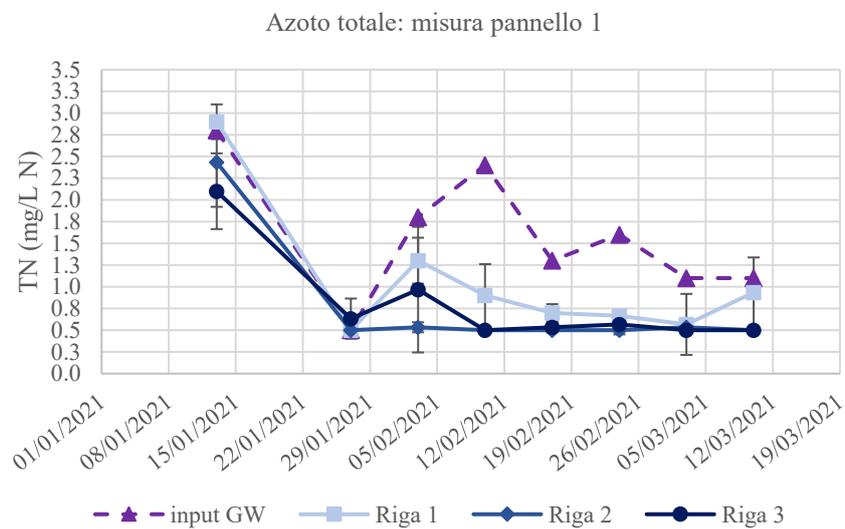


Figura 68: Abbattimento della concentrazione di azoto totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

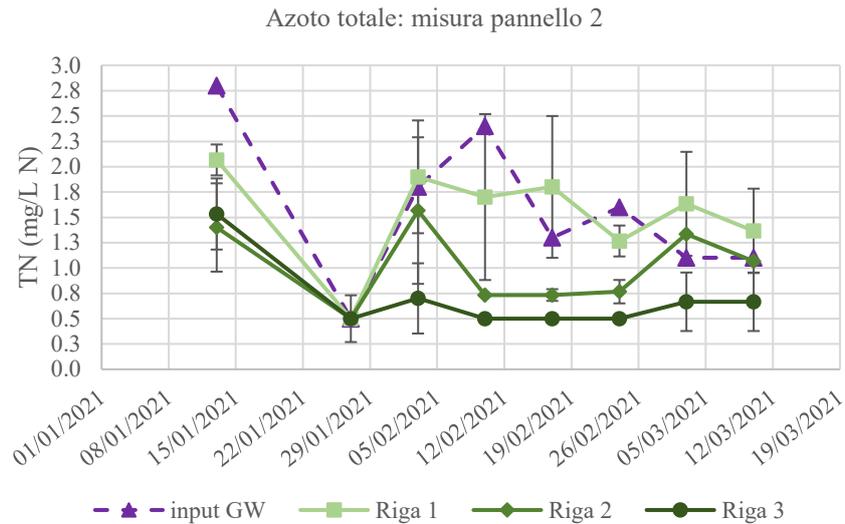


Figura 69: Abbattimento della concentrazione di azoto totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

La concentrazione di azoto in forma ammoniacale risulta esigua già a partire dall'input (GW), per poi essere ulteriormente ridotta al passaggio dell'acqua attraverso il pannello 1 (Figura 70), con una concentrazione in output dalla terza riga che si aggira intorno ai 0.02 mg/L N-NH₄⁺.

Diversa modalità di trattamento si ritrova nel pannello 2, Figura 71, per cui l'efficienza di rimozione risulta inferiore al caso precedente. La concentrazione in uscita dalla terza riga risulta essere di circa 0.04 mg/L N-NH₄⁺, valore che risulta essere comunque molto basso.

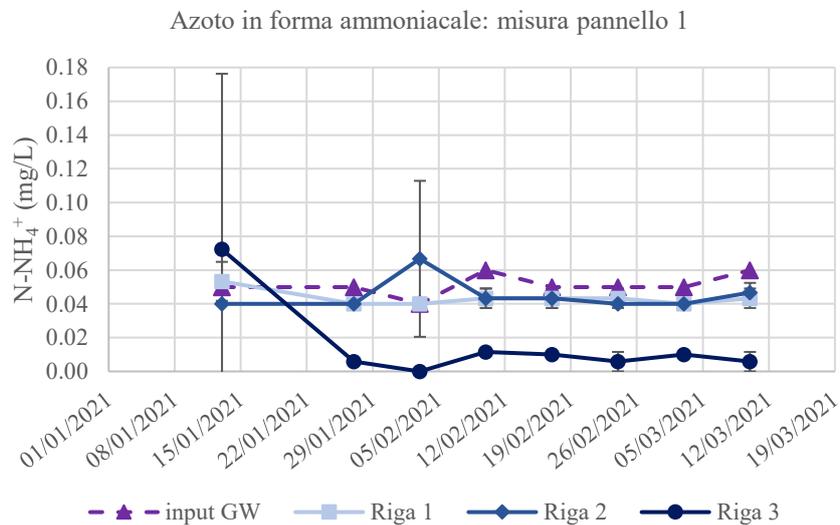


Figura 70: Abbattimento della concentrazione di azoto in forma ammoniacale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

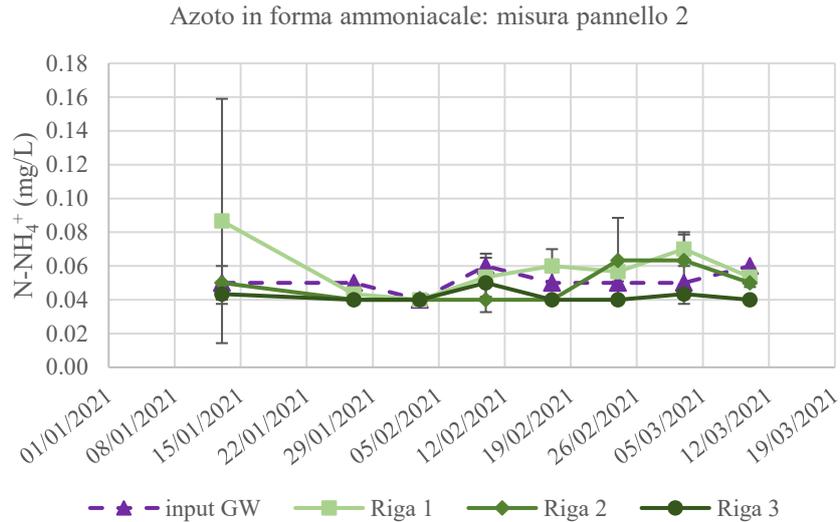


Figura 71: Abbattimento della concentrazione di azoto in forma ammoniacale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

Dalle analisi effettuate l'azoto in forma nitrica risulta essere sempre sotto soglia di rilevabilità, con un valore <0.30 mg/L N-NO₃⁻, se non in un singolo caso relativo al campionamento 06/02/21, sia nel pannello 1 che nel pannello 2.

Come da attese, la rimozione dei cloruri risulta essere modesta, passando da concentrazione in ingresso al pannello 1 di circa 40-45 mg/L, ad una in uscita dalla terza riga di 30-35 mg/L in media (Figura 72). La maggior parte del trattamento risulta avvenire per via della prima riga, a seguire la seconda permette un ulteriore decremento. La terza riga sembra non contribuire ad un ulteriore decremento della concentrazione dei cloruri in uscita.

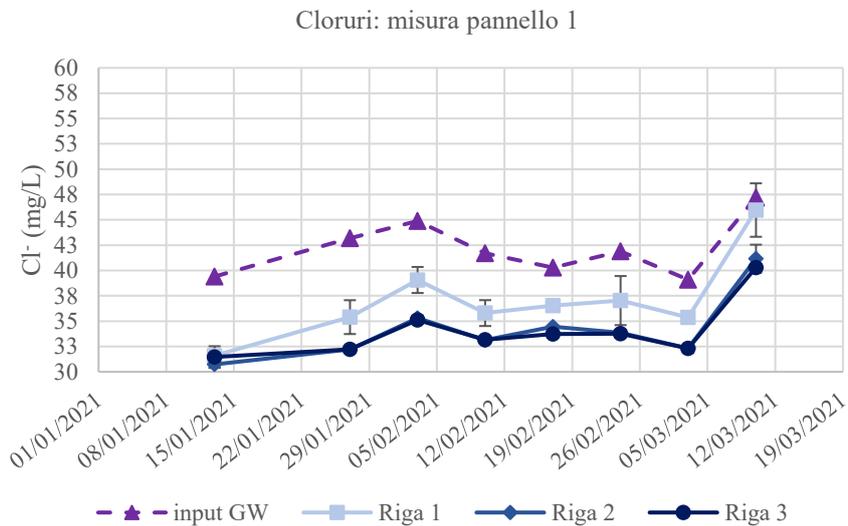


Figura 72: Abbattimento della concentrazione di cloruri in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

In Figura 73 si ritrovano invece le prestazioni di rimozione delle righe del pannello 2. L'abbattimento dei cloruri in questo caso risulta ben ripartito per tutte e tre le righe, per cui ciascuna dà il suo contributo nella rimozione

di questo contaminante. La concentrazione in uscita dalla terza riga risulta essere nello stesso intervallo di concentrazione di quella del pannello precedente.

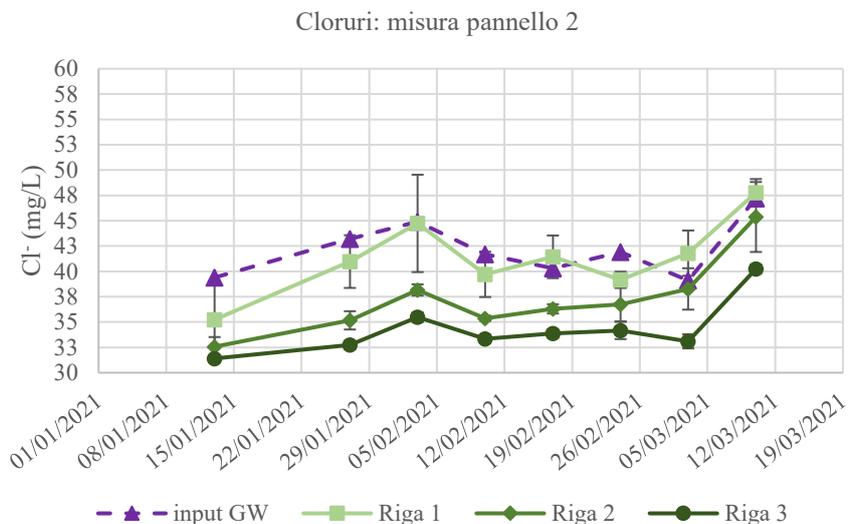


Figura 73: Abbattimento della concentrazione di cloruri in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

Il processo di rimozione dei tensioattivi anionici è uno dei più efficienti tra quelli fin ora descritti. Per il pannello 1, Figura 74, gran parte della rimozione accade nella prima e, in misura inferiore, nella seconda riga. La terza riga non risulta essere determinante al fine di un ulteriore decremento nella concentrazione in output degli MBAS. A partire da un input di 4-8 mg/L (per la maggior parte dei campionamenti), la concentrazione in output dalla terza riga risulta essere tra i 0-2 mg/L.

In Figura 75 è possibile osservare un andamento del tutto analogo per il pannello 2, con una concentrazione in output dalla terza riga di circa 2 mg/L.

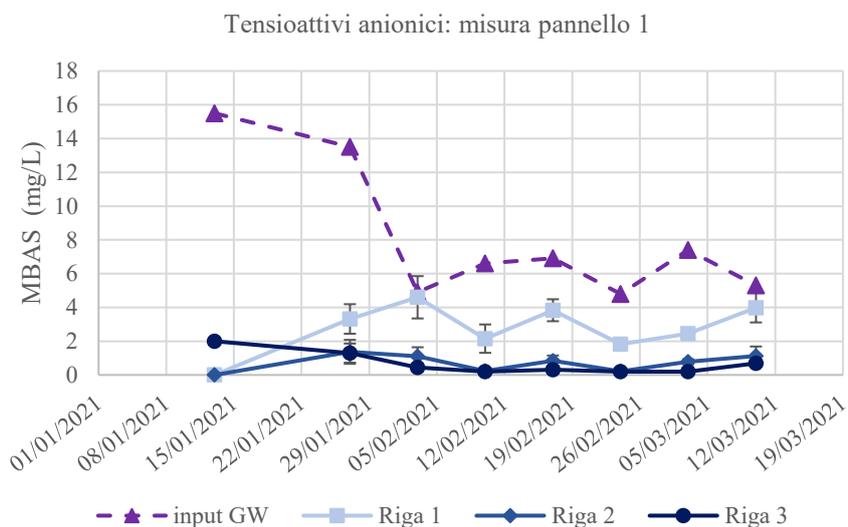


Figura 74: Abbattimento della concentrazione di tensioattivi anionici in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1

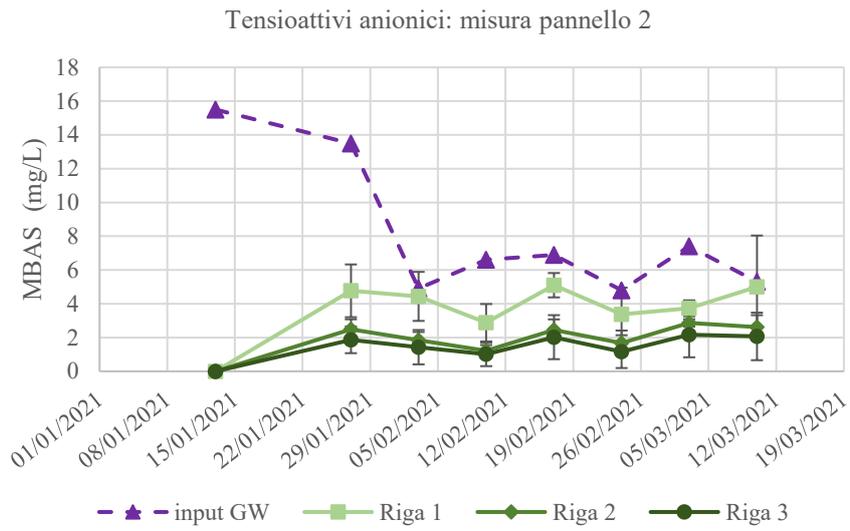


Figura 75: Abbattimento della concentrazione di tensioattivi anionici in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2

4.2.3. Efficienze di rimozione degli inquinanti

Infine, si riportano in Tabella 4 le efficienze di rimozione calcolate per i parametri più significativi. Queste ultime sono espresse, per ciascuna unità modulare, in funzione delle righe esaminate, con andamento cumulato all'aumentare delle stesse.

L'efficienza di rimozione, per ciascun parametro, è stata calcolata mediante la seguente formula:

$$\text{Efficienza di rimozione} = \frac{C_{GW} - C_i}{C_{GW}}$$

In cui: C_{GW} è la concentrazione nell'acqua grigia e C_i è la concentrazione in uscita dalla i-esima riga.

I valori di efficienza sono stati mediati per i tre vasi di ciascuna riga, ottenendo così una serie temporale di 8 valori corrispondenti alle 8 date di campionamento. La Tabella 4 riporta la media e la deviazione standard degli 8 valori di ogni serie temporale.

Tabella 4: Efficienze di rimozione espresse in funzione delle righe delle due unità modulari esaminate

			Efficienza di rimozione (%)	Deviazione standard
TSS	pannello 1	riga 1	61.3	19.43
		riga 2	95.2	6.89
		riga 3	96.3	16.23
	pannello 2	riga 1	-36.9	98.66
		riga 2	50.2	43.41
		riga 3	86.2	15.56
BOD ₅	pannello 1	riga 1	52.4	8.75
		riga 2	94.0	22.87
		riga 3	99.7	28.62
	pannello 2	riga 1	18.7	16.19
		riga 2	69.8	11.98
		riga 3	98.2	27.62
COD	pannello 1	riga 1	63.1	8.75
		riga 2	67.3	22.87
		riga 3	69.5	28.62
	pannello 2	riga 1	40.2	16.19
		riga 2	68.3	11.98
		riga 3	72.4	27.62
TN	pannello 1	riga 1	31.9	25.88
		riga 2	49.9	28.37
		riga 3	47.9	24.75
	pannello 2	riga 1	-5.1	29.79
		riga 2	26.2	31.75
		riga 3	49.3	24.50
TP	pannello 1	riga 1	4.5	2.53
		riga 2	6.7	1.90
		riga 3	6.4	1.73
	pannello 2	riga 1	3.1	4.61
		riga 2	2.7	3.40
		riga 3	4.7	3.02
Cl ⁻	pannello 1	riga 1	12.3	5.40
		riga 2	19.1	4.13
		riga 3	19.4	3.37
	pannello 2	riga 1	2.1	5.70
		riga 2	11.8	6.08
		riga 3	18.8	3.27
MBAS	pannello 1	riga 1	43.4	29.60
		riga 2	76.9	31.81
		riga 3	81.7	33.22
	pannello 2	riga 1	30.2	24.53
		riga 2	58.4	25.79
		riga 3	65.0	27.50

La rimozione del BOD₅ risulta essere la più performante (99.7% per il primo pannello, 98.2% per il secondo), seguita da quella dei TSS (96.3% per il primo pannello, 86.2% per il secondo). Ottime prestazioni di trattamento sono state conseguite anche per il COD (69.5% per il primo pannello, 72.4% per il secondo) e per gli MBAS (81.7% per il primo pannello, 65% per il secondo). Così come anticipato nei paragrafi precedenti, la rimozione del fosforo si conferma ostica (6.4% per il primo pannello, 4.7% per il secondo), così come quella dei cloruri (19.4% per il primo pannello, 18.8% per il secondo) mentre quella dell'azoto risulta essere molto più soddisfacente (47.9% per il primo pannello, 49.3% per il secondo).

Osservando l'intero quadro fornito da queste indicazioni, i valori di efficienza di trattamento e le prestazioni del primo pannello risultano essere leggermente superiori rispetto a quelle del secondo.

5. Conclusioni

L'applicazione dei muri verdi per il trattamento delle acque grigie è una tecnica innovativa e sostenibile adatta a contrastare il consumo di acqua potabile tramite il riutilizzo della risorsa idrica, ad oggi già gravemente compromessa.

Il presente studio ha lo scopo di valutare l'efficienza di un muro verde per il trattamento delle acque grigie, focalizzandosi sulla durabilità del sistema tramite il confronto fra due pannelli di età diversa. Sono state analizzate due unità modulari (pannello 1: Dicembre 2020, pannello 2: Dicembre 2018) che si compongono di 9 vasi ciascuna (tre righe e tre colonne), riempiti con un mix di fibre di cocco e perlite in proporzione 80:20, all'interno dei quali sono state collocate piante di tre specie diverse. Ciascuna colonna è stata irrigata con 1 L/h di acqua grigia sintetica e può essere considerata come un sistema indipendente a flusso verticale, all'interno del quale l'acqua scorre per gravità e viene trattata per via fisico-chimica-biologica. Le tre colonne di ciascun modulo rappresentano, quindi, una replica dello stesso sistema, necessaria al fine di ottenere delle misure robuste.

Le analisi svolte nei mesi di Gennaio, Febbraio e Marzo 2021, hanno permesso di raccogliere campioni di acqua trattata in uscita da ciascun vaso, più un campione di acqua grigia in ingresso, delineando così le prestazioni di rimozione dei contaminanti presenti in ingresso. Per tutti i 19 campioni raccolti: ossigeno disciolto (DO), temperatura (T), pH ed conducibilità elettrica (EC) sono stati misurati in situ tramite l'impiego di una sonda multi-parametrica e di un misuratore multi-livello; Solidi sospesi totali (TSS), richiesta chimica di ossigeno (COD), richiesta biochimica di ossigeno (BOD₅), fosforo totale (TP), azoto totale (TN), azoto ammoniacale (N-NH₄⁺), azoto nitrico (N-NO₃⁻), cloruri (Cl⁻) ed tensioattivi anionici (MBAS) sono stati analizzati in laboratorio.

Confrontando per ciascun parametro analitico i valori analizzati nei campioni di acqua grigia e prelevati a valle di ciascun pannello, si osservano: un aumento del DO, una diminuzione della T, un lieve incremento del pH e della EC. Ottime prestazioni di rimozione sono state verificate per TSS (la cui concentrazione in input oscilla tra 20-40 mg/L, mentre quella in output risulta prossima allo 0 mg/L per il pannello 1 (efficienza di rimozione del 96.3%), e < 10 mg/L per il pannello 2 (86.2%)), COD (100-130 mg/L in input, circa 20 mg/L in output per entrambi i pannelli (69.5% per il pannello 1, 72.4% per il pannello 2)), BOD₅ (50-60 mg/L in input, circa 0 mg/L in output per il primo pannello (99.7%), 0-5 mg/L per il secondo pannello (98.2%)), TN (1.3-2.5 mg/L N in input, e circa 0.5-0.8 mg/L N in output per entrambi i pannelli) ed MBAS (4-8 mg/L in input, circa 0 mg/L per il primo pannello (81.7%), 0-2 mg/L per il secondo pannello (65%)). La rimozione del fosforo è risultata di gran lunga più ostica (circa 8.5-9.3 mg/L P in input, 8-8.5 mg/L P in uscita per entrambi i pannelli), così come quella dei cloruri (circa 40-45 mg/L in input, circa 30-35 mg/L in output).

Quindi, a seguito di un confronto tra le modalità operative dei due pannelli, si è potuto osservare che entrambi ottengono in uscita concentrazioni molto simili. La differenza consiste nel fatto che il pannello 1, più recente, riesce ad ottenere le stesse efficienze del secondo pannello utilizzando solamente due livelli di trattamento, mentre nel caso del secondo pannello tutte le righe sono necessarie ai fini del trattamento dell'effluente. Inoltre, si è potuto notare un calo nelle prestazioni idrauliche del pannello 2, a seguito di numerosi casi di intasamento dei vasi.

Queste considerazioni ci permettono di sottolineare i punti di forza del sistema, in termini di rimozione degli inquinanti, per le quali si ottengono brillanti prestazioni. Tuttavia, la configurazione del sistema risulta essere caratterizzata da un calo di prestazioni sul lungo periodo, aprendo la strada a possibili studi che migliorino i parametri di progetto, quali ad esempio il substrato e i parametri di irrigazione. Si può quindi concludere confermando le grandi potenzialità di questa metodologia alternativa di trattamento delle acque grigie per via di sistemi naturali come i muri verdi, sottolineando la presenza di ampi spazi di indagine per quanto concerne la vasta gamma di scelte progettuali possibili.

Bibliografia

- Alchemia-nova. (2020). *vertECO*. <https://www.alchemia-nova.net/products/verteco/>
- ARPA. (2017). *Giudizio di Conformità rispetto ai limiti di emissione per BOD5, COD, SS prescritti in autorizzazione*. Arpa Lombardia. <https://www.arpalombardia.it/Pages/Indicatori/2017/Controlli/Giudizio-conformita-BOD5-COD-SS-2017.aspx#>
- Association for Rainwater Harvesting and Water Utilization. (2013). *Grey Water*. Interreg Central Europe. <https://www.interreg-central.eu/Content.Node/Digital-Learning-Resources/01-Greywater.pdf>
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). Assessment of the Treatment Performance of an Open-Air Green Wall Fed with Graywater under Winter Conditions. *ACS ES&T Water*. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00117>
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piscoiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of the Total Environment*, 711, 134731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731>
- Bp, D., Continental, J., Hydrochloride, D., Simone, G., & Tpo, D. (2005). Safety data sheet. *Carbon*, 1173(i), 1–8.
- Constructed wetlands. (2015). *Haiku Deck*. <https://www.haikudeck.com/constructed-wetlands-science-and-technology-presentation-hVxR33yS51>
- Copenhagen's green future is built on the rooftops*. (2019). Tomorrow Mag. <https://www.smartcitylab.com/blog/urban-environment/copenhagens-green-roofts/>
- Emirates, U. A. (2012). Safety Data Sheet. *Material Safety Data Sheet*, 4(2), 8–10. https://us.vwr.com/assetsvc/asset/en_US/id/16490607/contents
- Food and Agriculture Organization of the United States. (2020). SOFA 2020. *State of Food and Agriculture*.
- Fowdar, H. S., Deletic, A., Hatt, B. E., & Cook, P. L. M. (2018). Nitrogen removal in greywater living walls: Insights into the governing mechanisms. *Water (Switzerland)*, 10(4), 1–13. <https://doi.org/10.3390/w10040527>
- 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>
- 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, 140889. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140889>
- Living Green Walls 101: Their Benefits and How They're Made*. (2018). Dwell. <https://www.dwell.com/article/living-green-walls-how-to-5fa86ae0>
- Living Walls: The Interior Design Trend That Makes You Happier, Healthier, And, Yes, Even Smarter!* (2017). Urban Strong. <https://www.urbanstrong.com/living-walls-interior-design-trend-makes-happier-healthier-yes-even-smarter/>
- 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. *Building and Environment*, 125, 227–239. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.054>

- Patrizia Casarini. (n.d.). La Fitodepurazione: una Tecnologia di Depurazione Naturale. *ARPA LOMBARDIA*, 1–10.
- 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*, 125564. <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*(September 2019), 110173. <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*(February), 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*(January), 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.01.015>
- SNPA. (2018). Il campionamento delle acque interne finalizzato alla determinazione dei parametri chimici e misura in campo dei parametri chimico fisici per la direttiva quadro sulle acque. *Linee Guida SNPA 13 2018, Delibera del Consiglio SNPA, seduta del 22.02.2018 Doc.25/18*.
- ThermoFisher. (2012). Safety Data Sheet. *Material Safety Data Sheet*, *4*(2), 8–10. https://us.vwr.com/assetsvc/asset/en_US/id/16490607/contents
- United Nations, D. of E. and S. A. (2019). *World Population Prospects 2019*. <https://www.un.org/development/desa/publications/world-population-prospects-2019-highlights.html#:~:text=The world's population is expected,United Nations report launched today>
- Velp Scientifica. (2021). *BOD Sensor System*. <https://www.velp.com/it-it/respirometric-sensor-system-6-bod.aspx>
- White, S. A. (2013). Wetland technologies for nursery and greenhouse compliance with nutrient regulations. *HortScience*, *48*(9), 1103–1108. <https://doi.org/10.21273/hortsci.48.9.1103>

Indice delle figure

Figura 1: Diminuzione della disponibilità di acqua potabile pro-capite in m ³ /anno dal 1997 al 2017 (Food and Agriculture Organization of the United States, 2020).....	2
Figura 2: Separazione di acque grigie e nere alla fonte di produzione (Association for Rainwater Harvesting and Water Utilization, 2013).....	2
Figura 3: Origine e composizione delle acque reflue civili (Association for Rainwater Harvesting and Water Utilization, 2013).....	3
Figura 4: Green wall (Living Green Walls 101: Their Benefits and How They're Made, 2018).....	4
Figura 5: Living wall (Living Walls: The Interior Design Trend That Makes You Happier, Healthier, And, Yes, Even Smarter!, 2017).....	5
Figura 6: Green roof (Copenhagen's Green Future Is Built on the Rooftops, 2019).....	5
Figura 7: Constructed wetland ("Constructed Wetlands," 2015).....	5
Figura 8: Fitodepurazione nelle constructed wetlands (White, 2013).....	6
Figura 9: Meccanismi di rimozione all'interno del sistema medium-plant (Prodanovic et al., 2017).....	6
Figura 10: Ground based systems vs. Wall-based systems (Medl et al., 2017).....	7
Figura 11: Installazione green wall a Melbourne, Australia (Prodanovic et al., 2019).....	10
Figura 12: Composizione delle due configurazioni verticali prese in esame (Prodanovic et al., 2020).....	10
Figura 13: VertECO technology (Alchemia-nova, 2020).....	11
Figura 14: Pannello 1.....	12
Figura 15: Schematizzazione del pannello 1 e 2.....	12
Figura 16: Fibre di cocco.....	13
Figura 17: Mix fibre di cocco/perlite 80:20.....	13
Figura 18: Specie delle piante utilizzate nei pannelli: (a) Lonicera nitida, (b) Carex appressa, (c) Hedera helix.....	14
Figura 19: Meccanismi di rimozione dei contaminanti nel sistema radici-mix cocco/perlite.....	14
Figura 20: Preparazione dell'acqua grigia sintetica.....	16
Figura 21: Calendario lavaggi.....	17
Figura 22: Schema lavaggio, suddivisione del pannello 1 in tre colonne A, B, C.....	17
Figura 23: Campioni relativi al lavaggio del 10 dicembre 2020.....	18
Figura 24: Calendario campionamenti.....	19
Figura 25: Schematizzazione dei pannelli e numerazione dei campioni.....	20
Figura 26: Misura pH tramite misuratore multi parametrico e sonda dedicata.....	21
Figura 27: Misura OD tramite misuratore multi parametrico e sonda dedicata.....	21
Figura 28: Filtro post microfiltrazione.....	23
Figura 29: Microfiltrazione dei campioni.....	23
Figura 30: Filtri post essiccazione a 105°.....	Errore. Il segnalibro non è definito.
Figura 31: Determinazione del peso dei filtri post essiccazione su bilancia analitica.....	23
Figura 32: Idrossido di sodio in pellet inserito nei sotto-tappi in silicone.....	24
Figura 33: Chiusura delle bottiglie tramite l'utilizzo di tappi adibiti alla misura del BOD ₅ e collocazione delle bottiglie all'interno degli agitatori.....	24
Figura 34: Kit NANOCOLOR (MACHEREY-NAGEL) utilizzati in laboratorio.....	25
Figura 35: Dosaggio dei reagenti in provetta tramite l'impiego in una pipetta elettronica.....	26
Figura 36: Impiego PF-12 Plus Fotometro.....	26
Figura 37: Andamento del pH in relazione ai litri di TAP water con cui si è irrigato il pannello.....	29
Figura 38: Andamento della EC in relazione ai litri di TAP water con cui si è irrigato il pannello.....	30
Figura 39: Misura dell'ossigeno disciolto al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	31
Figura 40: Misura della temperatura al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	32
Figura 41: Misura del pH al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	32

Figura 42: Misura della conducibilità elettrica al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	33
Figura 43: Misura dei solidi sospesi totali al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	33
Figura 44: Misura della richiesta biochimica di ossigeno al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	34
Figura 45: Misura della richiesta chimica di ossigeno al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	34
Figura 46: Misura del fosforo totale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	35
Figura 47: Misura dell'azoto totale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	35
Figura 48: Misura dell'azoto nitrico al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	36
Figura 49: Misura dell'azoto ammoniacale al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	36
Figura 50: Misura dei tensioattivi anionici al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	37
Figura 51: Misura dei cloruri al variare delle righe di ciascun pannello, campionamento del 17-02-21.....	37
Figura 52: Incremento della concentrazione del DO al passaggio delle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	38
Figura 53: : Incremento della concentrazione del DO al passaggio delle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	39
Figura 54: : Andamento della temperatura nel tempo a seguito del passaggio per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	39
Figura 55: Andamento della temperatura nel tempo a seguito del passaggio nell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	40
Figura 56: Misura del pH nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1... ..	40
Figura 57: Misura del pH nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1... ..	41
Figura 58: Misura della conducibilità elettrica nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	41
Figura 59: Misura della conducibilità elettrica nel tempo a seguito del passaggio dell'acqua per le righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	42
Figura 60: Abbattimento della concentrazione dei solidi sospesi totali, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	42
Figura 61: Abbattimento della concentrazione dei solidi sospesi totali, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	43
Figura 62: Abbattimento della concentrazione di BOD ₅ in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	43
Figura 63: Abbattimento della concentrazione di BOD ₅ in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	44
Figura 64: Abbattimento della concentrazione di COD in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	44
Figura 65: Abbattimento della concentrazione di COD in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	45
Figura 66: Abbattimento della concentrazione di fosforo totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	45
Figura 67: Abbattimento della concentrazione di fosforo totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	46
Figura 68: Abbattimento della concentrazione di azoto totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	46
Figura 69: Abbattimento della concentrazione di azoto totale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	47
Figura 70: Abbattimento della concentrazione di azoto in forma ammoniacale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1.....	47

Figura 71: Abbattimento della concentrazione di azoto in forma ammoniacale in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2.....	48
Figura 72: Abbattimento della concentrazione di cloruri in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1	48
Figura 73: Abbattimento della concentrazione di cloruri in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2	49
Figura 74: Abbattimento della concentrazione di tensioattivi anionici in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 1	49
Figura 75: Abbattimento della concentrazione di tensioattivi anionici in input, a seguito del trattamento nelle righe 1, 2 e 3 del pannello 2	50