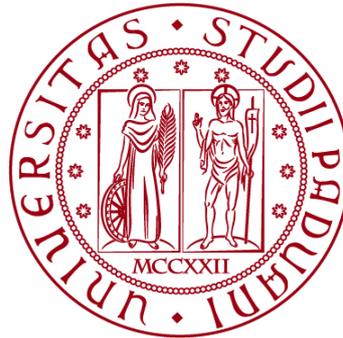


UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE, EDILE E
AMBIENTALE

Department Of Civil, Environmental and Architectural Engineering

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Civile



TESI DI LAUREA

SVILUPPO DI UN SENSORE A BASSO COSTO PER
MISURE IN CONTINUO DI TORBIDITÀ

DEVELOPING OF A LOW COST SENSOR FOR
CONTINUOUS TURBIDITY MEASUREMENTS

Relatore:

Dott. DAVIDE TOGNIN

Correlatori:

Chiar.mo PROF. LUCA CARNIELLO

Dott. NICOLA DURIGHETTO

Laureando:

NICOLÒ SCANCELLI

2036525

ANNO ACCADEMICO 2022-2023

Indice

1	ABSTRACT	3
2	INTRODUZIONE	5
2.1	Misurare la torbidità	5
2.2	Trasporto solido in sospensione	6
2.3	Torbidità e light scattering	10
2.4	Approccio alla misurazione	12
2.5	Standard di torbidità	15
3	MATERIALI E METODI	17
3.1	Descrizione del sensore	17
3.2	Scelta della postazione	22
3.3	Test a concentrazione costante	22
3.4	Taratura	25
4	RISULTATI	27
4.1	Scelta della geometria e della resistenza	27
4.1.1	Effetto della variazione della resistenza del potenziometro	29
4.1.2	Effetto della variazione della distanza ricevitore – lente. Parità di resistenza	31
4.1.3	Effetto della variazione della distanza ricevitore – lente. Parità di angolo	34
4.1.4	Distanza LED – lente a 0 cm.	36
4.2	Test a concentrazione costante	37
4.2.1	Test con pompa	37
4.2.2	Test con miscelatore	38
4.2.3	Taratura	39
4.3	Test con altri materiali	42
4.3.1	Sedimenti di bassofondale	43
4.3.2	Sedimento di canale	45
4.3.3	Confronto tra materiali	47
4.4	Confronto tra due sensori	50
5	VERIFICA DELLO STRUMENTO IN CAMPO	55
5.1	Analisi dei campioni di concentrazione raccolti	57
5.2	Risultati	59
6	CONCLUSIONI	63
7	BIBLIOGRAFIA	65
8	APPENDICE	67
8.1	Descrizione del sensore	67
8.2	Risultati. Test a concentrazione variabile	70

1 ABSTRACT

Il trasporto di sedimenti in sospensione ha un ruolo fondamentale nell'evoluzione morfologica dei corsi d'acqua e degli ambienti costieri con potenziali effetti anche in ambito biologico ed ecologico. Il trasporto di sedimenti può rappresentare anche un problema nella gestione dei corpi idrici, perché le alterazioni della quantità e della qualità dei sedimenti possono aumentare il rischio di inondazioni minacciando così le infrastrutture, oltre ad avere anche un impatto negativo sugli habitat ecologici. Per affrontare questi problemi è necessario comprendere le dinamiche temporali e spaziali del trasporto di sedimenti in sospensione. Tuttavia, la misura e il monitoraggio di questi processi sono complessi e solitamente limitati a pochi siti a causa del costo elevato dei sensori disponibili in commercio.

L'obiettivo principale di questa tesi è sviluppare un sensore di torbidità a basso costo per il monitoraggio continuo del trasporto di sedimenti sospesi in ambienti fluviali e costieri. Il sensore punta ad avere un'accuratezza paragonabile a quella dei sensori commerciali e un costo contenuto per permetterne un'installazione diffusa. Inoltre deve essere facilmente adattabile alle diverse condizioni idrodinamiche di fiumi e ambienti costieri ed essere in grado di coprire l'intervallo tipico di concentrazione dei sedimenti sospesi sia in condizioni normali sia in caso di eventi ad elevata intensità.

I sensori sviluppati sono costruiti con componenti facilmente reperibili e sono costituiti da due sorgenti luminose (LED), una camera dove viene contenuto il campione di acqua torbida e due ricevitori per permettere di misurare l'intensità luminosa a diversi angoli, in particolare a 45°, 90°, 135° e 180° rispetto alla sorgente luminosa. I sensori sono stati prima testati e calibrati in laboratorio in condizioni controllate, in particolare creando delle concentrazioni note di caolino e sedimenti di campo e mantenendole costanti con l'utilizzo di strumentazione di laboratorio. A partire dai valori di output forniti dai sensori e dai valori noti di concentrazione è stato possibile calcolare delle curve di calibrazione da utilizzare per ottenere direttamente i valori di concentrazione dei sedimenti in sospensione.

In seguito, il funzionamento del sensore è stato anche verificato conducendo alcune misure di campo in laguna di Venezia nella stessa area dove erano stati precedentemente prelevati i sedimenti testati in laboratorio. Dal confronto tra le misurazioni condotte in campo con il sensore e le concentrazioni misurate direttamente analizzando dei campioni prelevati contestualmente alle misure, si è constatato come il sensore sia adatto anche alle misurazioni in contesti reali in quanto è in grado di rilevare con buona precisione il valore di concentrazione di sedimenti in sospensione nei range caratteristici di questi ambienti.

2 INTRODUZIONE

2.1 Misurare la torbidità

Il moto dell'acqua genera una serie di fenomeni e processi legati ai sedimenti come l'erosione, il deposito o il trasporto. Una volta movimentati infatti, questi possono essere trasportati al fondo o in sospensione.

I sedimenti in sospensione trasportati dalla corrente giocano un ruolo fondamentale negli ambienti fluviali e costieri. Il SSC, o Suspended Sediment Concentration, è infatti determinante per la creazione di aree ecologiche risultando così indispensabile per questo tipo di ambienti (Figura 1). La sua importanza è legata anche alla possibilità di creare diversi problemi legati all'inquinamento, degradazione ecologica e danni in seguito alle inondazioni dei corsi d'acqua (Vercruysse, Grabowski and Rickson, 2017).

Al fine di sviluppare un adeguato piano di gestione dei corsi d'acqua e delle zone costiere, è necessario riuscire a quantificare il trasporto di sedimenti e legare tale fenomeno alle sue dinamiche spazio-temporali. Tale operazione risulta però complicata a causa della mancanza di una rete di monitoraggio per la misura in continuo di questi fenomeni. Il trasporto di sedimenti attraverso un bacino idrografico è generalmente semplice: il materiale organico e inorganico viene eroso dalle superfici del terreno, scorre a valle attraverso un corso d'acqua e viene quindi trasportato a valle come sedimento in sospensione. Tuttavia, la ricerca ha evidenziato sempre più la natura stocastica e variabile di ogni fase di questo processo. È proprio questa la sfida alla base degli studi sulla torbidità delle acque, questa complessità nelle dinamiche di trasporto e deposito di sedimenti che non rendono facile la loro misura.

Solamente in pochi siti è possibile misurare la concentrazione di sedimenti nella colonna d'acqua. Questo principalmente a causa del ridotto numero di strumenti commerciali con costi contenuti. Si rende così necessario trovare una soluzione economica per la misura dei sedimenti e del loro trasporto in modo continuo.



Figura 1: Fenomeno di trasporto solido in uno specchio d'acqua

2.2 Trasporto solido in sospensione

Il trasporto in sospensione è stato inquadrato dal punto di vista modellistico. Tale fenomeno è descritto da alcuni parametri, il principale è la velocità di sedimentazione, ossia la velocità con cui una particella in sospensione in un fluido si deposita sul fondo. Un granulo rilasciato in un fluido in quiete raggiunge dopo un transitorio iniziale, una condizione in cui la forza resistente F_D è in equilibrio con l'azione del peso immerso G_R (ovvero del peso depurato della spinta di Archimede) (Seminara and Tubino, 2003). In tale situazione la particella cade con una velocità costante W_S detta velocità di sedimentazione. Il valore standard di W_S è riferito alla sedimentazione in acqua distillata in quiete a 24°C.

Nel caso di una sfera di diametro D e densità relativa al fluido ρ si trova:

$$W_S = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{gD}{C_D} \Delta} \quad (1)$$

con C_D coefficiente di resistenza, $\Delta = (\rho_s - \rho) / \rho$ e g accelerazione di gravità. Il coefficiente C_D dipende dal numero di Reynolds:

$$Re = W_S D / \nu \quad (2)$$

con ν viscosità cinematica del fluido. In particolare per $Re < 0.1$ vale la relazione di Stokes:

$$C_D = 24 / Re \quad (3)$$

per valori di $Re > 0.1$, C_D è noto empiricamente come si può notare in Figura 2.

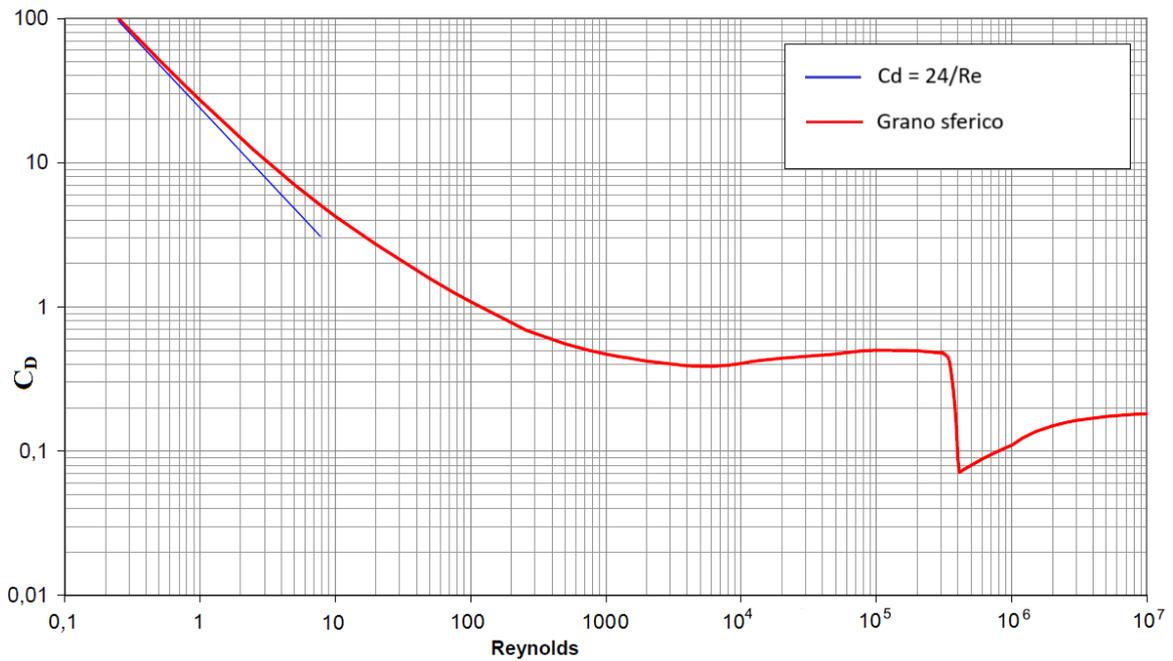


Figura 2: Coefficiente di drag per una sfera in funzione del numero di Re

Nel caso di sedimenti naturali W_s dipende anche dalla forma dei granuli. Si definisce il coefficiente di forma il rapporto $a_3/\sqrt{a_1 a_2}$ essendo a_1 , a_2 e a_3 rispettivamente le lunghezze del massimo, intermedio e minimo asse di un ellissoide con cui il granulo può essere approssimato. Il valore tipico del coefficiente di forma per sedimenti sabbiosi è 0.7.

La velocità di caduta di una particella è modificata dalla presenza di altre particelle. In particolare, se la concentrazione C è elevata la velocità di sedimentazione W_s tende a diminuire. Secondo Richardson and Zaki (1954) si ha:

$$W_{SC} = W_s(1 - C)^\alpha \quad (4)$$

Tabella 1: Legame tra Re e il parametro α

$Re = W_s D / \nu$	α
< 0.2	4.65
0.2 - 1.0	$4.65 Re^{-0.03}$
1.0 - 200	$4.45 Re^{-0.1}$
> 200	2.39

Quando una corrente in moto turbolento sollecita un ammasso di sedimenti incoerenti esistono condizioni in cui la quantità di granuli movimentati è trascurabile ai fini pratici.

Si considerano le condizioni limite al di sotto delle quali il trasporto di sedimenti da parte della corrente è trascurabile.

Il criterio d'inizio del movimento di sedimenti uniformi proposto da Shields (1936) consiste nella definizione di un valore (minimo) di soglia θ_{cr} della tensione adimensionale (di Shields):

$$\theta = \frac{\tau_0}{(\rho_s - \rho)gD} \quad (5)$$

con τ_0 tensione tangenziale (mediata rispetto alle fluttuazioni turbolente) esercitata dal fluido sul fondo, in funzione del numero di Reynolds delle particelle:

$$R_p = \frac{\sqrt{\Delta g D^3}}{\nu} \quad (6)$$

Recenti studi hanno dimostrato che la curva di Shields (Figura 3) tende a sovrastimare i valori di θ_{cr} , in particolare per grandi valori di R_p il valore limite di θ_{cr} è prossimo a 0.03 anziché 0.06.

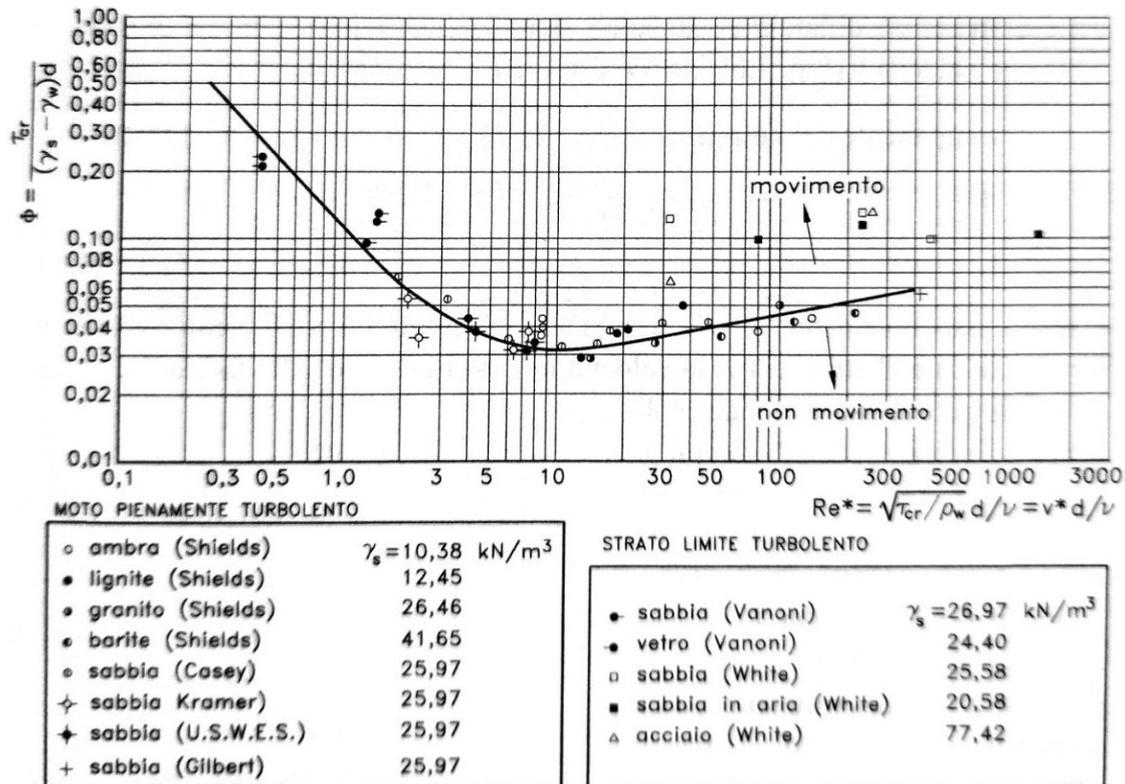


Figura 3: Curva di Shields

Il trasporto dei sedimenti viene convenzionalmente distinto in trasporto al fondo e trasporto in sospensione anche se in natura non vi è una suddivisione netta.

Il primo avviene per slittamento o rotolamento, cioè con granuli che rimangono in contatto continuo con il fondo, quando θ è di poco superiore al valore critico per l'incipiente trasporto θ_{cr} , o per saltellamento, quindi sollevate e fatte depositare più a valle per valori di θ superiori.

Quando la tensione adimensionale di Shields θ eccede una seconda soglia critica θ_s , i sedimenti vengono innalzati ad una distanza dal fondo tale per cui le forze turbolente sono maggiori del peso immerso. I sedimenti vengono allora trasportati senza contatti con il fondo: tale regime è detto di trasporto in sospensione. Secondo il criterio empirico proposto da diversi autori la condizione per il verificarsi del trasporto in sospensione si esprime nella forma:

$$\frac{u_*}{W_s} \geq N \quad (7)$$

con u_* velocità di attrito, W_s velocità di sedimentazione (Van Rijn, 1984).

In funzione della trattazione che si vuole considerare il parametro N varia:

- $N = 1$ per Bagnold (1996)
- $N = 1.25$ per Engelund & Fredsoe (1982):
- $\begin{cases} N = 4 R_p^{-\frac{2}{3}} & \text{se } 1 < R_p \leq 31.62 \\ N = 0.4 & \text{se } R_p > 31.62 \end{cases}$ per Van Rijn (1982)

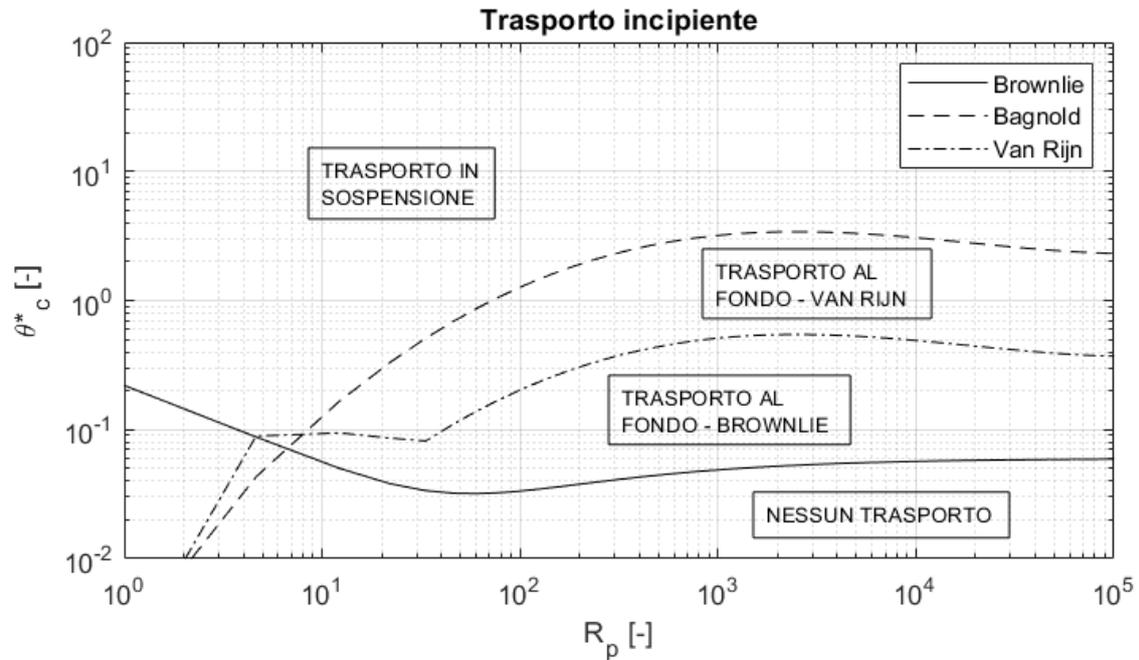


Figura 4: Definizione dei campi per il trasporto dei sedimenti in base a R_p

Il materiale trasportato in sospensione contiene poi una parte di sedimenti molto fini, che non si ritrovano in misura significativa nel materiale del fondo. Tale porzione del trasporto costituisce la portata solida di dilavamento, detta “wash load” nella letteratura anglosassone.

Per valutare il contributo del trasporto in sospensione all’interno di un corso d’acqua si parte dalle ipotesi di moto uniforme e di canale infinitamente largo (tirante trascurabile rispetto alla larghezza) da cui si può ottenere l’ipotesi di omogeneità spaziale in x e y .

Per valutare il trasporto in sospensione, si determinata innanzitutto la quota di riferimento z_a :

$$z_a = 3d_{90} + 1.1A \left(1 - e^{-25\frac{A}{7.3}} \right) \quad (8)$$

A cui corrisponde una concentrazione di riferimento c_a ovvero una misura della concentrazione al fondo:

$$c_a = 0.015 d_{50} \frac{T^{1.5}}{z_a R_p^{0.2}} \quad (9)$$

Si calcola il numero di Rouse come:

$$Z_R = \frac{w_s}{k u_*} \quad (10)$$

dove w_s è la velocità di sedimentazione, k è costante di Von Karman e u_* è la velocità di attrito. Si determina il profilo di concentrazione media di Rouse:

$$\frac{\langle c \rangle}{c_a} = \left(\frac{1 - \zeta}{\zeta} \frac{\zeta_a}{1 - \zeta_a} \right)^{Z_R} \quad (11)$$

Ricavando infine la concentrazione mediata sulla verticale:

$$C = c_a \int_{\zeta}^1 \left(\frac{1 - \zeta}{\zeta} \frac{\zeta_a}{1 - \zeta_a} \right)^{Z_R} d\zeta \quad (12)$$

Si può infine definire la componente di portata legata al carico in sospensione come:

$$Q_s^s = CD_0 U_0 \quad (13)$$

2.3 Torbidità e light scattering

Un primo approccio alla misura della concentrazione di sedimenti in sospensione si ha avuto con l'utilizzo dei primi campionatori. Tali strumenti vengono utilizzati ad esempio nei corsi d'acqua in piena, per prelevare campioni di acqua torbida in modo da studiarli poi in laboratorio. I campionatori sono molto pesanti, quindi tali da non essere influenzati dall'intensità della corrente e contengono una camera per catturare uno o più campioni d'acqua torbida come mostrato in Figura 5. Il vantaggio di tali strumenti risiede nella possibilità di misurare in modo diretto la concentrazione puntualmente sia nel tempo che nello spazio. Il non poter misurare la concentrazione in modo continuo però, associato alla difficoltà nell'utilizzo dei campionatori (dato il peso) e al loro costo, ha fatto sì di ricercare vie alternative per questo tipo di misurazione. Con il progressivo sviluppo tecnologico, sono stati proposti diversi sensori e la misura dei sedimenti in sospensione è stata associata al concetto di torbidità.

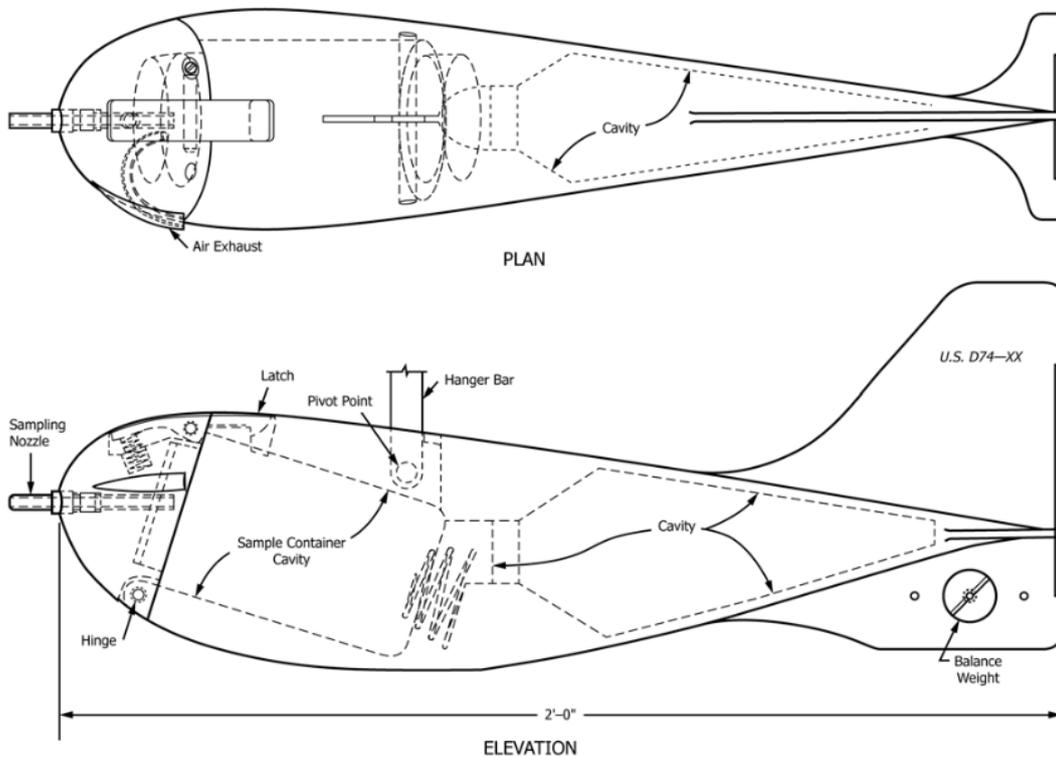


Figura 5: Esempio di campionario (D19 Committee, 2019)

L'American Society for Testing and Materials International (ASTM International) definisce la torbidità come un'espressione della proprietà ottica che fa sì che la luce sia diffusa e assorbita piuttosto che trasmessa in linea retta attraverso un campione (D19 Committee, 2019). La diffusione è causata principalmente da materiali in sospensione quali argille, sali, sabbie, particelle organiche e organismi microscopici, mentre l'assorbimento è dovuto a sostanze disciolte (Gippel, 1989).

La torbidità, quindi, non è una misura diretta delle particelle in sospensione ma l'effetto di diffusione che queste hanno sulla luce e può essere interpretata come una misura della trasparenza e limpidezza dell'acqua.

Un raggio di luce¹ passante attraverso un campione di acqua limpida tenderà a essere relativamente indisturbato, tuttavia, le molecole di tale campione avranno comunque un'influenza sul raggio deviandolo di un certo angolo. Questo comporta l'assenza di soluzioni con torbidità nulla.

Generalmente, nei campioni contenenti solidi in sospensione, i fattori che maggiormente influenzano la trasmissione della luce sono la dimensione, forma e composizione delle particelle nella soluzione e la lunghezza d'onda della luce incidente (Sadar, 1998). La distribuzione spaziale della luce diffusa dipende in particolare dal rapporto tra dimensione delle particelle e lunghezza d'onda incidente.

Le particelle più piccole tenderanno ad assorbire l'energia del raggio incidente per poi irradiarla in tutte le direzioni causando quindi il già citato effetto di diffusione. Se la dimensione di tali particelle è molto inferiore alla lunghezza d'onda della luce incidente ($D \sim \lambda/10$), si osserverà una diffusione pressoché simmetrica con una quantità di luce approssimativamente uguale nel verso della trasmissione e quello della riflessione (Figura 6A). All'aumentare della dimensione delle particelle solide ($D > \lambda/4$), la diffusione della luce avverrà da punti diversi della particella creando uno schema con maggiore quantità di luce presente nel verso della trasmissione (Figura 6B). Se $D > \lambda$, la luce sarà trasmessa attraverso un cono di piccole dimensioni (Figura 6C).

Inoltre, particelle più piccole diffonderanno lunghezze d'onda piccole (luce blu) più rapidamente rispetto a quelle maggiori (luce rossa) mentre la risposta è contraria per particelle di dimensione più elevata.

La luce diffusa si intensifica all'aumentare della concentrazione dei solidi nel fluido, tuttavia, dato che i raggi di luce interessano sempre più particelle, si innesca un processo di diffusione a catena e aumenta quindi la quantità di energia assorbita. Quando questa concentrazione supera una determinata soglia, i valori di luce diffusa e trasmessa calano drasticamente rendendo così definibile il limite superiore misurabile della torbidità.

¹ Con il termine "luce" si intende in questo elaborato sia lo spettro visibile (lunghezza d'onda λ compresa tra 390 nm a 760 nm), sia le radiazioni infrarossi con λ compresa tra 760 nm e 3000 nm.

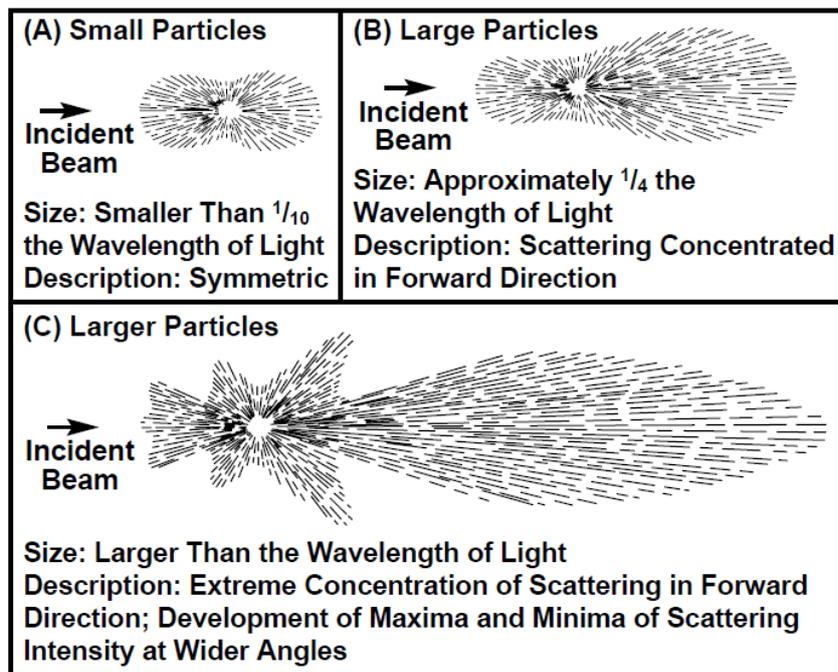


Figura 6: Modi di diffondere la luce in base alla grandezza relativa delle particelle. (A) particelle più piccole di $\frac{1}{10}$ della lunghezza d'onda, (B) particelle con dimensione circa $\frac{1}{4}$ della lunghezza d'onda, (C) particelle più grandi della lunghezza d'onda della luce incidente (Sadar, 1998)

2.4 Approccio alla misurazione

Per la misura della torbidità sono stati sviluppati dei sensori basati sulla variazione delle proprietà ottiche dell'acqua. Tradizionalmente questi sensori sono usati per il rilevamento di impurezze rilevabili visibilmente o di impurità che rispondono ai cambiamenti della luce emessa verso un campione. Ossigeno disciolto, pH, torbidità, monitoraggio del livello dell'acqua e cloro residuo possono essere misurati con questa tipologia di sensori in quanto questi parametri rispondono con la variazione di luce (Sadar, 1998). Proprio a causa di questa possibile variazione gli strumenti che si basano su sensori ottici necessitano di essere ben progettati e calibrati.

In commercio esistono diversi strumenti per misurare ad esempio la torbidità ma come già detto, il loro prezzo è molto alto quindi non risultano adatti a far parte di una rete di monitoraggio e misurazione. Sempre di più quindi si ricercano alternative economiche a questi strumenti creando sensori con componenti di base (Droujko and Molnar, 2022).

Tendenzialmente questi nuovi sensori sono costituiti da (Kelley *et al.*, 2014):

- una sorgente di luce diretta verso il campione come una lampada a filamento di tungsteno o una lampada a LED. Quest'ultima ha un'ampia resa spettrale, è robusta, economica e affidabile;
- una camera contenente il campione;
- uno o più ricevitori collocati attorno alla camera (possibilità di scegliere la geometria).

Quest'ultimi convertono la radiazione incidente in un segnale elettrico equivalente considerando la riflessione/diffusione dei raggi di luce attraverso il campione.

I ricevitori sono costituiti da componenti di micro o nanotecnologia (MEMS, *Micro-Electro-Mechanical Systems*) in grado di percepire l'ambiente in cui si trovano e di reagire ai cambiamenti di tale ambiente con l'uso di un microcircuito (Bhardwaj, Gupta and Gupta, 2015).

I MEMS possono fornire misurazioni per il livello dell'acqua, pressione, monitoraggio del flusso e il rilevamento della temperatura. Offrono poi il notevole vantaggio di ridurre i costi grazie alla produzione su larga scala.

Tra le varie configurazioni studiate, il sensore più semplice è costituito da una sorgente luminosa che emette i raggi di luce in una camera contenente il campione da studiare e un ricevitore posto a 180° da questa sorgente. Il funzionamento quindi si basa sul principio dell'attenuazione della luce (Figura 7): in base alla quantità di materiale in sospensione nella camera, il ricevitore misurerà valori più o meno alti in base alla quantità di luce trasmessa attraverso il campione.

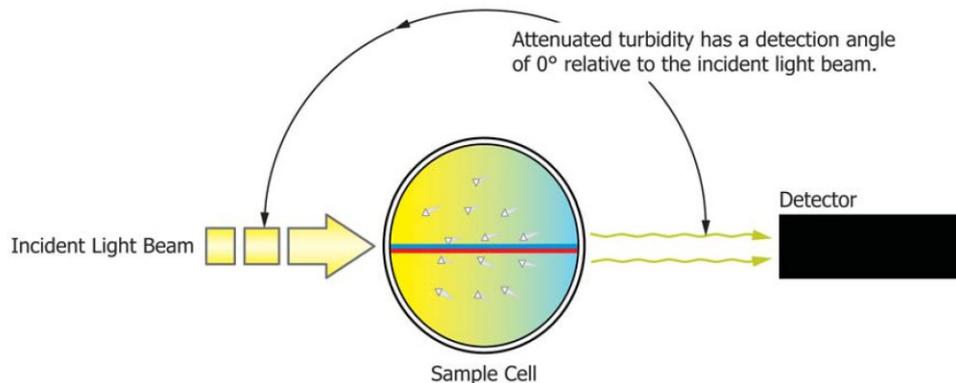


Figura 7: Configurazione con ricevitore a 180° rispetto alla sorgente luminosa (D19 Committee, 2023)

Tali strumenti forniscono un'alta precisione in determinate condizioni, ma sono ancora limitati nella loro capacità di misurare concentrazioni elevate o estremamente basse. A basse intensità di diffusione, quindi per concentrazioni basse, la variazione della luce trasmessa è talmente piccola da essere virtualmente non rilevabile con nessun mezzo (il segnale si perde nel rumore elettronico), a concentrazioni più elevate invece, la diffusione multipla interferisce invece con la diffusione diretta.

La soluzione a questo problema è stata quella di misurare la luce diffusa ad un angolo rispetto al fascio di luce incidente. Un angolo di rilevamento di 90° è considerato molto sensibile alla diffusione data dalle particelle. La maggior parte degli strumenti moderni misura la diffusione a 90° (Figura 8); questi strumenti sono chiamati nefelometri o torbidimetri nefelometrici, per distinguerli dai torbidimetri generici, che misurano il rapporto tra la luce trasmessa e quella assorbita. Questo metodo offre una buona stabilità, linearità, sensibilità, bassa luce parassita e aumenta il range di misura.

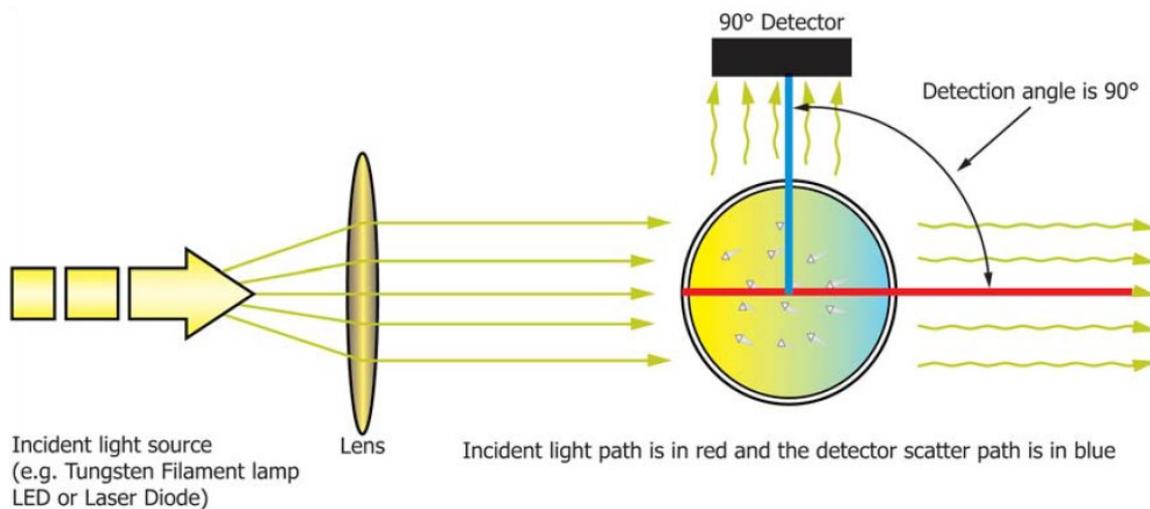


Figura 8: Configurazione con misura a 90° rispetto alla sorgente luminosa (D19 Committee, 2023)

La sensibilità, la precisione e l'applicabilità della nefelometria su un'ampia gamma di dimensioni e concentrazioni di particelle hanno fatto sì che il nefelometro sia stato adottato dagli *Standard Methods* come mezzo preferito per la misurazione della torbidità. L'unità di misura scelta per questo tipo di misura è l'NTU ossia nephelometric turbidity units.

Procedendo con questa considerazione, sono state studiate diverse configurazioni in cui all'interno della camera contenente il campione da analizzare, sono stati posti più ricevitori distribuiti a diversi angoli come nello schema riportato in Figura 9 (Sadar, 1998). Questa geometria permette di eliminare parzialmente gli errori dovuti all'assorbimento della lunghezza d'onda nei campioni.

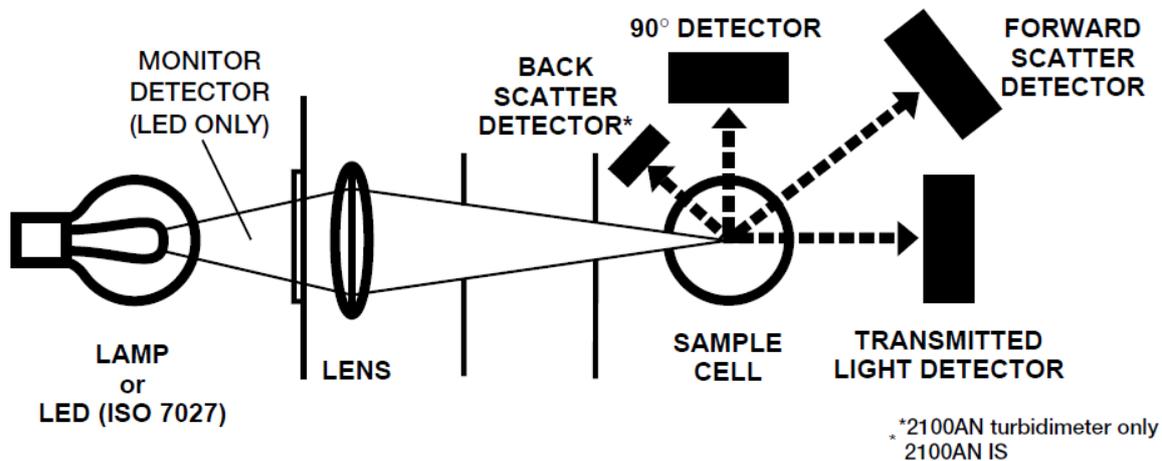


Figura 9: Configurazione con ricevitori posti a più angoli

La lunghezza del percorso attraversato dalla luce diffusa è un parametro di progettazione che influisce sulla sensibilità e sulla linearità dello strumento.

La sensibilità aumenta con l'aumentare della lunghezza del percorso, ma la linearità è sacrificata a concentrazioni elevate di particelle a causa della dispersione e dell'assorbimento multiplo. Al contrario, se la lunghezza del percorso viene diminuita, l'intervallo di linearità viene aumentato, ma la sensibilità viene persa a basse concentrazioni (questo compromesso può essere eliminato con un percorso regolabile). L'utilizzo di una lunghezza di percorso ridotta può anche aumentare l'impatto della luce diffusa.

Uno strumento che utilizza più angoli di ricezione generalmente misura la luce trasmessa mediante un ricevitore posto a 180° dalla sorgente luminosa, la nefelometria, quindi lettura a 90° e la diffusione dei raggi di luce a due angoli, uno tendente alla trasmissione, quindi intorno a 135° rispetto alla sorgente luminosa, l'altro tendente alla riflessione quindi intorno ai 45° . Ad ognuna di queste misure è associata una curva costruita misurando punto per punto in un grafico in cui in ascissa si ha la concentrazione, mentre in ordinata la misura grezza letta dal ricevitore. All'aumentare della concentrazione, ogni ricevitore risponde in maniera diversa. Per acqua pulita non si ha il fenomeno della diffusione quindi l'unico ricevitore a leggere risulta quello a 180° , quando invece l'acqua diventa sempre più torbida, ci saranno sempre più ostacoli per la lettura a 180° quindi la curva associata avrà un andamento decrescente, mentre tenderanno a salire le letture per gli altri angoli. Le curve a 90° e a 135° sono caratterizzate da un andamento crescente fino a raggiungere un picco (che avviene però a valori di concentrazione differenti), per poi decrescere. La curva associata alla riflessione (45° rispetto alla sorgente luminosa) avrà un andamento crescente in quanto all'aumentare della torbidità, ci saranno sempre più particelle in grado di riflettere i raggi luminosi. L'andamento di queste curve è mostrato in Figura 10.

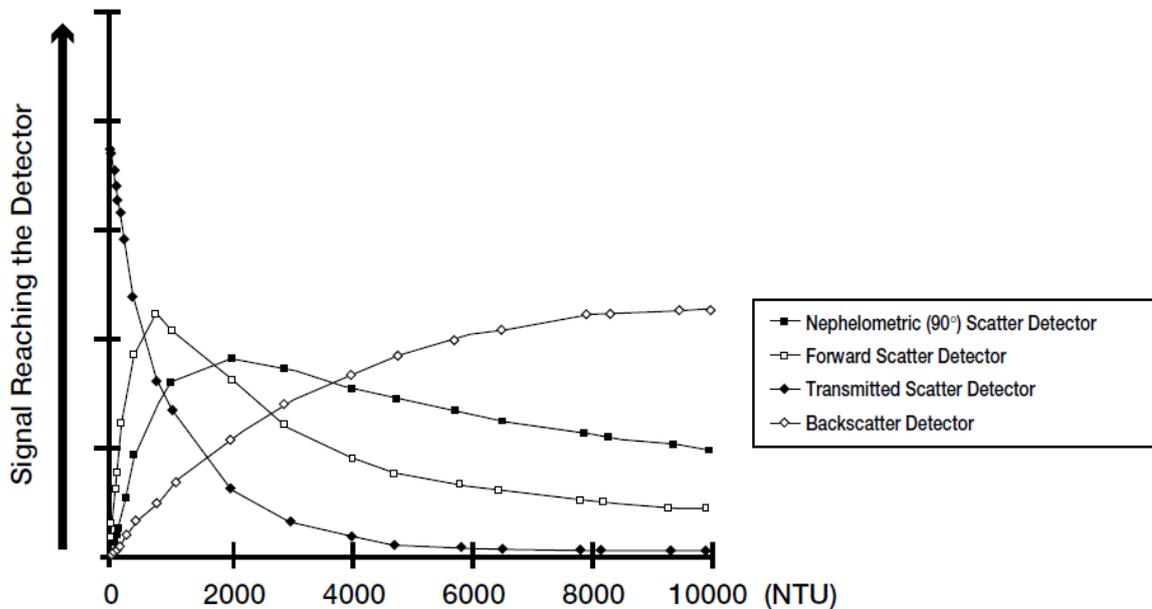


Figura 10: Curve sperimentali per misure a 45° , 90° , 135° e 180° (Sadar, 1998)

2.5 Standard di torbidità

L'unico standard riconosciuto per le misure di torbidità è la formazina, in quanto è l'unico materiale che rispetta le indicazioni riportate negli *"Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater"*: lo standard primario per la torbidità deve essere preparato dall'utente da materie prime reperibili, usando una metodologia precisa, sotto condizioni ambientali controllate.

La preparazione, lo stoccaggio e il trattamento della formazina influenzano l'accuratezza e la stabilità della misura (Lehr, 2005). Tale materiale presenta alcuni vantaggi come la possibilità di ricreare lo stesso composto da zero partendo dalle materie prime oppure di reperirlo premiscelato sul mercato con costi contenuti.

Vi sono però diversi svantaggi nell'uso della formazina tra cui: la possibilità di essere tossica, il cambio delle sue proprietà fisiche quali forma, dimensione e aggregazione delle particelle a causa

di una variazione di temperatura o diluizione, la necessità di mescolamento dopo il suo stoccaggio per l'uso immediato e la scarsa durata di conservazione per le soluzioni diluite.

Un altro problema in merito alle misure con formazina riguarda l'unità di misura: usando questo standard si parla di FNU (Formazin Nephelometric Units) o NTU (Nephelometric Turbidity Units) che sono derivanti dalla misura della torbidità attraverso un sensore posto a 90° rispetto alla sorgente del raggio di luce; queste unità di misura non hanno un legame univoco con le unità del Sistema Internazionale in quanto dipendono dalle caratteristiche fisiche del materiale in sospensione come già visto.

Esistono degli standard secondari definiti dagli *Standard Methods* come quegli standard che un produttore (o un'organizzazione indipendente) ha certificato fornire risultati di taratura degli strumenti equivalenti (entro certi limiti) a quelli ottenuti quando questi sono calibrati con standard di formazina preparati dall'utente.

Alcuni studiosi però hanno espresso la loro opinione riguardo l'utilizzo della formazina o dei suoi derivati: data la sua possibilità di essere dannosa, essi hanno spinto per l'utilizzo di altri materiali, come polvere di feldspato o il materiale di campo dove si intenderà poi svolgere le misure (Droujko and Molnar, 2022).

3 MATERIALI E METODI

3.1 Descrizione del sensore

Gli elementi principali del circuito definente il sensore sono:

- Arduino Nano (dotato del microcontrollore ATmega328), permette di comunicare con ricevitori e LED attraverso uno “sketch” implementato su Arduino IDE;
- Due LED infrarossi TSHG6200 di Vishay Semiconductors. La luce emessa da questo tipo di LED ha un picco di lunghezza d’onda di 850 nm come visibile in Figura 11:

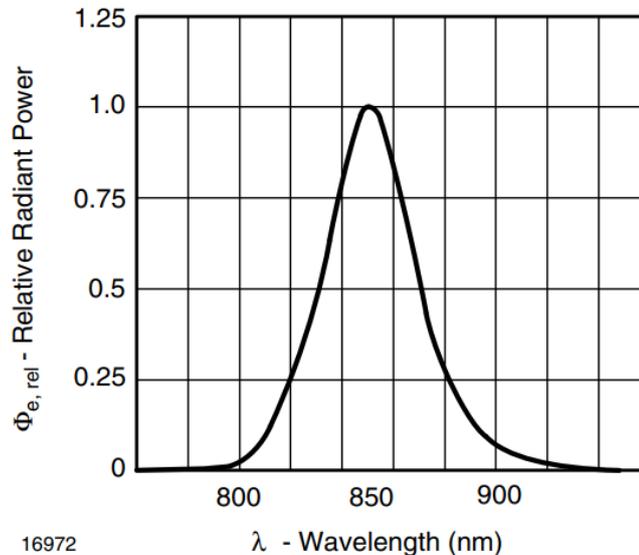


Figura 11: Potenza irradiata in funzione della lunghezza d’onda per il LED ad infrarossi TSHG6200 (Vishay Semiconductors)

È stato scelto questo LED in quanto le sorgenti luminose con picco a 850 nm non sono influenzate dal colore del campione da studiare (Sadar, 1998). L’alimentazione dei LED viene fornita dal collegamento con il pin “3v3” di Arduino, mentre per la messa a terra si utilizza il pin “GND”;

- Due ricevitori OPT101 di Texas Instruments. Questi sensori sono fotodiodi monolitici con amplificatore di transimpedenza on-chip². In output si restituisce tensione, la cui lettura aumenta linearmente all’aumentare dell’intensità luminosa.

La scelta di utilizzare questo ricevitore nasce dalla scelta dei LED come sorgenti luminose: come si nota da Figura 12 il picco di sensibilità si ha per $\lambda \sim 850$ nm che è proprio la lunghezza d’onda di picco emessa dai LED.

² Un amplificatore a transimpedenza (TIA) è un convertitore corrente-tensione utilizzato per amplificare la corrente in uscita da diversi tipi di sensori a una tensione proporzionale.

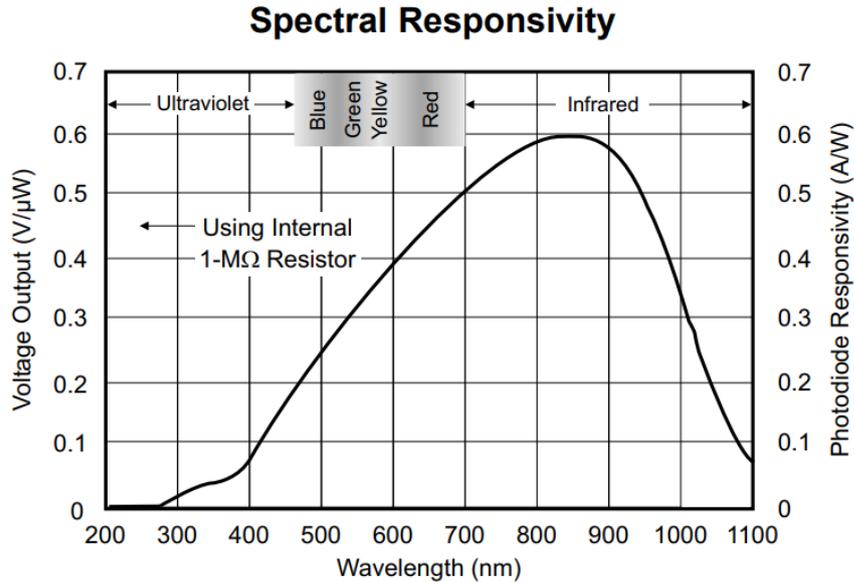


Figura 12: Risposta spettrale del ricevitore OPT101 (Texas Instruments)

I pin usati in ogni ricevitore sono quattro (in riferimento a Figura 13): l'alimentazione (pin 1), connessa ad Arduino con il pin dei 5V, la messa a terra (pin 8), connessa al GND di Arduino, l'output (pin 5), connesso a uno degli otto pin analogici di Arduino e il Feedback (pin 4), per l'utilizzo di un potenziometro usato come resistenza aggiuntiva;

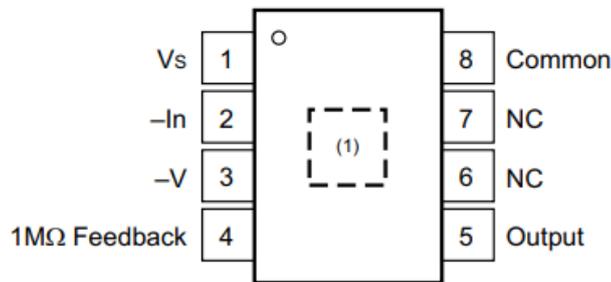


Figura 13: Pin del ricevitore

Al fine di verificare il corretto funzionamento del ricevitore si è ricostruito mediante l'utilizzo di una breadboard il circuito elettrico con cavi, quindi senza procedere con operazioni di saldatura, come mostrato in Figura 14.

Il ricevitore, che trasforma il segnale da luce a un valore digitale compreso tra 0 a 1024, si interfaccia con il PC tramite un Arduino Nano della DFRobot.

Non essendo ancora inserito all'interno di un campione torbido insieme a una sorgente di luce, il ricevitore così fornisce in output solo le misure della luce ambiente e le sue variazioni: una luce ambiente molto forte corrisponde a una lettura con valore alto, tendente a 1024, mentre facendo ombra progressivamente tale valore tende a calare.

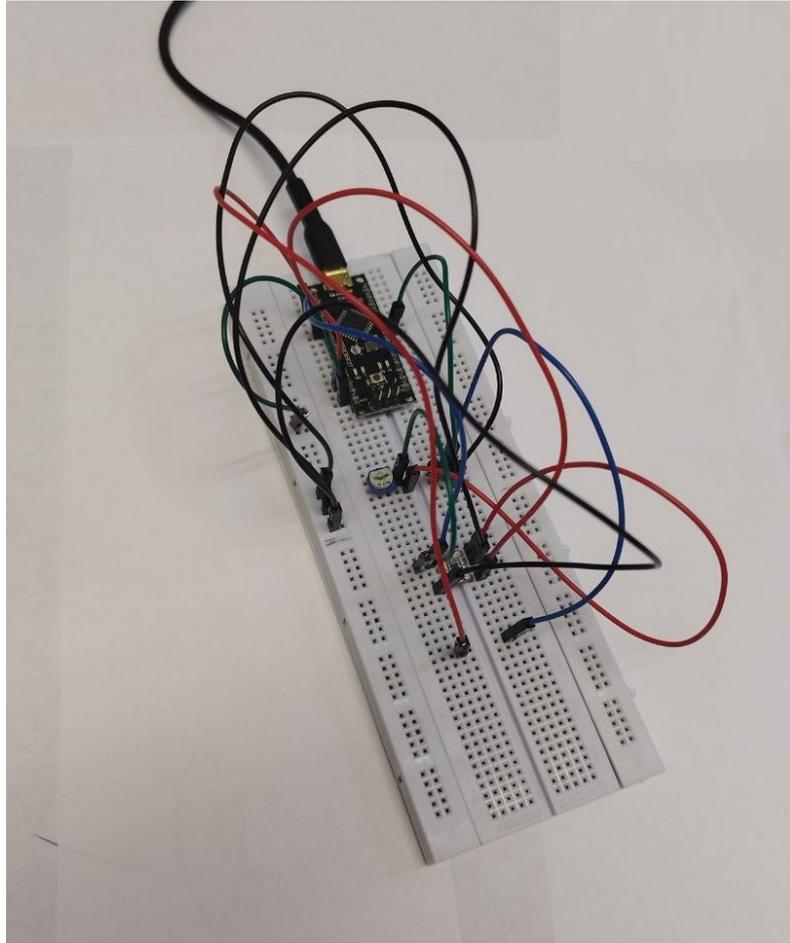


Figura 14: Verifica funzionamento ricevitore con breadboard

- Due potenziometri, inseriti nel circuito tra l'output del ricevitore e il feedback con lo scopo di regolare la resistenza (tra 0 e 1 M Ω) per scegliere il valore da utilizzare nella versione definitiva dello strumento. Il valore del potenziometro corrisponde alla resistenza aggiuntiva posta all'interno del circuito quindi un valore del potenziometro pari a 1 implica l'uso dell'intera resistenza, un valore pari a 0 comporta l'assenza di resistenza mentre valori intermedi ne rappresentano una frazione. Un valore elevato nel potenziometro implica anche un'amplificazione del segnale, al contrario, il segnale non sarà amplificato se si decide di non usare la resistenza aggiuntiva;
- Resistenza da 51 Ω inserita nel circuito dei LED
- Transistor inseriti nel circuito dei LED.

I collegamenti sono stagnati su una scheda millefori della DFRobot, il risultato è esposto in Figura 15.

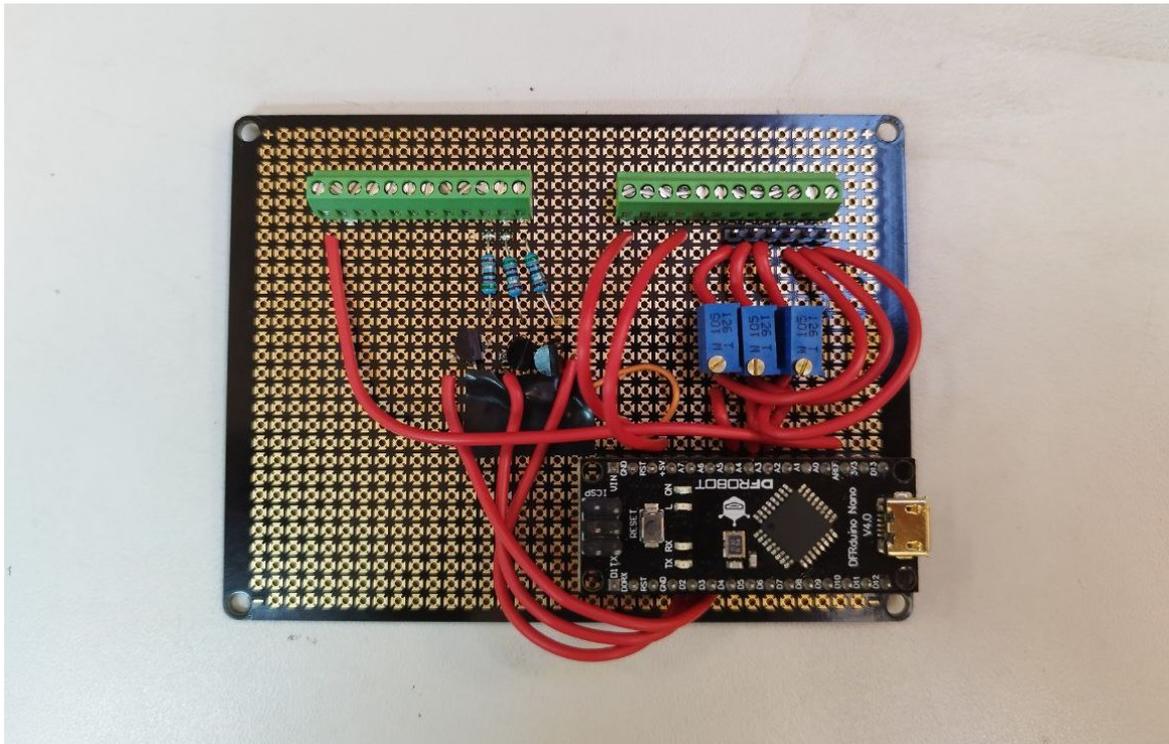


Figura 15: Scheda per la saldatura del circuito elettrico

Lo strumento è poi completato da dei cavi multipolari per i ricevitori e LED, collegati alla scheda tramite una morsettiera. LED e ricevitori sono posti all'interno di supporti in PVC rigido costruiti in modo tale da essere inseriti in un case (anch'esso in PVC) con lo scopo di tenere i ricevitori protetti dalla luce ambiente (Figura 16). Quest'ultimo è costruito con il fine di far entrare da sotto l'acqua da analizzare nello spazio interno, in cui in corrispondenza della parte più alta è presente un foro utilizzato per la rimozione delle possibili bolle d'aria presenti.



Figura 16: Case e supporti in PVC per i ricevitori

I supporti sono dotati di una lente in vetro, lato campione, usata sia per impedire che LED e ricevitori entrino in contatto con l'acqua e sia per amplificare il segnale convogliando la luce verso la parte sensibile del ricevitore. In essi è inoltre presente una filettatura utile per avvitarci un pressacavo, utilizzato per evitare il contatto delle componenti elettriche con l'acqua. Il vantaggio di procedere in questo modo e non sigillare all'interno dei supporti i ricevitori o i LED sta nella possibilità di cambiare i supporti per variare la configurazione geometrica del sensore. Sono state realizzate infatti tre diverse geometrie variando la distanza tra il ricevitore e la lente: una geometria con il ricevitore posto prossimo alla lente (da qui in avanti ci si riferirà a tale condizione chiamandola distanza a 0 cm), mentre le altre due con il ricevitore posto a 1 e 2 cm. Per i LED invece, le geometrie possibili sono a 0 cm o a 2 cm dalla lente.

I quattro supporti sono posti in modo tale da sfruttare le combinazioni geometriche e misurare a 45° , 90° , 135° e 180° dalla sorgente luminosa. Come mostrato in Figura 17 si nota come il LED 1 sia la sorgente luminosa per le misure a 90° e 180° , mentre il secondo LED lo sia per quelle a 45° e 135° .

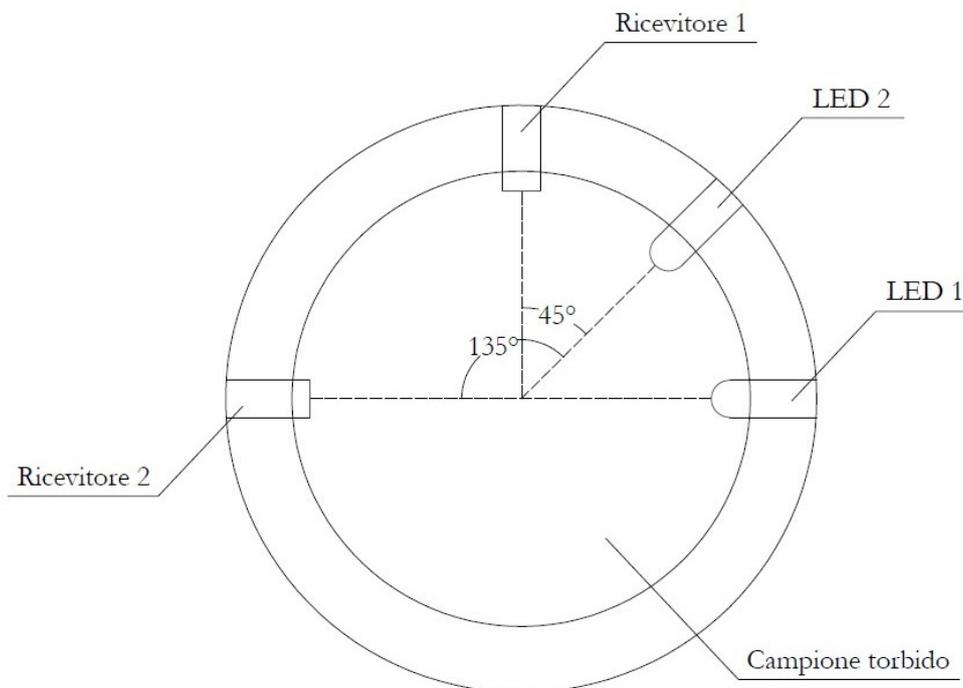


Figura 17: Configurazione usata in laboratorio

Attraverso il programma Arduino IDE si è compilato uno sketch per interfacciarsi con i ricevitori e i LED e definire l'ordine di misura (riportato in Appendice 8.1). In particolare, essendoci più combinazioni per le misure, si è definito l'ordine di misurazione in questo modo:

- Entrambi i ricevitori misurano con entrambi i LED spenti;
- Viene acceso il primo LED e svolte le misure (angoli 90° e 180°);
- Viene spento il primo LED, acceso il secondo e svolte le misure (angoli a 45° e 135°);
- Viene spento il secondo LED.

Questo ciclo di misure, di durata di un secondo, viene ripetuto in modo continuo. Per far sì che le misure non vengano influenzate dalla luce ambiente, viene anche misurata, per ogni ciclo di

misure, la differenza tra misura a LED acceso e spento per ogni angolo. Questo rende quindi possibile la misurazione, a parità di condizioni, sia durante il giorno che nelle ore notturne.

3.2 Scelta della postazione

Le prove in laboratorio sono state svolte all'interno del Laboratorio di Idraulica del dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale. A causa di un disturbo di natura elettromagnetica, la maggior parte delle misure effettuate all'interno del laboratorio hanno risentito di questa interferenza rendendo necessaria la ricerca di una soluzione. Questo disturbo è rappresentato in Figura 18:

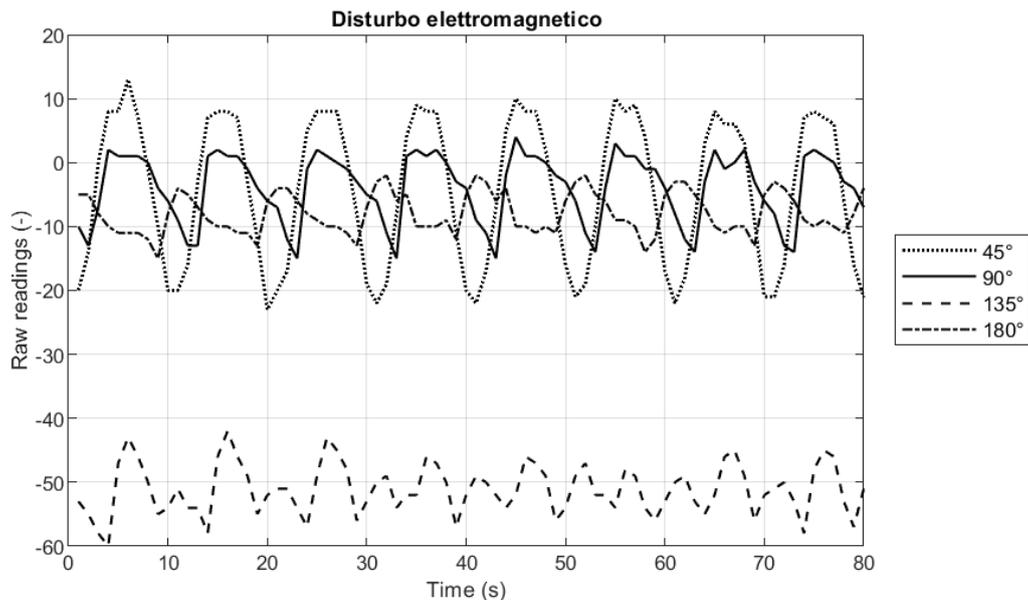


Figura 18: Disturbo di natura elettromagnetica presente nel laboratorio

L'oscillazione nella misura prodotta da quest'interferenza ha un periodo di circa 10 s.

Si è notato che per qualsiasi locale del laboratorio, anche se in modo contenuto, le oscillazioni sopra riportate erano sempre presenti; si è deciso quindi di:

- Utilizzare cavi multipolari schermati;
- Scelta di una postazione all'esterno.

3.3 Test a concentrazione costante

Data la tossicità e il conseguente pericolo nell'utilizzo della formazina, per la taratura del sensore è stato utilizzato il caolino. A partire da un catino con 10 l di acqua pulita da rubinetto (trascurando le impurezze si considera una concentrazione di 0 g/l, Figura 19) è stata aggiunta progressivamente la polvere di caolino fino al raggiungimento di particolari valori di concentrazione.



Figura 19: Catino da 10 l utilizzato per creare le concentrazioni

Le concentrazioni studiate sono riportate nella seguente tabella:

Tabella 2: Concentrazioni utilizzate

$C = 0.00 \text{ g/l}$	$C = 0.01 \text{ g/l}$
$C = 0.02 \text{ g/l}$	$C = 0.05 \text{ g/l}$
$C = 0.10 \text{ g/l}$	$C = 0.15 \text{ g/l}$
$C = 0.20 \text{ g/l}$	$C = 0.30 \text{ g/l}$
$C = 0.40 \text{ g/l}$	$C = 0.50 \text{ g/l}$
$C = 0.60 \text{ g/l}$	$C = 0.80 \text{ g/l}$
$C = 1.00 \text{ g/l}$	$C = 1.25 \text{ g/l}$
$C = 1.50 \text{ g/l}$	$C = 2.00 \text{ g/l}$
$C = 3.50 \text{ g/l}$	$C = 5.00 \text{ g/l}$

Per misurare un valore di torbidità tendenzialmente costante nel tempo si è utilizzata come prima soluzione una pompa da acquario, in modo tale che la soluzione fosse mescolata omogeneamente e che quindi il materiale in sospensione non sedimentasse. Per tale motivo l'acqua rimessa in circolo dalla pompa viene indirizzata verso il fondo del secchio (il set up è mostrato in Figura 20).

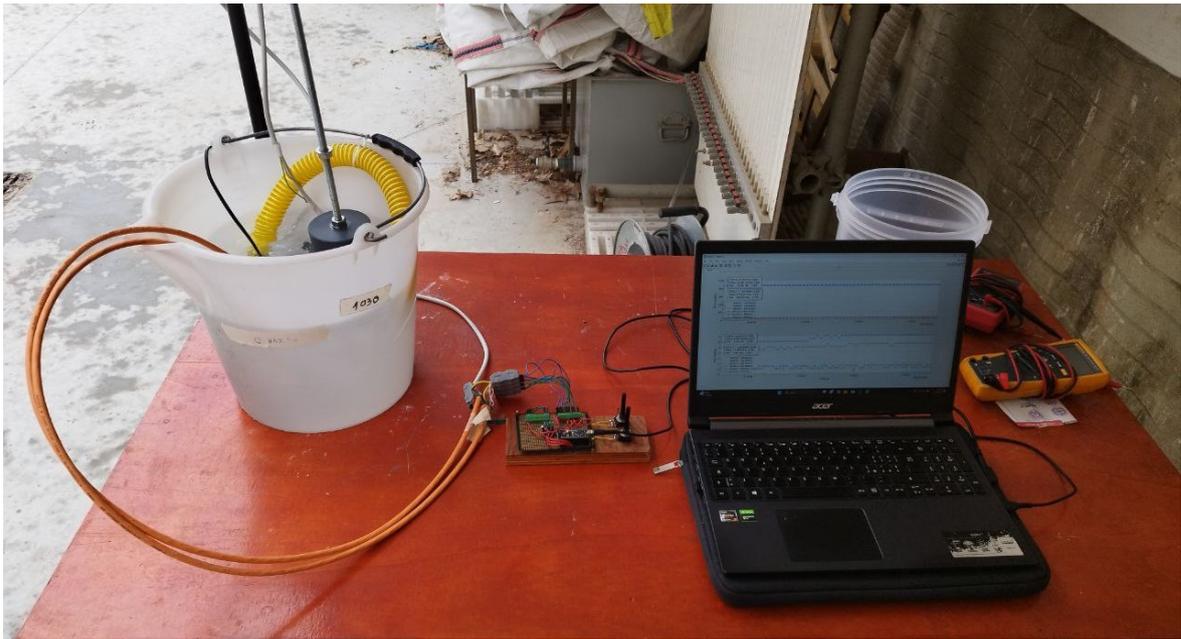


Figura 20: Set up con pompa per taratura

Ogni prova con concentrazione diversa ha una durata circa di 2 minuti con l'obiettivo di ottenere 4 valori medi per le letture ai vari angoli e formare quindi i punti per la ricostruzione delle curve teoriche.

Per dei problemi insorti a causa dell'utilizzo della pompa legati alla connessione con la rete elettrica (disturbo mostrato nel paragrafo precedente), si è modificato il set up sostituendo quest'ultima con un miscelatore e utilizzando un catino da 20 l. Queste modifiche sono state applicate per isolarsi dalla rete e lavorare con strumentazione a batteria (Figura 21).



Figura 21: Set up con miscelatore per taratura

Le concentrazioni utilizzate e le modalità di misurazione sono analoghe a quelle svolte con la pompa.

3.4 Taratura

Per legare i valori delle medie ottenuti dalle singole prove con un valore di concentrazione si utilizza una funzione di regressione lineare multipla per ogni prova dove le variabili indipendenti sono le quattro medie e quella dipendente è la concentrazione.

L'obiettivo dell'analisi è prevedere i valori assunti da quest'ultima a partire dalla conoscenza di quelli osservati (le quattro medie) per poi ricercare quale sia il modello più adatto per il confronto tra dati osservati e misurati. La relazione tra le variabili esplicative e la variabile dipendente può essere scritta come:

$$Y = f(X_1, X_2, \dots, X_n) + \varepsilon = f(\mathbf{X}) + \varepsilon \quad (14)$$

Se si esplicita una relazione di tipo lineare si ottiene l'equazione:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon \quad (15)$$

Dove le variabili X_i rappresentano le medie e i parametri β_i sono da stimare in modo tale da ricercare quelli che conferiscono la minor differenza tra valori misurati e osservati.

Applicata la (15) al caso di questo elaborato si ottiene per esempio:

$$C = \beta_0 + \beta_1 m90 + \beta_2 m180 + \beta_3 m45 + \beta_4 m135 + \varepsilon \quad (16)$$

Quello espresso nella (16) rappresenta uno dei possibili modelli per la ricerca dei parametri. Si analizzeranno diverse strutture di modelli, in particolare studiando prima modelli con una variabile, quindi con un parametro, poi le possibili coppie e triplette di variabili, analizzando anche le potenze delle stesse. Per ognuno di questi modelli è stata stimata la significatività statistica attraverso il calcolo di:

- p-value, determina se il modello in esame è statisticamente significativo. Per esserlo questo parametro deve essere inferiore a 0.05;
- R^2 e R^2 adattato, parametri statistici per determinare la capacità del modello di regressione di rappresentare i dati misurati

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_i (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_i (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (17)$$

$$R_a^2 = 1 - \frac{(n-1)}{[n-(k+1)]} (1 - R^2) \quad (18)$$

Dove y_i rappresentano i dati misurati, \hat{y}_i quelli stimati dal modello e \bar{y}_i è la media dei dati misurati, n è la grandezza del campione e k il numero di variabili indipendenti.

- mean absolute error (MAE)

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i| \quad (19)$$

- root mean squared error (RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (20)$$

- root mean squared error normalizzato sulla media e sul range dei valori (rispettivamente RMSEm e RMSEr).

4 RISULTATI

4.1 Scelta della geometria e della resistenza

Per un'analisi preliminare e speditiva del comportamento dello strumento con diversi valori di concentrazione, si è deciso di partire da un valore di concentrazione di caolino ($C = 0.8 \text{ g/l}$) tenuto costante per mescolamento prima dell'inizio della misura e fatto diminuire naturalmente per effetto della progressiva sedimentazione nel tempo. La polvere utilizzata ha $d_{50} = 7.05 \text{ }\mu\text{m}$ e la relativa curva granulometrica è riportata in Figura 22.

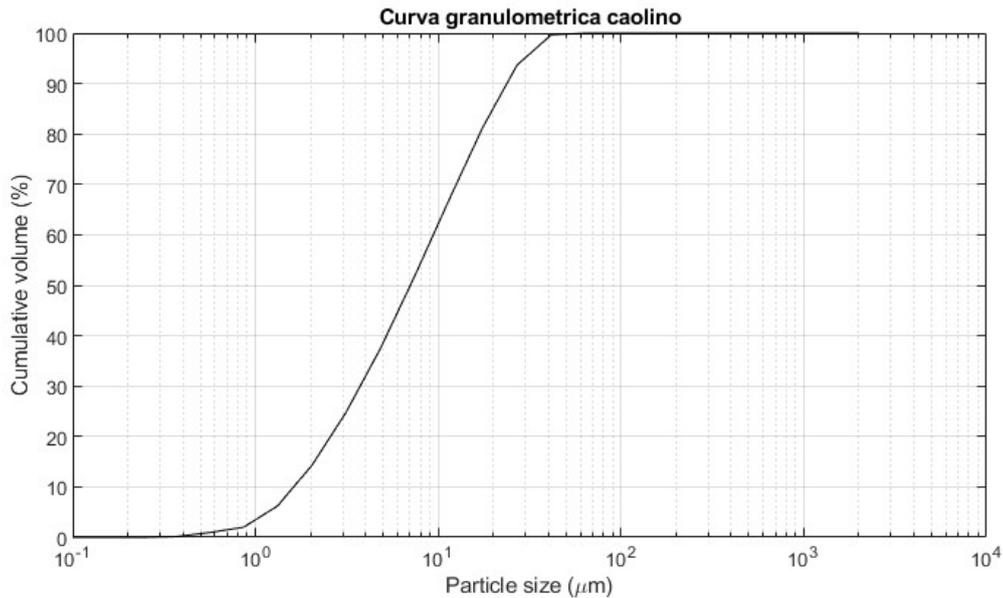


Figura 22: Curva granulometrica del caolino

Con la finalità di capire l'effetto delle variazioni del valore della resistenza dei potenziometri e della distanza del ricevitore dalla lente, si sono svolte le misure variando questi due parametri tenendo costante però la distanza dei LED dalla lente a 2 cm. In particolare, l'ordine delle misure è riportato in Tabella 3.

Le variabili sono tre: distanza ricevitore – lente, valore della resistenza potenziometro e angolo di misura.

Tabella 3: Geometrie provate per ogni concentrazione

Distanza del ricevitore dalla lente (cm)	Valore potenziometro (MΩ)
0	0
0	0.25
0	0.50
0	0.75
0	1
1	0
1	0.25
1	0.50
1	0.75
1	1
2	0
2	0.25
2	0.50
2	0.75
2	1

Per una maggiore comprensione dei prossimi grafici è da tenere presente che le curve riportate sono la differenza tra la misura a LED acceso e quella a LED spento (per non essere influenzati da una variazione della luce ambiente) e che il valore massimo registrabile dai ricevitori è circa 880 (valore a “saturazione”, non coincidente con 1024 data la presenza della resistenza nel circuito). Tenendo conto di questi due aspetti è da notare che, se la luce ambiente tende ad aumentare fino ad essere molto intensa, la misura a LED acceso sarà facilmente a saturazione mentre quella a LED spento tenderà a crescere dato questo progressivo aumento dell’intensità della luce. Questo farà sì che la differenza tra le due curve tenda a scendere ottenendo una misura poco significativa, motivo per cui al raggiungimento del valore a saturazione per la misura a LED acceso, viene posta una soglia oltre la quale le misure andranno scartate. In Figura 23 si riporta la rappresentazione grafica di quanto appena descritto. A sinistra vi sono le tre letture (LED acceso, LED spento e differenza) a 135° e si nota come per tutta la durata della misurazione quella a LED acceso non arrivi mai a saturazione rendendo quindi non necessario scartare valori nella curva della differenza. A destra invece si riportano le letture a 180° e si nota come in questo caso la curva del LED acceso raggiunga la condizione di saturazione, ponendo la già citata soglia oltre la quale i valori della lettura della differenza andranno scartati. Tale condizione d’ora in poi verrà visualizzata nei grafici con un tratteggio.

Esempio lettura LED acceso a saturazione
Distanza ricevitore - lente: 0 cm

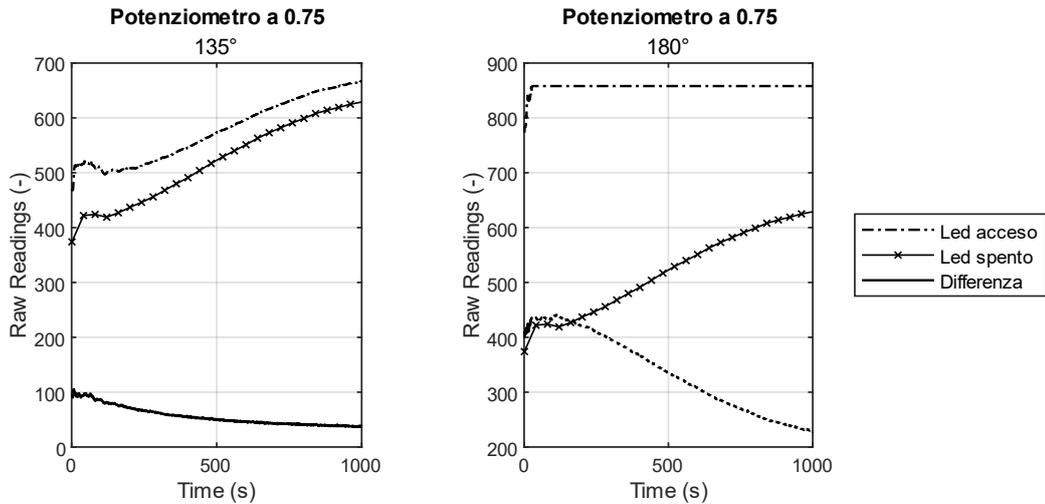


Figura 23: Esempio concetto di "saturazione"

Si ricorda che un valore di resistenza del potenziometro alto (tendente a $1M\Omega$) corrisponde a usare una frazione alta della resistenza aggiuntiva posta nel circuito elettrico, ma anche ad amplificare maggiormente il segnale per tutte e tre le letture. Per mostrare l'andamento della prova si mostra l'effetto della variabilità dei parametri. Verrà applicato a tutte le curve un filtro a media mobile per mostrare meglio l'andamento della curva al netto del rumore, tuttavia, quando utile per eventuali considerazioni, verranno plottati sia i dati originali con relativo disturbo (linea puntinata), sia quelli filtrati (linea continua).

4.1.1 Effetto della variazione della resistenza del potenziometro

Vengono proposti nel seguito tre grafici rappresentanti l'influenza della variazione delle resistenze dei potenziometri nelle letture rispettivamente per il caso con distanza ricevitore – lente a 0 cm (Figura 24), 1 cm (Figura 25) e 2 cm (Figura 26). In Figura 24 si nota come nel caso di distanza ricevitore-lente pari a 0 cm, essendo il ricevitore più esposto alla luce ambiente, per valori di resistenza superiori a $0.5 M\Omega$, le misure a LED acceso a 90° e 180° siano a saturazione. Questo non accade per gli altri due angoli di ricezione e generalmente per valori di potenziometro modesti.

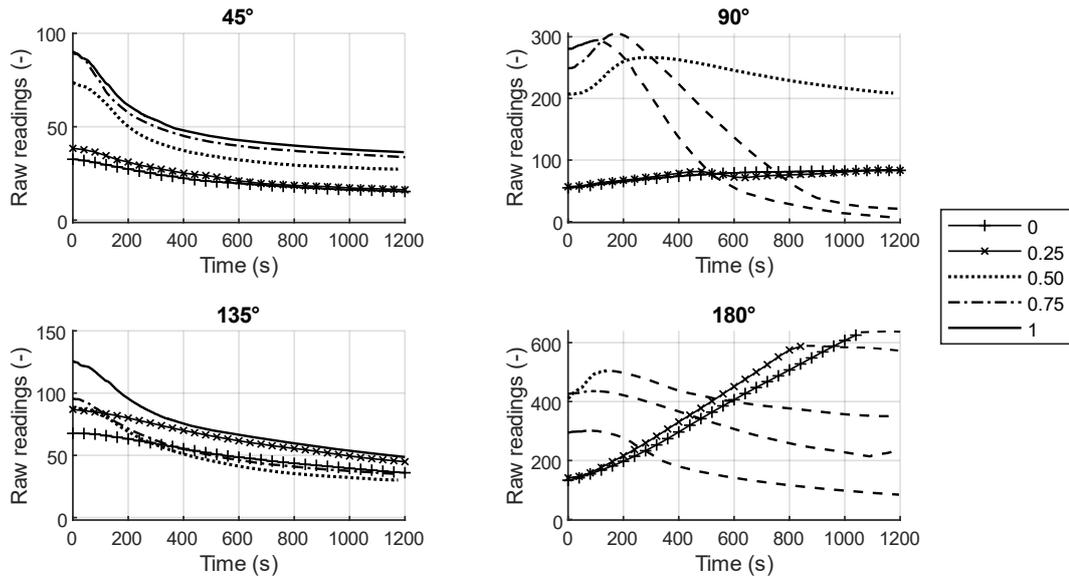


Figura 24: Ricevitori a 0 cm dalla lente - angolo di misura costante

Nei grafici rappresentanti i ricevitori a 1 cm dalla lente (Figura 25) si può notare bene l'effetto dell'amplificazione del segnale offerto dalla resistenza aggiuntiva del potenziometro. Nei pannelli delle letture a 45° , 90° e 135° si nota infatti come all'aumentare della resistenza il segnale venga amplificato e quindi si sfrutti maggiormente il range di misura. Al contrario, se si prende in esame il quarto pannello (lettura a 180°), il potenziometro a 0 comporta la minima amplificazione del segnale, quindi, sia la misura a LED acceso sia quella a LED spento saranno modeste. Non amplificare il segnale a LED acceso implica un ritardo (nel tempo) nel raggiungimento della condizione di saturazione, mentre non amplificare la lettura a LED spento vuol dire che la curva della differenza può raggiungere valori alti e sfruttare così una maggior frazione del range di misura. Il ragionamento opposto vale per valori di resistenza del potenziometro alti.

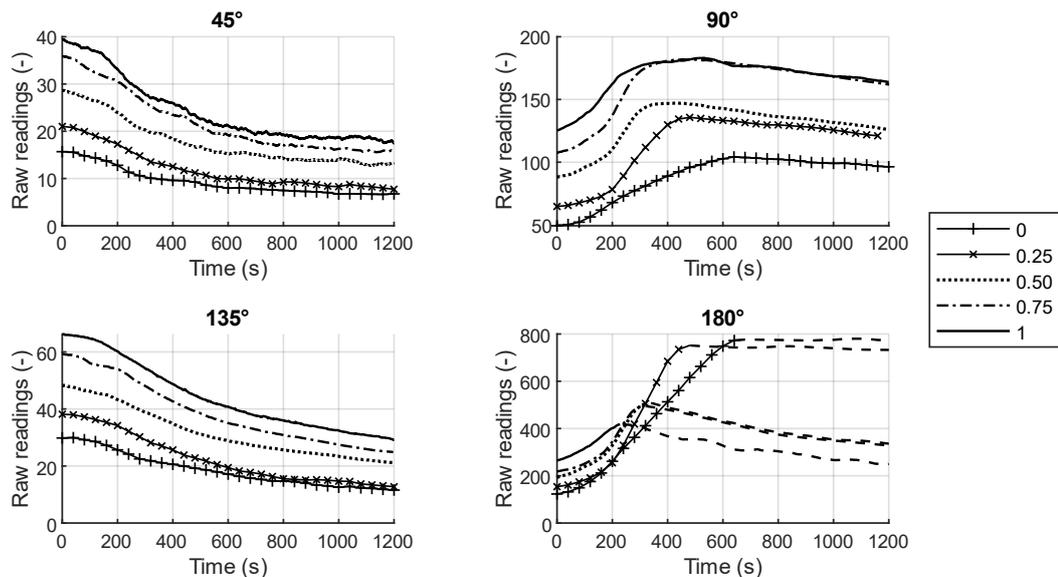


Figura 25: Ricevitori a 1 cm dalla lente - angolo di misura costante

Quanto già detto per le misure effettuate con distanza lente-ricevitore pari ad 1 cm viene confermato dalla configurazione con distanza lente-ricevitore pari a 2 cm (Figura 26).

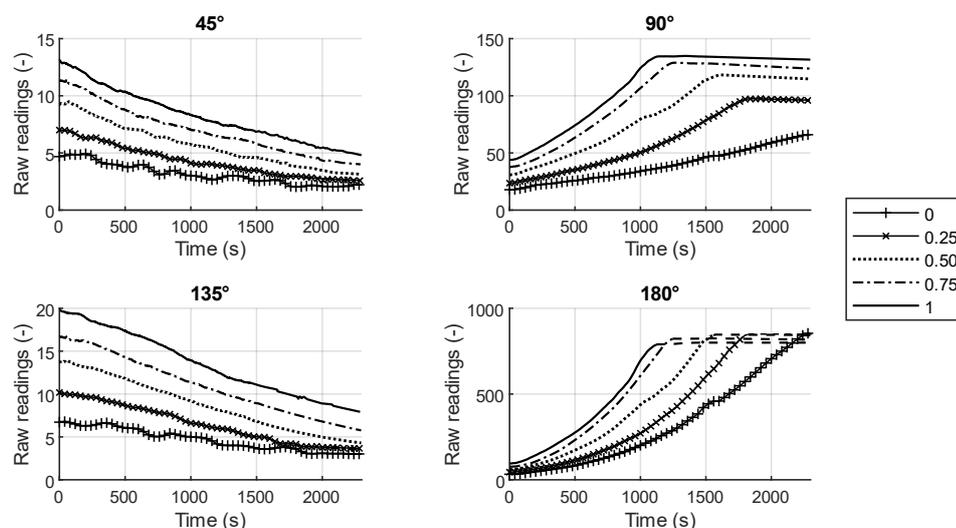


Figura 26: Ricevitori a 2 cm dalla lente - angolo di misura costante

4.1.2 Effetto della variazione della distanza ricevitore – lente. Parità di resistenza

Nel seguito si riporta l'effetto della variazione della distanza del ricevitore dalla lente. In questo sottoparagrafo si considera tale variazione a parità di valore di resistenza del potenziometro, verranno quindi illustrati cinque grafici per i cinque valori scelti del potenziometro (rispettivamente in Figura 27, Figura 28, Figura 29, Figura 30 e Figura 31).

In tutti i seguenti grafici si nota come, per le misure a 45° e 135°, più la distanza ricevitore-lente sia minore, quindi il ricevitore sia più esposto alla luce ambiente, , più la lettura tenda ad essere elevata. Per le letture a 90° e 180° invece, il ricevitore posto a 1 cm ha una risposta maggiore rispetto agli altri due casi per potenziometri a 0 e 0.25 (Figura 27 e Figura 28).

Potenziometro a 0

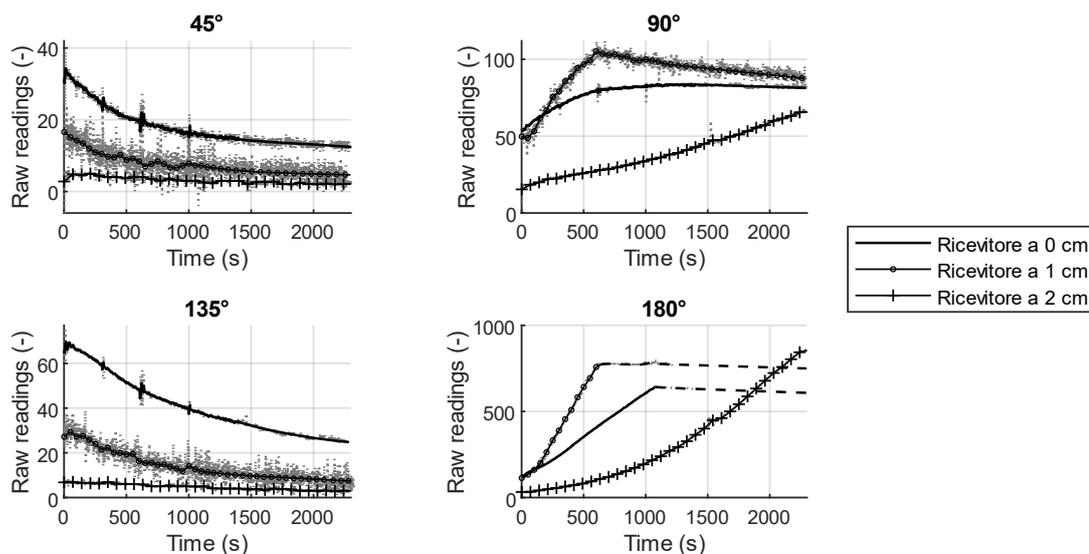


Figura 27: Potenziometro fisso pari a 0

Potenziometro a 0.25

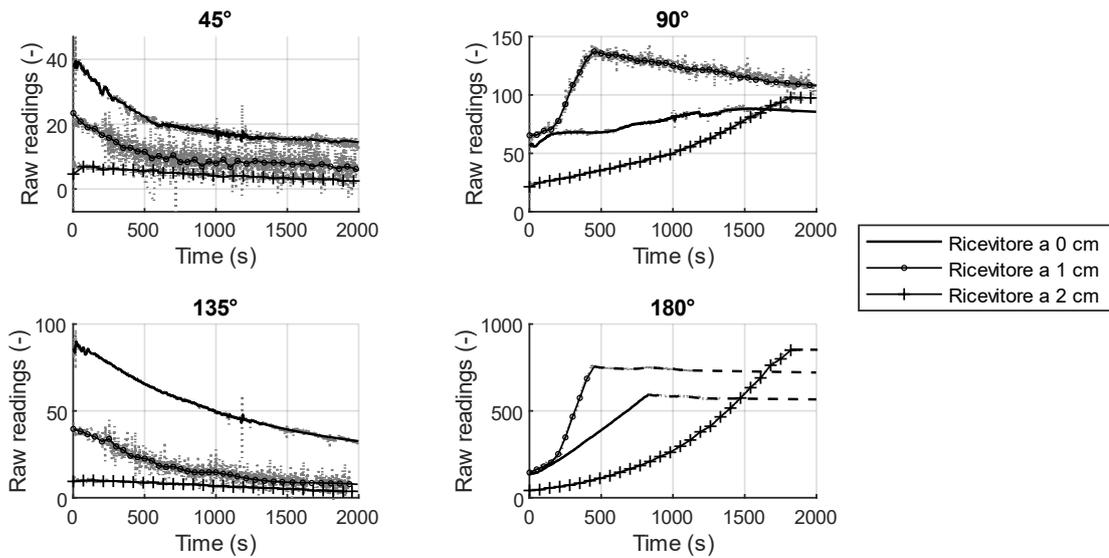


Figura 28: Potenzimetro fisso pari a 0.25

Per valori di resistenza superiori a 0.5 MΩ (Figura 29), il comportamento della lettura a 90° cambia, in particolare la lettura a 1 cm ora è intermedia tra quella a 0 cm e 2 cm. Per quanto riguarda invece i 180°, la curva della misura a 1 cm parte inizialmente inferiore a quella a 0 cm, per poi superarla man mano che la concentrazione cala. Considerando i ricevitori prossimi alla lente (1 cm e 0 cm), le misure sono a tratti molto disturbate (Figura 29, pannelli 45° e 135°).

Potenziometro a 0.50

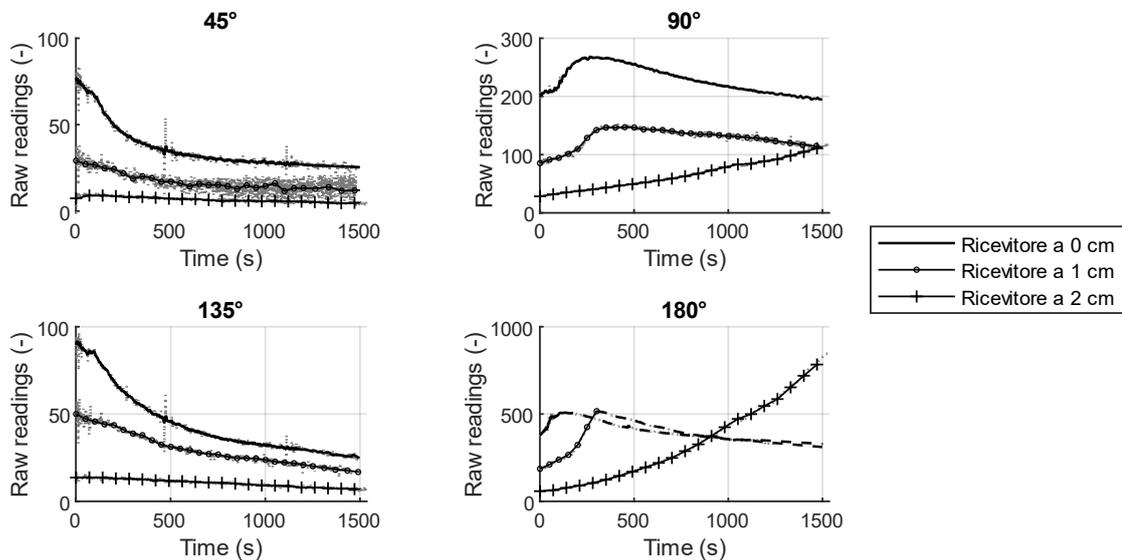


Figura 29: Potenzimetro fisso pari a 0.50

Quando la distanza tra il ricevitore e la lente è di 2 cm, le misure sono meno rumorose, non risentono di disturbi come invece può accadere nelle misure a 1 cm o 0 cm. Inoltre, il valore della misura a LED spento è molto basso in quanto il ricevitore, posizionato più internamente al supporto, è meno esposto alla luce ambiente, quindi plottando la differenza LED acceso-speinto il range di valori misurabili cresce, come si può notare ad esempio nel quarto pannello

di Figura 30. Il problema di misurare a 2 cm dalla lente sta nella debole variazione dei valori in ordinata per ampie variazioni di quelli in ascissa. Le curve (in particolare quelle riferite alle misure a 45° e 135°) risultano così piatte, anche cercando di esaltare la loro pendenza con valori dei potenziometri a 0.75 o 1 (Figura 30 e Figura 31). Questo aspetto renderebbe una procedura di taratura estremamente complessa dato che, lasciando sedimentare la polvere di caolino, la concentrazione cambia insieme al tempo.

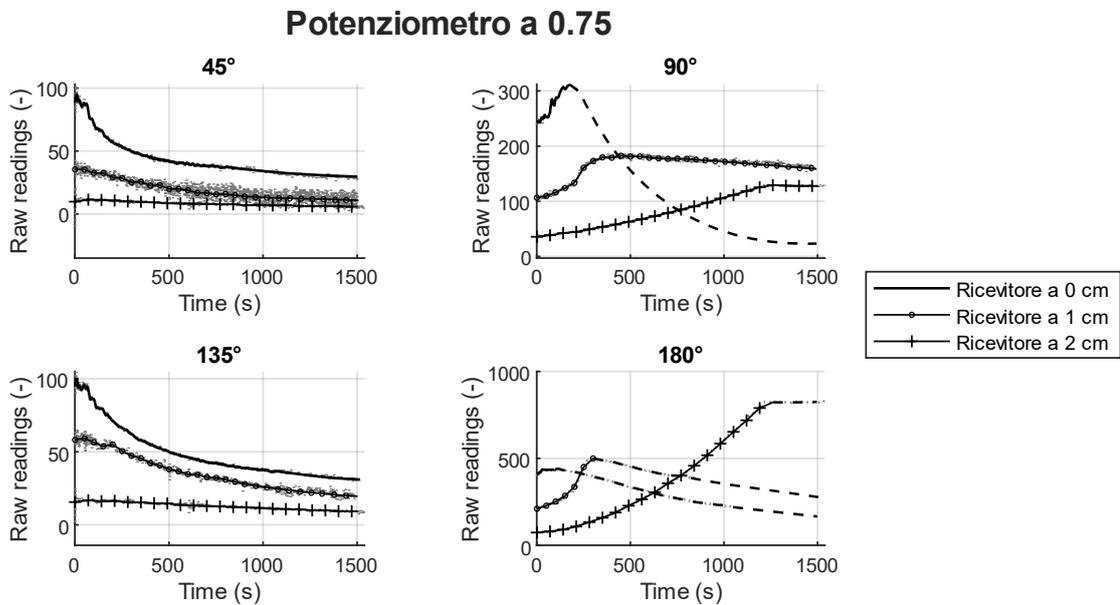


Figura 30: Potenzimetro fisso pari a 0.75

In Figura 31 si può ben notare l'effetto del già citato disturbo legato alle misure a 0 cm e 1 cm. Tuttavia, con un'adeguata operazione di filtro dei dati tramite media mobile si riesce comunque a delineare una curva senza eccessive oscillazioni ottima per poter svolgere un procedimento di taratura.

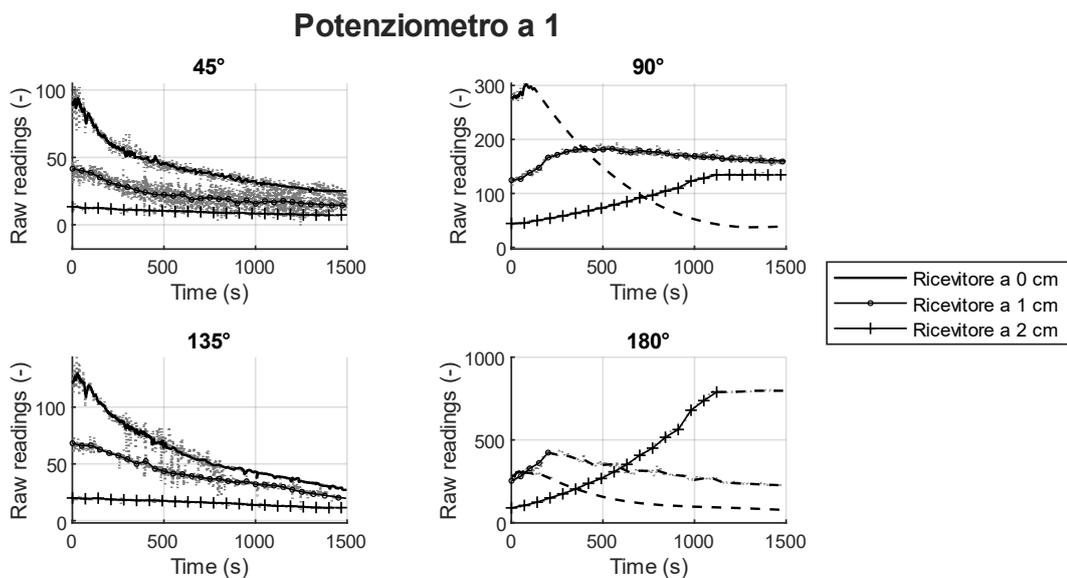


Figura 31: Potenzimetro fisso pari a 1

4.1.3 Effetto della variazione della distanza ricevitore – lente. Parità di angolo

In questo sottoparagrafo si considera la variazione della distanza del ricevitore dalla lente a parità di angolo, verranno quindi illustrati quattro grafici per i quattro angoli di ricezione (rispettivamente in Figura 32, Figura 33, Figura 34 e Figura 35).

Considerando i ricevitori prossimi alla lente (1 cm e 0 cm), le curve sono più pendenti quindi una variazione nei dati in ascissa può essere ben riflessa in una variazione di quelli in ordinata, rendendo più facile svolgere un'operazione di taratura, come ad esempio per l'angolo di ricezione a 45° (Figura 32).

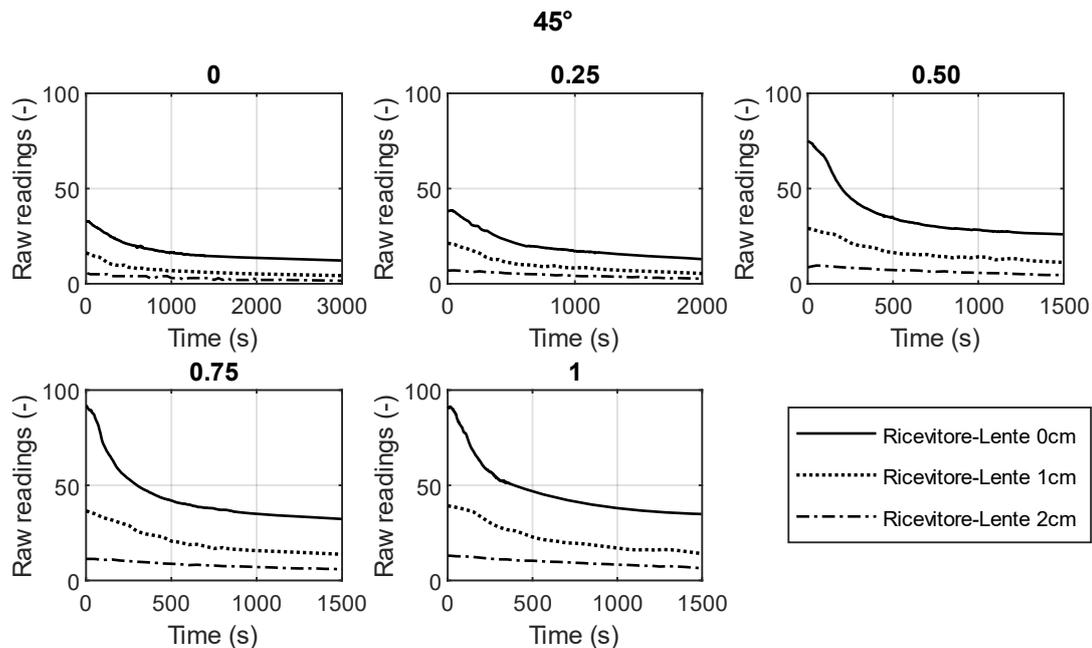


Figura 32: Angolo di misura fisso a 45°

Con i ricevitori vicini alla lente però, l'influenza della luce ambiente risulta più importante. Questo comporta che la differenza tra LED acceso-spento sia tendenzialmente minore, quindi incapace di sfruttare l'intero range di misura. Inoltre, proprio per questa influenza, la misura a LED acceso per angoli a 90° e 180° , in alcuni casi (legati alla resistenza aggiuntiva) raggiunge la saturazione, rendendo inutilizzabili i valori successivi, come spiegato in precedenza (Figura 33 e Figura 35).

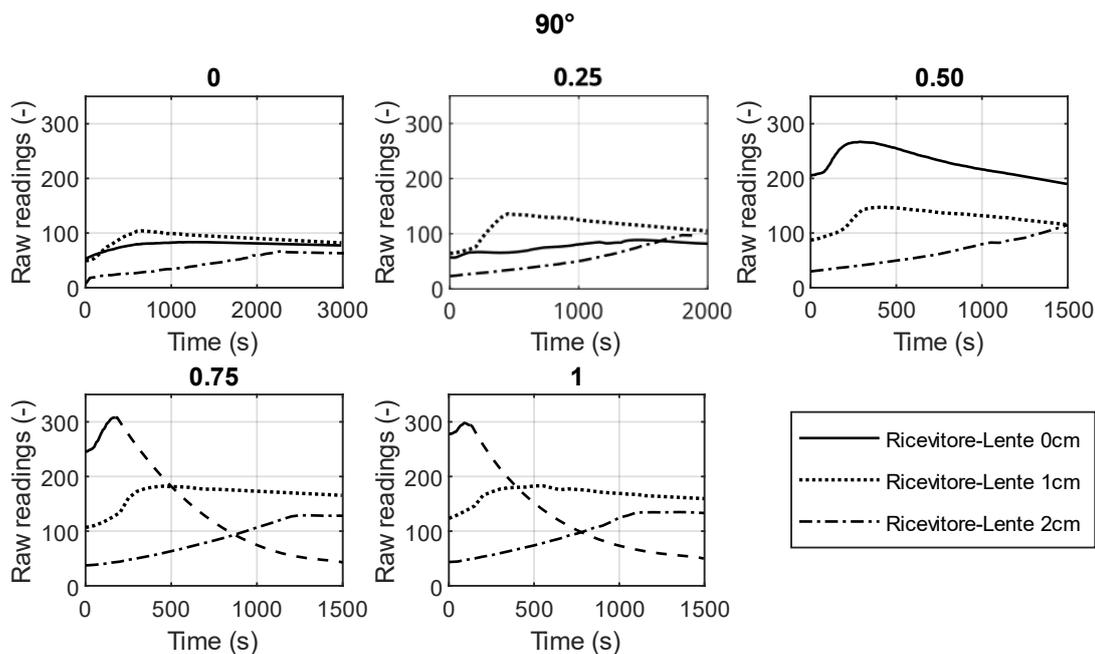


Figura 33: Angolo di misura fisso a 90°

Per quanto riguarda i 135° (Figura 34) le considerazioni sono analoghe a quanto già detto per il backscatter.

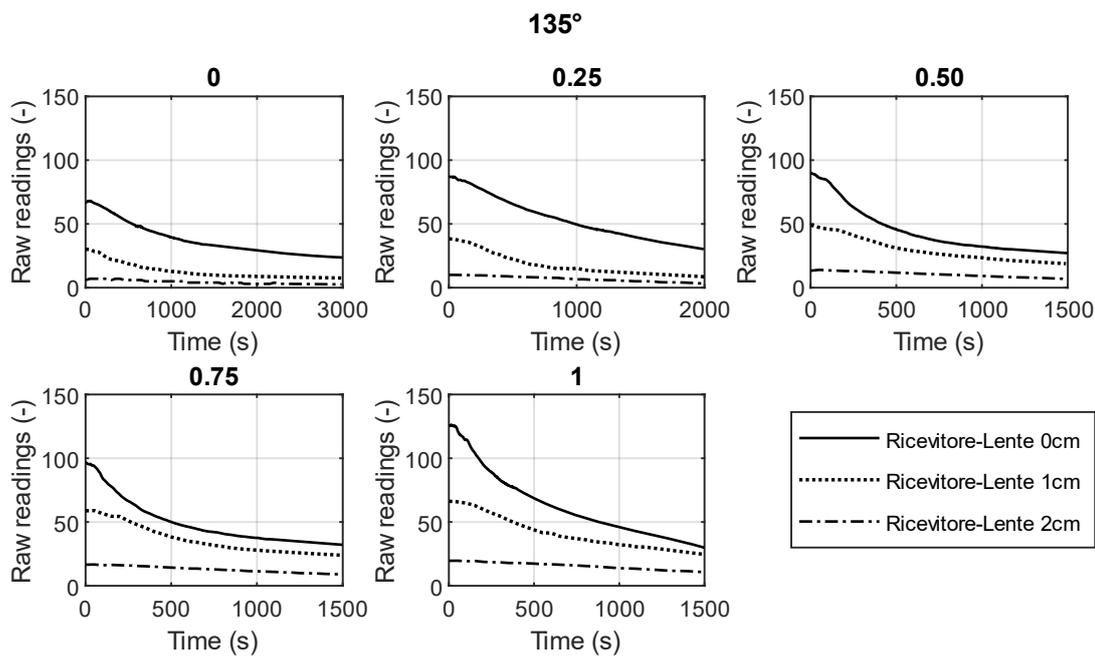


Figura 34: Angolo di misura fisso a 135°

Le misure ad angolo 180° saranno utilizzabili solo per concentrazioni alte in quanto, al contrario, la lettura del ricevitore risulta sempre a saturazione (Figura 35).

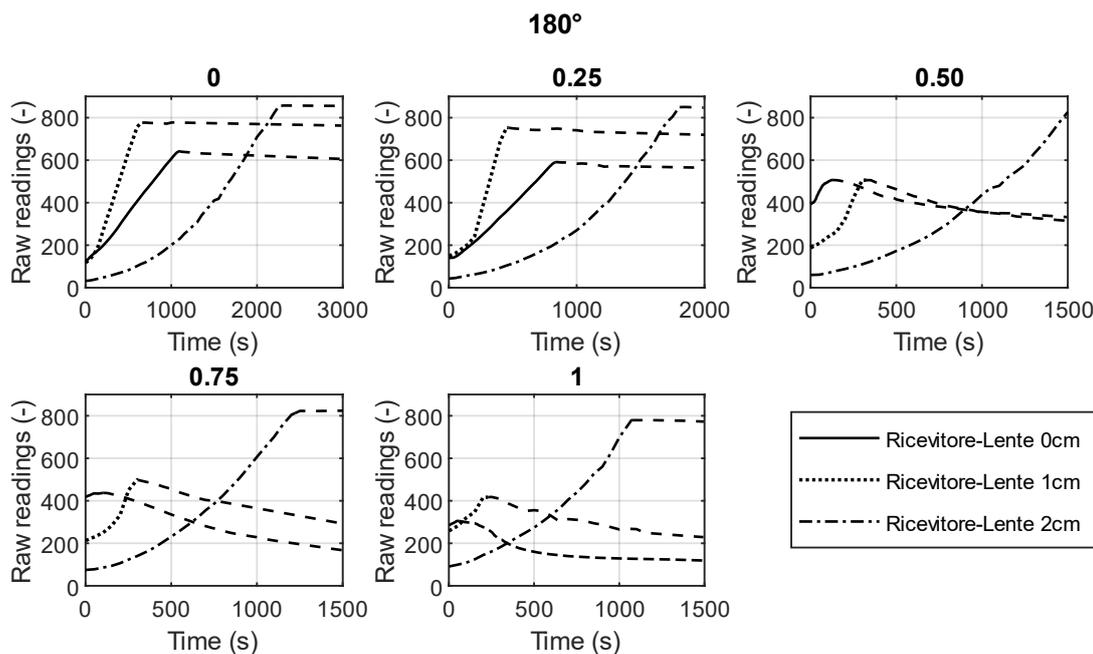


Figura 35: Angolo di misura fisso a 180°

La distanza tra il ricevitore e lente di 1 cm risulta la geometria migliore tra quelle riportate in quanto rappresenta una via intermedia tra i vantaggi e i problemi visti per le altre due geometrie: le curve presentano una pendenza tale da poter misurare senza problemi i valori in ordinata nonostante piccole variazioni di quelli in ascissa anche se sussistono ancora in alcuni casi problemi di raggiungimento del valore a saturazione per le misure a LED acceso;

4.1.4 Distanza LED – lente a 0 cm.

In modo analogo a quanto visto nel paragrafo precedente, si valuta l'effetto della variazione della distanza del ricevitore dalla lente variando però anche quella tra la lente e il LED, portandola a 0 cm. Per comodità di lettura si riporta solo la prova con resistenza aggiuntiva a 0.5 MΩ in Figura 36. Con i ricevitori posti a 2 cm dalla lente i risultati non si discostano molto da quanto già visto. La “protezione” svolta dai supporti continua a essere tale da rendere le curve molto piatte, rendendo quindi difficile una procedura di taratura. Per le altre distanze ricevitore - lente invece, le variazioni nei valori sono più esaltate (pendenza delle curve più accentuata). La misura ad angoli 90° e 180° è facilmente a saturazione, in alcuni casi, legati a valori alti dei potenziometri, fin da subito.

È chiaro quindi che la distanza ricevitore – lente sia il parametro fondamentale per la scelta della geometria definitiva.

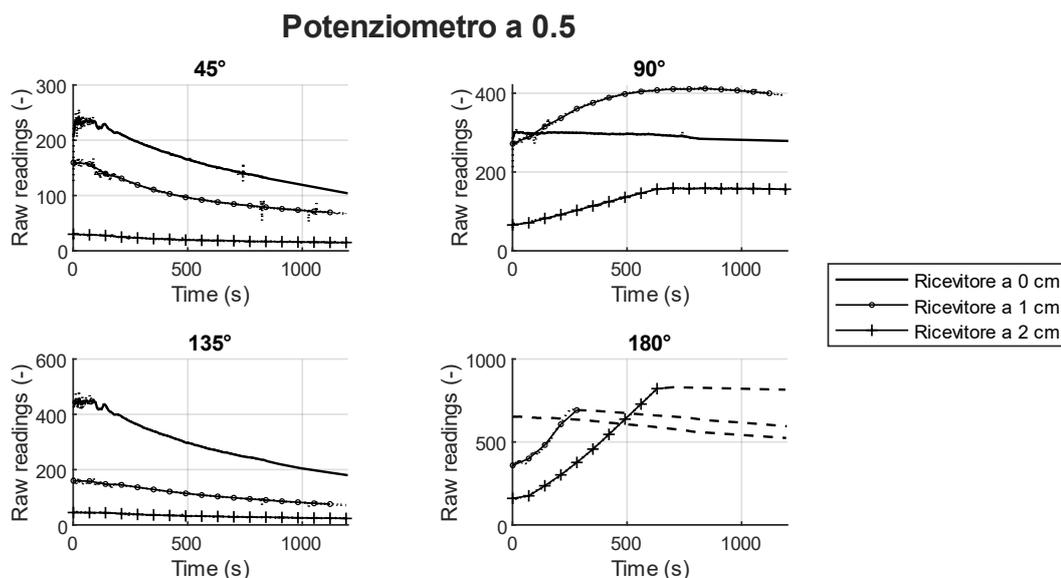


Figura 36: Effetto variazione distanza per potenziometro a 0.5 e distanza LED - lente a 0 cm

Dato che la maggior parte delle misure svolte in campo si attesteranno in un range di valori limitato (circa tra 0 e 250 mg/l), sarà necessario scegliere una geometria a cui sia associata una curva sufficientemente pendente da leggere in ordinata anche piccole variazioni dei valori in ascissa. Unendo questa considerazione con quelle già riportate nei paragrafi precedenti, la geometria utilizzata per altre prove sarà quella con distanza LED – lente a 2 cm, distanza ricevitore – lente a 1 cm.

4.2 Test a concentrazione costante

In questo paragrafo si riportano i risultati delle prove svolte a concentrazione costante con l'utilizzo della pompa e in seguito con il miscelatore. In entrambi i casi sono state misurate le 18 concentrazioni elencate nel paragrafo 3.3 con la distanza LED - lente a 2 cm e quella ricevitore – lente a 1 cm. Per quanto riguarda i potenziometri si è deciso di continuare le misure facendo nuovamente variare il loro valore.

4.2.1 Test con pompa

In Figura 37 si riportano le letture dei quattro ricevitori al variare della concentrazione in modo tale da costruire per punti delle curve. Tutti i valori di concentrazione sono stati misurati variando il valore dei potenziometri al quale corrisponde una curva con tratteggio diverso.

Andamento prove a C costante

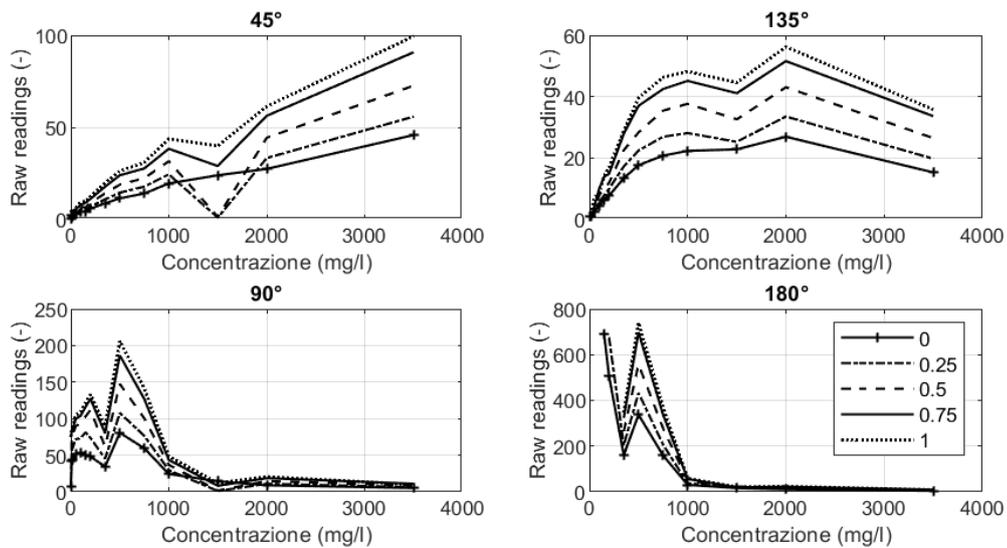


Figura 37: Costruzione delle curve al variare della concentrazione – Set up con pompa

A causa dei disturbi descritti nel paragrafo 3.2, le misure svolte mediante l'utilizzo della pompa risultano a tratti non coerenti con l'andamento teorico mostrando un comportamento irregolare. In seguito quindi all'analisi di questi grafici e all'individuazione della sorgente dei disturbi elettromagnetici (strumentazione collegata alla rete elettrica), si è deciso di svolgere nuovamente le prove utilizzando un miscelatore a batteria.

4.2.2 Test con miscelatore

In Figura 38 si riporta lo stesso grafico costruito in maniera analoga al caso precedente utilizzando però un miscelatore a batteria. L'utilizzo del miscelatore ha reso le misure più regolari e vicine all'andamento teorico per ogni angolo di ricezione. Per il procedimento di taratura si è deciso quindi di utilizzare le misure svolte con l'utilizzo del miscelatore.

Andamento prove a C costante

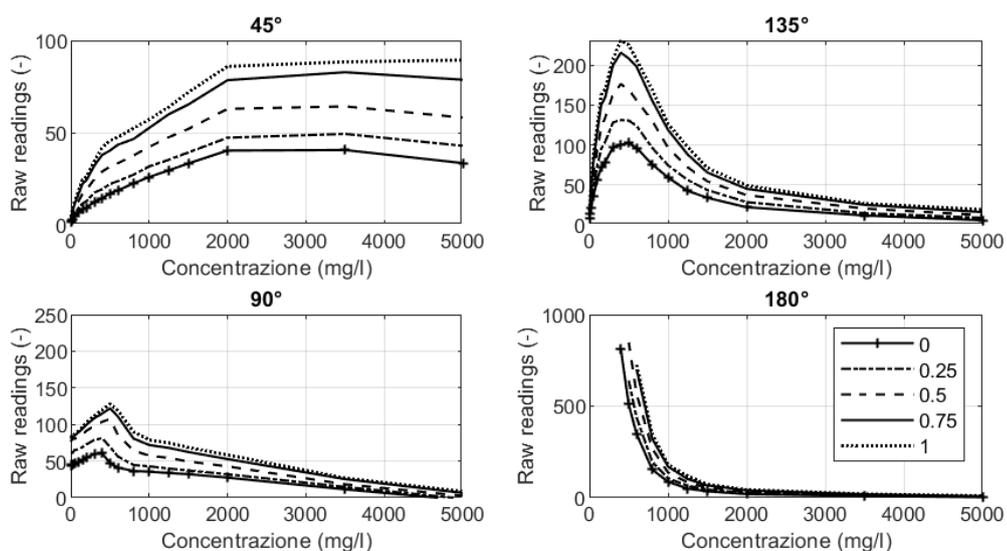


Figura 38: Costruzione delle curve al variare della concentrazione – Set up con miscelatore

4.2.3 Taratura

Come già accennato nel paragrafo 3.4, si è utilizzata un'operazione di regressione lineare multipla per ricercare i parametri che rendessero minore possibile la differenza tra i valori di concentrazioni noti e quelli da calcolare. Da ogni prova effettuata a concentrazione costante (mantenuta tale con il miscelatore) si ottengono quattro valori medi per le misure ai quattro angoli che corrispondono alle variabili indipendenti dell'equazione di regressione. Per comodità di lettura si riporta l'espressione generale data dalla (15):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + \varepsilon \quad (15)$$

Ogni modello studiato per la ricostruzione della concentrazione si basa su una possibile combinazione di queste variabili. I modelli studiati sono identificati tramite la notazione di Wilkinson: si riportano solamente le variabili indipendenti X_n , codificate con la lettera "m" seguita dall'angolo corrispondente, ossia non si riportano i coefficienti β_i e viene trascurato il termine noto β_0 tramite la scrittura "-1". I modelli utilizzati sono:

- C~m45-1
- C~m90-1
- C~m135-1
- C~m180-1
- C~m45+m90-1
- C~m45+m135-1
- C~m45+m180-1
- C~m90+m135-1
- C~m90+m180-1
- C~m135+m180-1
- C~m45+m90+m135-1
- C~m45+m90+m135+m180-1
- C~m45+m45²-1
- C~m90+m90²-1
- C~m135+m135²-1
- C~m135+m135²+m45+m45²-1
- C~m90+m90²+m45+m45²-1
- C~m90+m90²+m90³+m45+m45²+m45³-1
- C~m90+m90³+m45+m45³-1
- C~m90+m90²+m45+m45²+m135+m135²-1
- C~m135+m135²+m135³+m45+m45²+m45³-1

Dal confronto dei parametri descritti nel paragrafo 3.4 (p-value, R^2 , MAE e RMSE) si è notato come i modelli più rappresentativi fossero quelli con due o tre parametri con l'assenza della variabile "m180", indicando così la possibilità di rappresentare bene la concentrazione anche senza la misura della trasmissione attraverso il campione. Questo è dovuto al fatto che la lettura a 180° risulta a saturazione per valori modesti di concentrazione. Nel seguito si riportano i parametri statistici per i modelli più rappresentativi evidenziando il migliore per ogni valore di potenziometro.

Tabella 4: Parametri statistici per i modelli migliori - Potenzimetro a 0

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	4.36E-01	-0.236	-0.313	882.964	1455.414	2.287	1.379
45+45 ²	1.48E-04	0.671	0.651	348.461	750.694	0.770	0.232
90+90 ²	2.84E-01	-0.277	-0.357	814.092	1479.738	2.812	1.101
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	4.85E-05	0.879	0.829	400.362	454.939	0.501	0.101
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	2.41E-06	0.930	0.900	255.153	347.477	0.373	0.068
90+90 ² +45+45 ²	6.25E-05	0.786	0.740	448.652	605.433	0.703	0.153
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	3.07E-10	0.985	0.979	118.507	158.854	0.162	0.032

Tabella 5: Parametri statistici per i modelli migliori - Potenzimetro a 0.25

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	4.28E-01	-0.222	-0.299	888.464	1447.583	2.238	1.378
45+45 ²	1.84E-05	0.741	0.725	309.181	666.559	0.698	0.189
90+90 ²	2.34E-01	-0.213	-0.289	812.506	1441.941	2.566	0.874
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	2.41E-05	0.895	0.851	364.504	424.805	0.460	0.096
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	7.78E-07	0.942	0.918	240.031	314.401	0.335	0.065
90+90 ² +45+45 ²	3.33E-05	0.810	0.769	397.491	571.318	0.646	0.140
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	4.57E-11	0.989	0.985	110.003	135.618	0.139	0.027

Tabella 6: Parametri statistici per i modelli migliori - Potenzimetro a 0.5

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	4.30E-01	-0.218	-0.294	884.971	1444.971	2.217	1.203
45+45 ²	9.82E-06	0.758	0.743	323.878	644.229	0.682	0.185
90+90 ²	2.38E-01	-0.180	-0.254	847.421	1422.407	2.372	0.805
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	3.65E-05	0.887	0.840	370.547	440.368	0.477	0.100
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	9.43E-06	0.911	0.874	283.558	391.126	0.422	0.084
90+90 ² +45+45 ²	5.96E-05	0.793	0.749	401.890	595.853	0.673	0.153
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	5.35E-09	0.976	0.966	151.568	201.844	0.206	0.039

Tabella 7: Parametri statistici per i modelli migliori - Potenzimetro a 0.75

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	4.31E-02	-0.216	-0.292	892.826	1443.711	2.207	1.239
45+45 ²	8.12E-06	0.832	0.821	284.937	536.854	0.576	0.145
90+90 ²	2.45E-03	-0.167	-0.240	898.332	1414.644	2.198	0.852
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	3.99E-04	0.868	0.813	342.597	475.547	0.520	0.119
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	7.33E-05	0.904	0.864	283.197	405.069	0.437	0.092
90+90 ² +45+45 ²	6.76E-05	0.842	0.809	334.880	519.723	0.575	0.134
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	7.71E-08	0.959	0.942	216.416	265.786	0.272	0.055

Tabella 8: Parametri statistici per i modelli migliori - Potenzimetro a 1

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	4.78E-01	-0.205	-0.280	892.667	1437.126	2.164	1.176
45+45 ²	8.18E-06	0.864	0.856	272.352	482.085	0.521	0.132
90+90 ²	4.08E-02	-0.165	-0.238	905.141	1413.159	2.152	0.868
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	3.76E-04	0.884	0.835	292.322	446.386	0.486	0.108
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	6.34E-06	0.921	0.889	244.907	367.126	0.393	0.080
90+90 ² +45+45 ²	4.76E-06	0.871	0.843	300.710	470.756	0.515	0.123
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	8.61E-08	0.957	0.939	225.094	271.699	0.278	0.057

Il modello “ $C \sim m135 + m135^2 + m135^3 + m45 + m45^2 + m45^3 - 1$ ” risulta essere quello che comporta MAE e RMSE minori anche per potenziometri diversi rivelandosi quindi il modello migliore. Si riporta ora per questo modello il grafico con il confronto tra valori noti e misurati per i vari valori del potenziometro (Figura 39). Come già notato dal confronto delle precedenti tabelle, si vede anche graficamente come la resistenza aggiuntiva a 0.25 MΩ sia quella che conferisce il miglior adattamento dei dati.

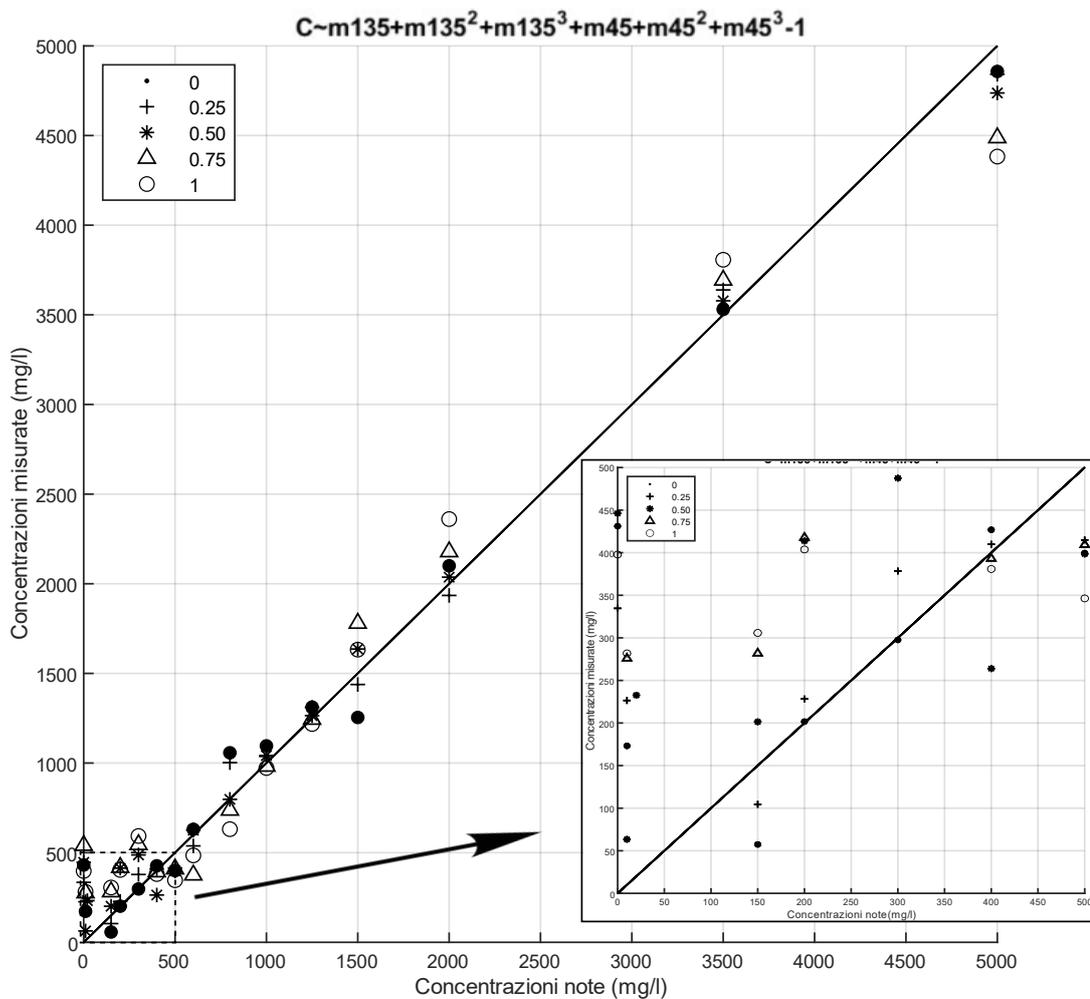


Figura 39: Confronto dati noti vs dati misurati per i cinque valori di potenziometro

Essendo questo modello costituito da solo due variabili indipendenti, sarebbe possibile unicamente con le misure a 45° e 135° ricostruire abbastanza fedelmente la concentrazione di un campione.

4.3 Test con altri materiali

Si è studiato il comportamento dello strumento in presenza di altre tipologie di sedimenti raccolti in ambiente lagunare per verificare la risposta dello strumento con diversi materiali. In particolare, sono stati testati dei sedimenti sabbiosi di un bassofondale con $d_{50} = 101.88 \mu\text{m}$ (la cui curva granulometrica è riportata in Figura 40) e dei sedimenti limo-argillosi raccolti in un piccolo canale di una barena con $d_{50} = 78.25 \mu\text{m}$ (la cui curva granulometrica è riportata in Figura 41). Dal confronto delle curve granulometriche si può constatare che il materiale del bassofondale è tendenzialmente monogranulare rispetto a quello di canale, sicuramente più eterogeneo (la curva granulometrica è meno pendente e copre un range di diametri maggiore, Figura 41). Generalmente rispetto al caolino, entrambi i materiali sono formati da grani più grandi.

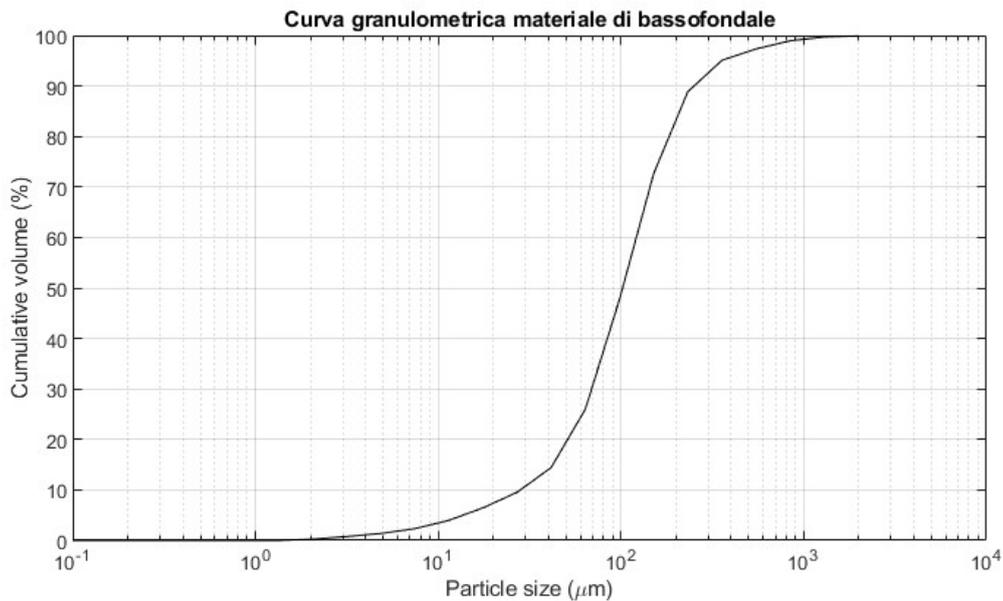


Figura 40: Curva granulometrica del materiale di bassofondale

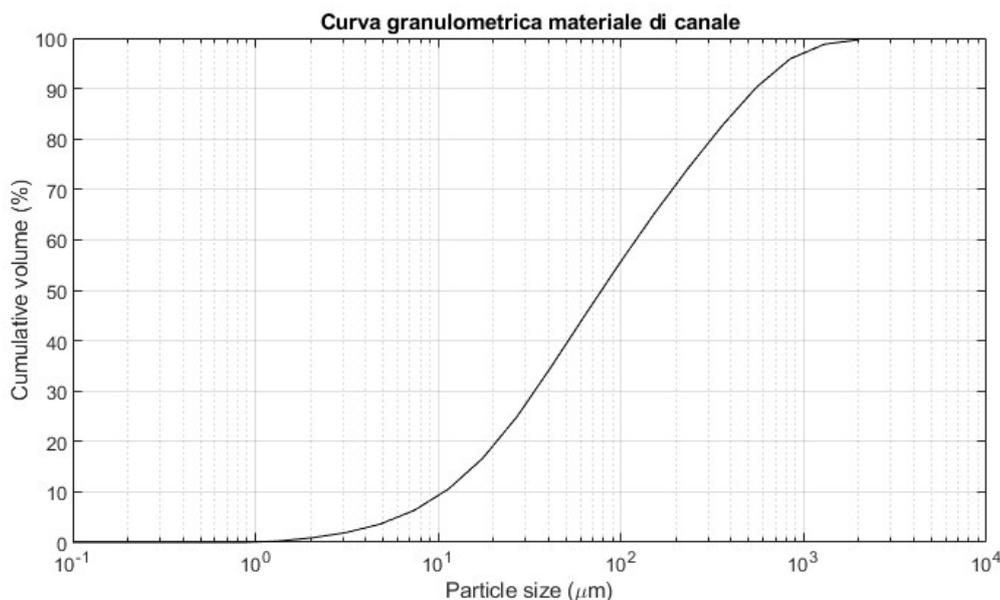


Figura 41: Curva granulometrica del materiale di canale

Le prove svolte sono analoghe a quanto visto nel paragrafo 4.2.2 utilizzando il caolino, quindi preparando delle concentrazioni note (Tabella 9), tenendo l'acqua uniformemente mescolata con l'utilizzo del miscelatore a batteria ma utilizzando solamente un valore di resistenza aggiuntiva pari a $1M\Omega$. Tale valore di resistenza è stato scelto per amplificare la pendenza delle curve in modo tale da poter svolgere meglio un'operazione di taratura.

Tabella 9: Concentrazioni utilizzate nel catino con sabbia e argilla

C = 0.00 g/l	C = 0.01 g/l
C = 0.02 g/l	C = 0.035 g/l
C = 0.05 g/l	C = 0.075 g/l
C = 0.10 g/l	C = 0.15 g/l
C = 0.20 g/l	C = 0.30 g/l
C = 0.40 g/l	C = 0.50 g/l
C = 0.60 g/l	C = 0.80 g/l
C = 1.00 g/l	C = 1.25 g/l
C = 1.50 g/l	C = 2.00 g/l

4.3.1 Sedimenti di bassofondale

In Figura 42 viene riportata la prova misurando le diverse concentrazioni ottenute con il sedimento raccolto in un bassofondale e riportate in Tabella 9. Dal primo pannello si nota subito come il comportamento della lettura a 45° sia simile a quello già visto per il caolino, quindi all'aumentare della concentrazione la misura tende a crescere. Questo andamento lo si ritrova anche per le misure a 90° e 135° . Il comportamento delle tre curve citate risulta leggermente più irregolare di quello osservato per il caolino a causa della presenza di materiale vegetale e delle diverse granulometrie che compongono il materiale (Figura 22, Figura 40 e Figura 41). Il sedimento sabbioso più grossolano infatti resta più difficilmente in sospensione e tende velocemente a depositarsi. Nel quarto pannello di Figura 42 invece non viene riportata alcuna

curva in quanto la misura a LED acceso risulta sempre a saturazione e quindi diventa impossibile tracciare i punti utili per la costruzione di tale curva.

Bassofondale

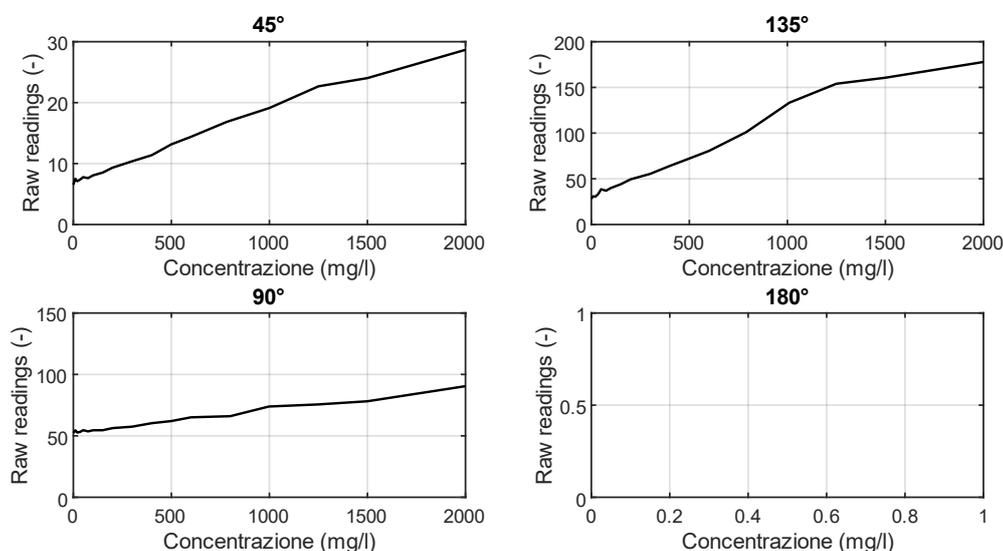


Figura 42: Prove a concentrazione costante per la sabbia

Come già fatto in precedenza per il caolino, si sono analizzati una serie di modelli di regressione lineare multipla per legare i dati grezzi misurati dai ricevitori ai vari valori di concentrazione misurati. Si sono confrontati quindi in Tabella 10 gli stessi modelli descritti nel paragrafo 4.2.3 cercando quello che potesse minimizzare la differenza tra i valori di concentrazione noti e quelli misurati.

Tabella 10: Confronto modelli

Modelli	p-value	R ²	R ^{2a}	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	9.57E-09	0.960	0.957	97.659	114.828	0.224	0.066
45+45 ²	3.89E-10	0.973	0.971	83.142	94.117	0.184	0.048
90+90 ²	5.32E-10	0.961	0.959	87.619	112.766	0.225	0.054
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	2.45E-13	0.995	0.994	26.082	38.622	0.077	0.019
90+90 ² +90 ³ +45+45 ² +45 ³	2.29E-13	0.996	0.994	26.653	38.396	0.077	0.019
90+90 ² +45+45 ²	7.33E-15	0.993	0.991	33.729	48.318	0.097	0.024
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	1.56E-13	0.996	0.994	24.635	37.196	0.074	0.018

Il modello “ $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ ” risulta nuovamente essere quello che comporta MAE e RMSE minori e si riporta ora per questo modello il grafico con il confronto tra valori noti e calcolati (Figura 43).

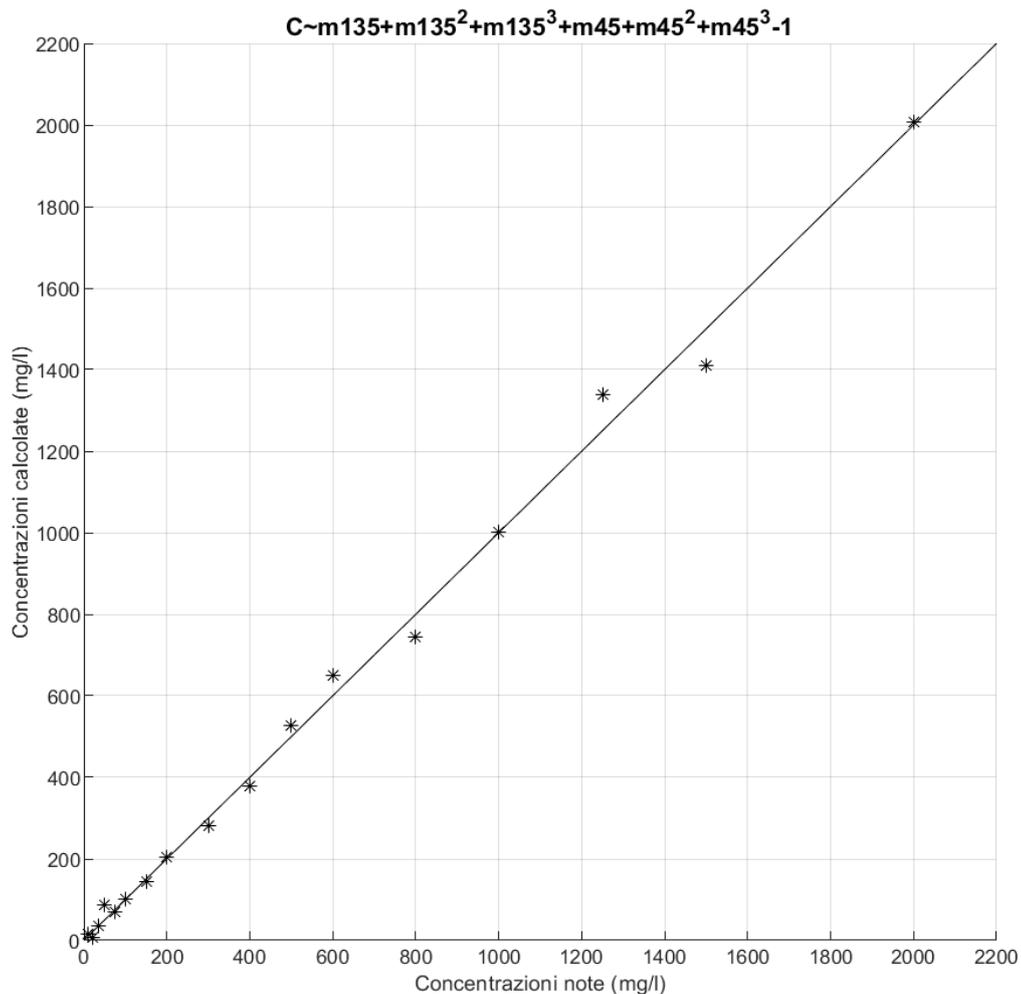


Figura 43: Confronto dati noti vs concentrazioni calcolate per il modello migliore

4.3.2 Sedimento di canale

In Figura 44 viene riportata la prova misurando le diverse concentrazioni dei sedimenti limo-argillosi prelevati dal canale di barena riportate in Tabella 9. Dal primo pannello si nota subito come il comportamento della lettura a 45° abbia un comportamento ascendente, come già visto per gli altri materiali, per poi però raggiungere un picco e quindi decrescere. Un andamento monotono crescente invece è presente nelle letture a 90° e 135°. Anche in questo caso le tre curve citate sono irregolari, probabilmente a causa della presenza di particelle vegetali con caratteristiche diverse dai sedimenti inorganici capaci così di modificare la misura. In modo analogo a quanto già detto per il materiale di bassofondale, anche per il sedimento di canale tutte le misure a LED acceso della lettura a 180° risultano a saturazione per ogni concentrazione, quindi nel quarto pannello di Figura 44 non si riporta alcun punto.

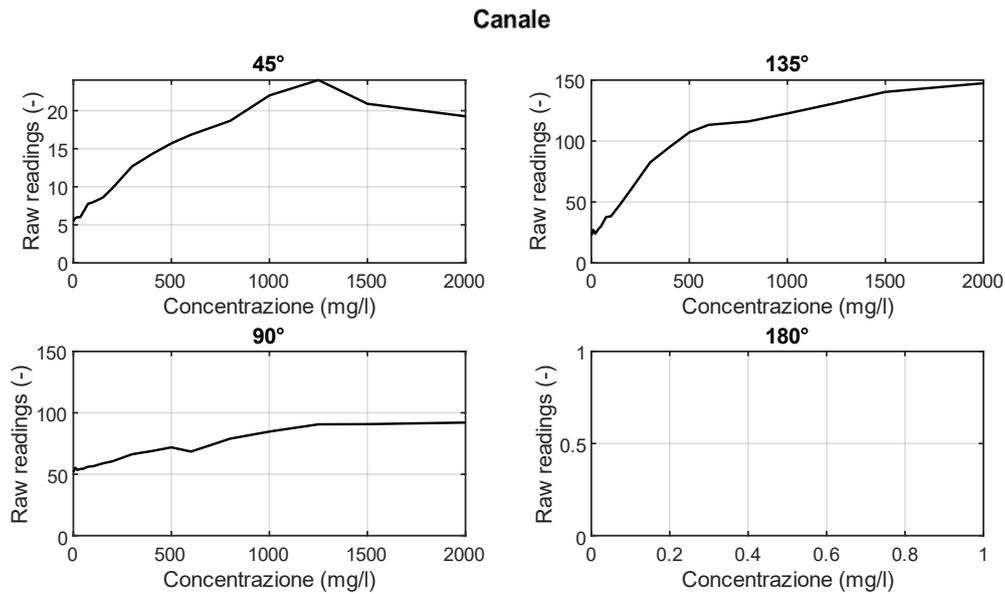


Figura 44: Prove a concentrazione costante per l'argilla

Anche in questo caso si sono analizzati una serie di modelli di regressione lineare multipla per legare i dati grezzi misurati dai ricevitori ai vari valori di concentrazione misurati. Si sono confrontati quindi in Tabella 11 gli stessi modelli descritti nel paragrafo 4.2.3 cercando quello che potesse minimizzare la differenza tra i valori di concentrazione noti e quelli misurati.

Tabella 11: Confronto modelli

Modelli	p-value	R ²	R ² _a	MAE	RMSE	RRMSE _m	RRMSE _r
135+135 ²	1.59E-10	0.936	0.932	112.470	144.535	0.303	0.085
45+45 ²	1.40E-05	0.759	0.744	156.184	281.193	0.554	0.181
90+90 ²	7.85E-09	0.945	0.942	84.615	134.009	0.269	0.083
90+90 ² +45+45 ² +135+135 ²	1.99E-11	0.991	0.987	45.166	55.764	0.112	0.029
90+90 ³ +45+45 ³	1.67E-11	0.991	0.987	41.328	54.929	0.110	0.029
90+90 ² +45+45 ²	6.67E-11	0.974	0.968	65.085	92.828	0.186	0.049
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	4.68E-12	0.993	0.989	38.667	49.389	0.099	0.025

Il modello “ $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ ” risulta nuovamente essere quello che comporta MAE e RMSE minori e si riporta ora per questo modello il grafico con il confronto tra valori noti e misurati (Figura 45).

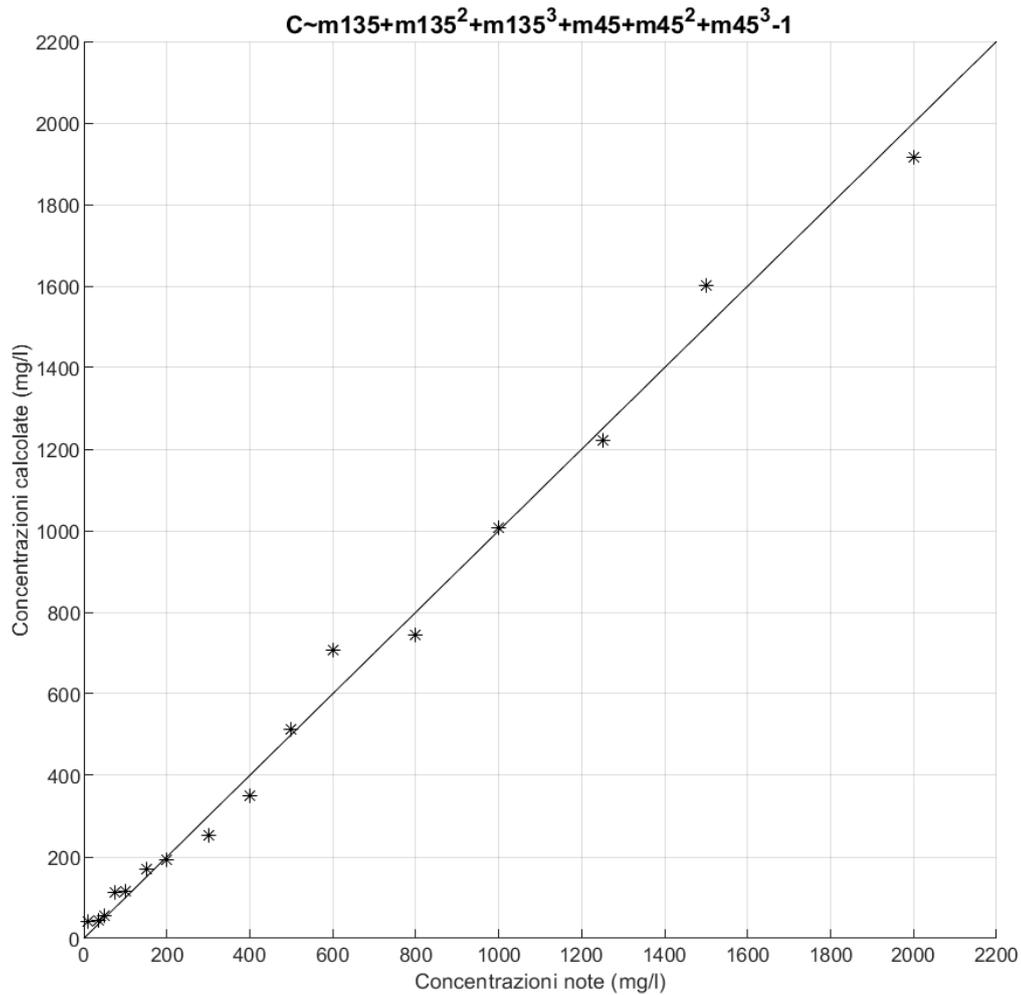


Figura 45: Confronto dati noti vs dati misurati per il modello migliore

4.3.3 Confronto tra materiali

In questo paragrafo viene studiata la differenza tra i modelli di regressione per le misure con materiale di bassofondale e di canale confrontando principalmente i coefficienti β_i dati dal modello “ $C \sim m135 + m135^2 + m135^3 + m45 + m45^2 + m45^3 - 1$ ”, ossia il migliore tra quelli studiati per i due materiali. In Tabella 12 si riporta questo confronto mostrando anche l’intervallo di confidenza al 95% dei coefficienti per questo modello. Si nota come gli intervalli di confidenza dei coefficienti del modello per canale e bassofondo siano sovrapposti per le variabili riguardanti l’angolo a 45° , mentre non è così per quelle riguardanti i 135° mostrando che i coefficienti sono generalmente diversi. Per valutare quantitativamente la somiglianza dei coefficienti si effettua un test t di Student sulla loro differenza dove l’uguaglianza tra i coefficienti rappresenta l’ipotesi nulla H_0 .

Tabella 12: Coefficienti del modello lineare “ $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ ”. Ipotesi nulla H_0 : i due coefficienti non sono diversi

	Bassofondale	Intervallo di confidenza	Canale	Intervallo di confidenza	p_value	H_0 non rifiutata
m135	12.9435	[-9.4066, 35.2935]	48.1343	[22.2630; 74.0056]	0.0446	No
m45	-98.4802	[-208.4852, 11.5249]	-234.6064	[-370.0708; -99.1419]	0.1150	Sì
m135²	-0.0401	[-0.2995, 0.2193]	-0.7057	[-1.0415; -0.3698]	0.0051	No
m45²	7.3735	[-1.3338, 16.0808]	18.8912	[5.8360; 31.9463]	0.1358	Sì
m135³	-0.0002	[-0.0012, 0.0008]	0.0033	[0.0021; 0.0046]	0.0004	No
m45³	-0.0406	[-0.2510, 0.1698]	-0.4099	[-0.7444; -0.0755]	0.0643	Sì

In Tabella 13 vengono riportati i coefficienti per il modello globale per il materiale sabbioso e limo-argilloso insieme al relativo intervallo di confidenza al 95%. Inoltre si effettua il test t di Student sulla differenza tra questi coefficienti e quelli trovati in precedenza per i singoli modelli applicati al bassofondale e al canale. Come si può notare dalle colonne “p-value_B” (riferito al confronto con il modello del bassofondale) e “p-value_C” (riferito al confronto con il modello del canale), i coefficienti del modello globale non sono diversi da quelli dei due modelli presi singolarmente, questo implica la possibilità di usare tale modello per misure di bassofondale e canale senza doverle distinguere nei due modelli separati.

Tabella 13: Coefficienti del modello lineare “ $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ ” per il caso Bassofondale + Canale. Ipotesi nulla H_0 : i due coefficienti non sono diversi

	Bassofondale + Canale	Intervallo di confidenza	p-value_B	H_0 non rifiutata	p-value_C	H_0 non rifiutata
m135	11.9565	[-28.9079, 52.8209]	0.9657	Sì	0.1459	Sì
m45	-96.7992	[-315.3333, 121.7350]	0.9889	Sì	0.2873	Sì
m135²	-0.2077	[-0.6996, 0.2841]	0.5444	Sì	0.1072	Sì
m45²	13.0996	[-4.6320, 30.8313]	0.5602	Sì	0.5931	Sì
m135³	0.0011	[-6.738e-04, 0.0029]	0.1975	Sì	0.0574	Sì
m45³	-0.3354	[-0.7557, 0.0849]	0.2191	Sì	0.7765	Sì

I parametri statistici per il modello “ $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ ” applicato al materiale sabbioso e limo argilloso unitamente sono riportati in Tabella 14. Tale modello globale ha performance leggermente inferiori rispetto all'applicare lo stesso modello per i singoli materiali come si nota ad esempio dal confronto del R^2 (0.91 contro 0.99 dei due casi precedenti) però ha il vantaggio di ridurre il campionamento in campo per dover tarare lo strumento in ogni singolo punto di misura. L'utilizzo di un modello globale può rappresentare quindi un buon compromesso per dover valutare la concentrazione in sospensione in diversi punti di misura, purché caratterizzati da materiale simile.

Tabella 14: Parametri statistici per il modello unito bassofondale + canale

Modello	p-value	R^2	R^2_a	MAE	RMSE	RRMSEm	RRMSEr
$135 + 135^2 + 135^3 + 45 + 45^2 + 45^3$	1.46E-15	0.926	0.913	96.437	156.241	0.312	0.082

In Figura 46 viene riportato il confronto tra concentrazioni note e misurate per il solito modello applicato però sia alle misure della sabbia che dell'argilla. Si nota come all'aumentare della concentrazione il modello sia tendenzialmente sempre meno adatto. In particolare, si

commettono errori fino al 30% per valori di concentrazione maggiori a 1000 mg/l. Tuttavia, si fa notare che, considerando i materiali in esame e un'applicazione alla Laguna di Venezia, il range tipico di valori raramente eccede i 250 mg/l. In questo range, l'errore si riduce di molto (circa 10%) e la concentrazione calcolata dal modello globale non differisce di molto da quella misurata. Per un migliore confronto, in basso a destra di Figura 46 viene mostrato un ingrandimento del range di concentrazione 0 - 250 mg/l

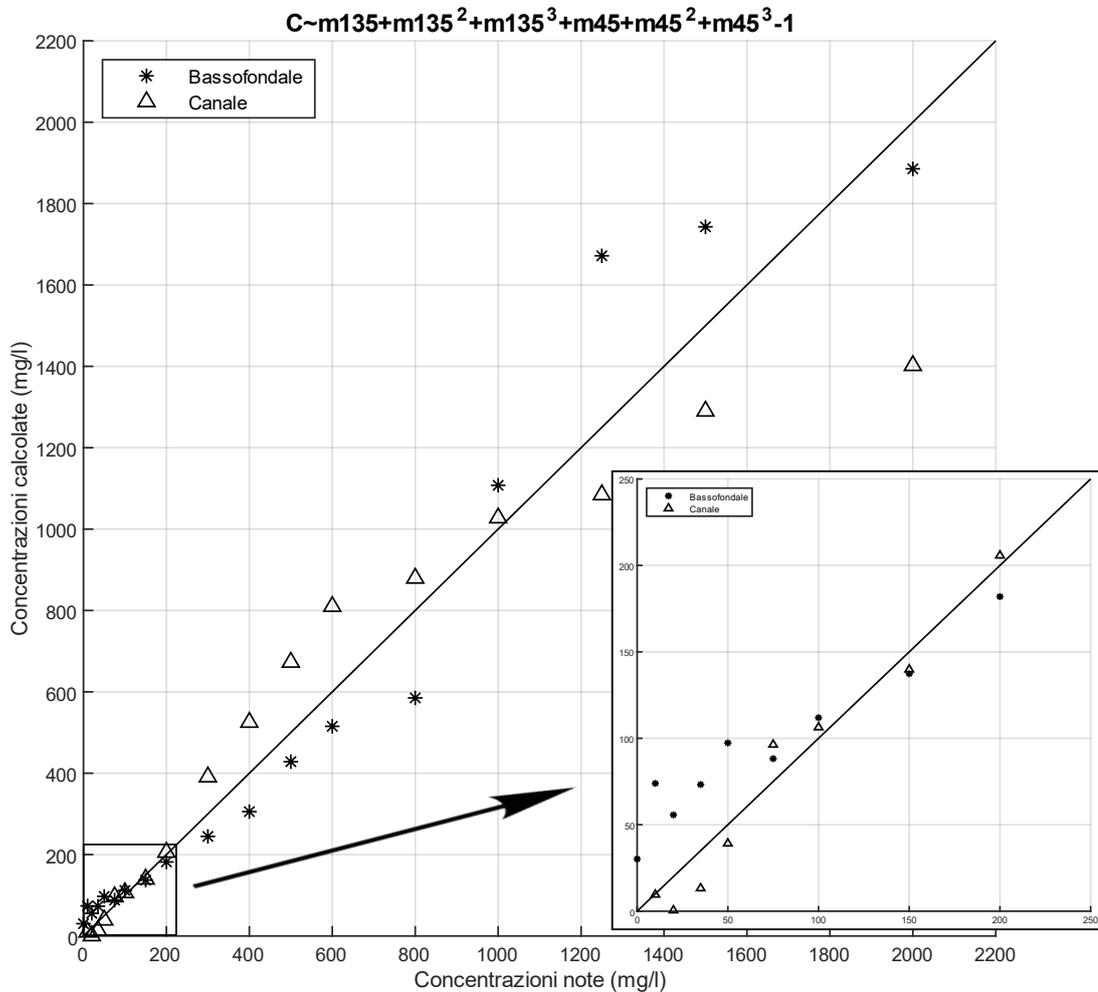


Figura 46: Confronto dati noti vs dati misurati per il modello “ $C \sim m135 + m135^2 + m135^3 + m45 + m45^2 + m45^3 - 1$ ”

Si mettono ora a confronto in Figura 47 i tre andamenti di caolino, materiale sabbioso e limo-argilloso nelle prove a concentrazione costante. La principale differenza tra il caolino e il materiale reperito in laguna è la pura omogeneità del primo nelle particelle rispetto a un terreno contenente particelle vegetali o comunque tendenzialmente a una disomogeneità del secondo (Figura 22, Figura 40 e Figura 41). È da notare come questo comporti un diverso range negli output di misura, che risulta più ridotto per il materiale di campo (Figura 47). Mentre per il sensore a 45° il comportamento è sempre monotono crescente per tutti e tre i materiali (Figura 47), le letture a 90° e 135° dei sedimenti raccolti in laguna differiscono da quelle del caolino. In particolare, le curve relative al caolino presentano un andamento crescente che, dopo aver raggiunto un massimo, viene seguito da una riduzione. Invece per entrambe le tipologie di sedimenti raccolti in laguna si ha un comportamento monotono crescente simile a quello rilevato per il sensore a 45°. Un'altra importante differenza si nota nel quarto pannello (180°) in quanto

il caolino, essendo completamente sciolto in acqua, oscura sempre più il ricevitore dal raggio di luce in direzione della trasmissione all'aumentare della concentrazione, mentre a causa delle diverse proprietà ottiche del materiale da campo, la misura a LED acceso per la lettura a 180° risulta sempre a saturazione.

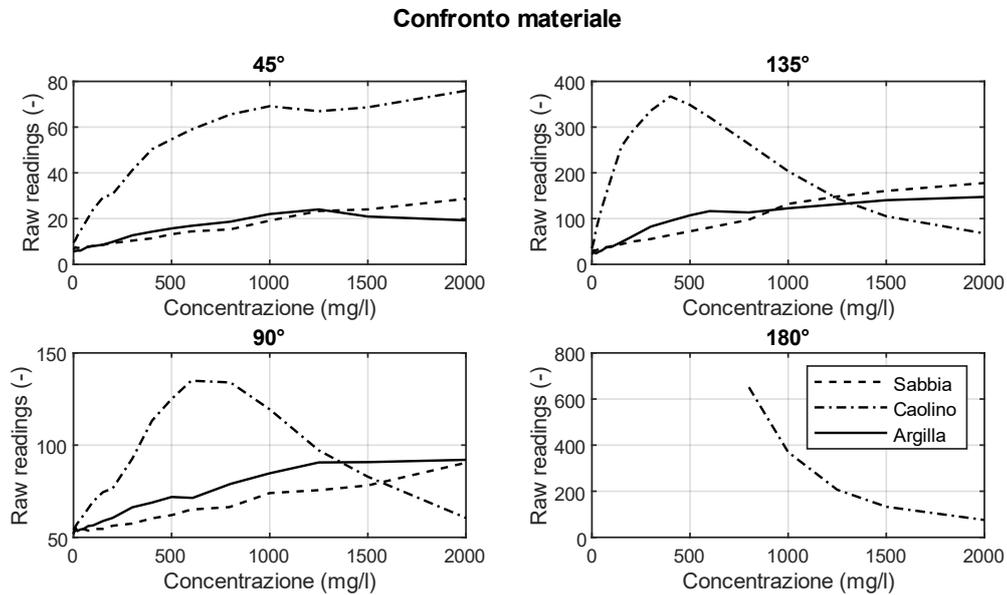


Figura 47: Confronto prove a concentrazione costante per i tre materiali

4.4 Confronto tra due sensori

Al fine di confermare il comportamento dello strumento si è modificato il set up aggiungendo un altro sensore posto in posizione adiacente al primo (Figura 48). È stata riprodotta quindi un'ulteriore scheda per i collegamenti elettrici insieme ad un'altra coppia di ricevitori e LED.



Figura 48: Set up con doppio sensore

La tipologia di prove svolta con il nuovo set up riguarda dei test a concentrazione costante per caolino, materiale sabbioso e limo-argilloso. Il confronto dei due sensori per questi tre materiali è riportato rispettivamente in Figura 49, Figura 51 e Figura 53. In queste figure si è indicato con “Set up 1” quello nuovo, mentre con “Set up 2” quello usato anche in precedenza. L’andamento delle letture è confrontabile, infatti in tutti i pannelli il range e la forma delle curve sono infatti gli stessi.

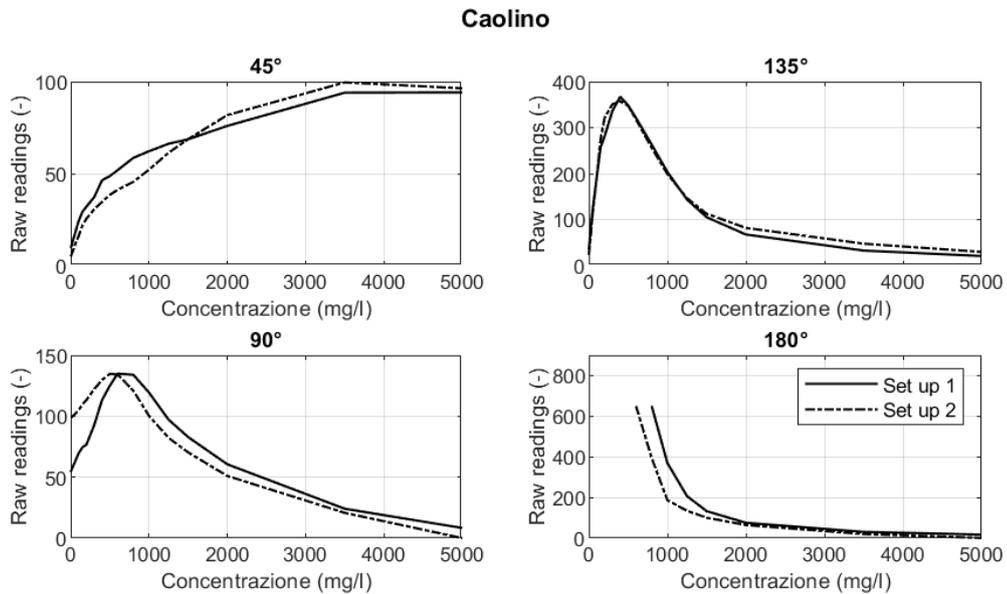


Figura 49: Confronto dei due strumenti per il caolino

Si possono confrontare quantitativamente i due andamenti calcolando gli errori percentuali tra le letture dei due set up (riportati in Tabella 15 e graficati in Figura 50)

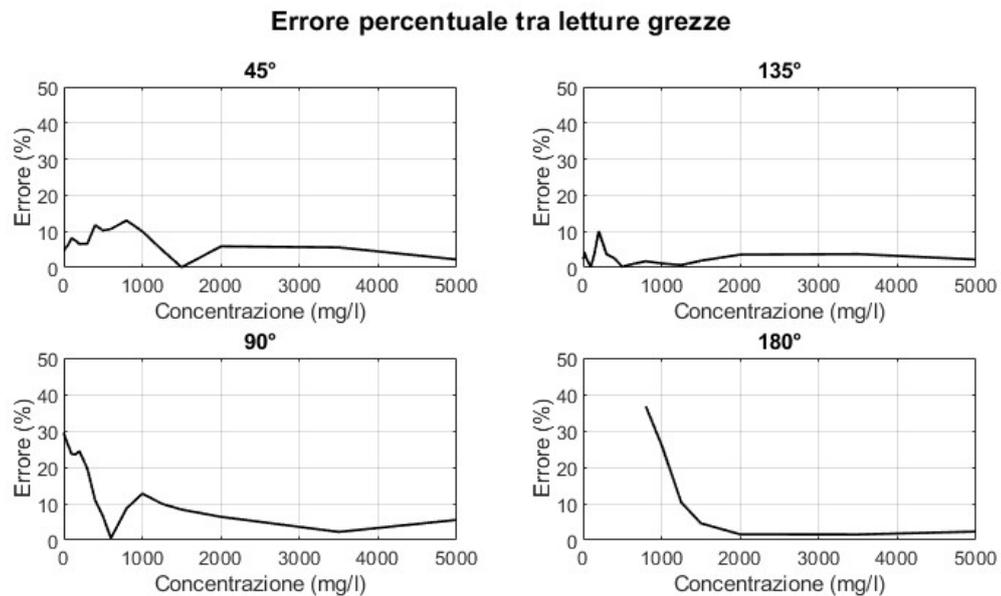


Figura 50: Errore percentuale nelle letture tra i due set up - caolino

Tabella 15: Errori percentuali medi tra le letture grezze - caolino

	45°	135°	90°	180°
Errore lettura grezza (%)	6.89	2.70	15.32	11.87

Lo stesso confronto può essere fatto anche per gli altri due materiali. In Figura 51 vengono riportati gli andamenti dei due set up per il test a concentrazione costante svolto con il materiale del bassofondale.

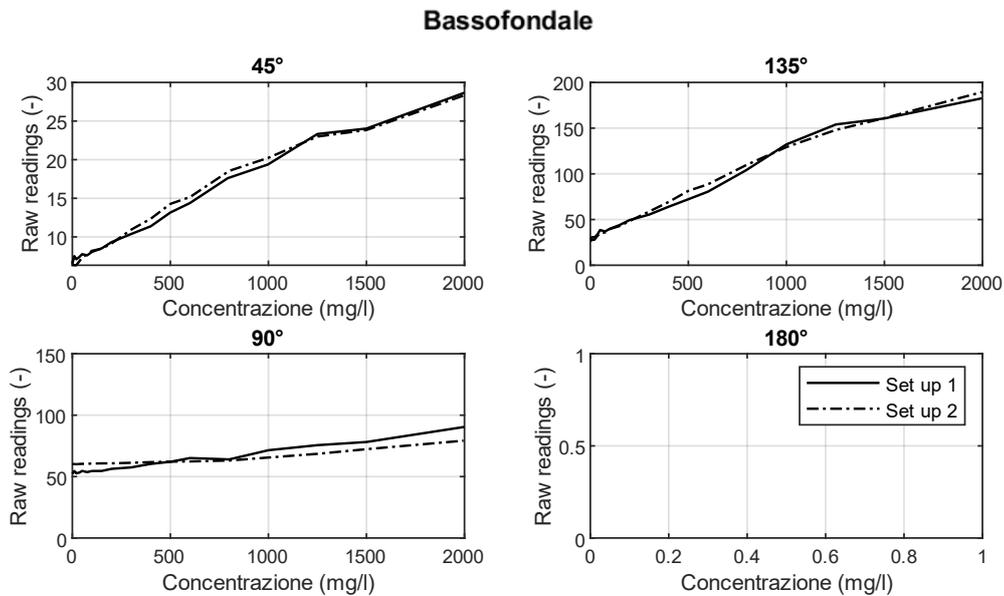


Figura 51: Confronto dei due strumenti per il materiale sabbioso

Come fatto in precedenza vengono calcolati gli errori percentuali tra le due letture in Figura 52 e Tabella 16.

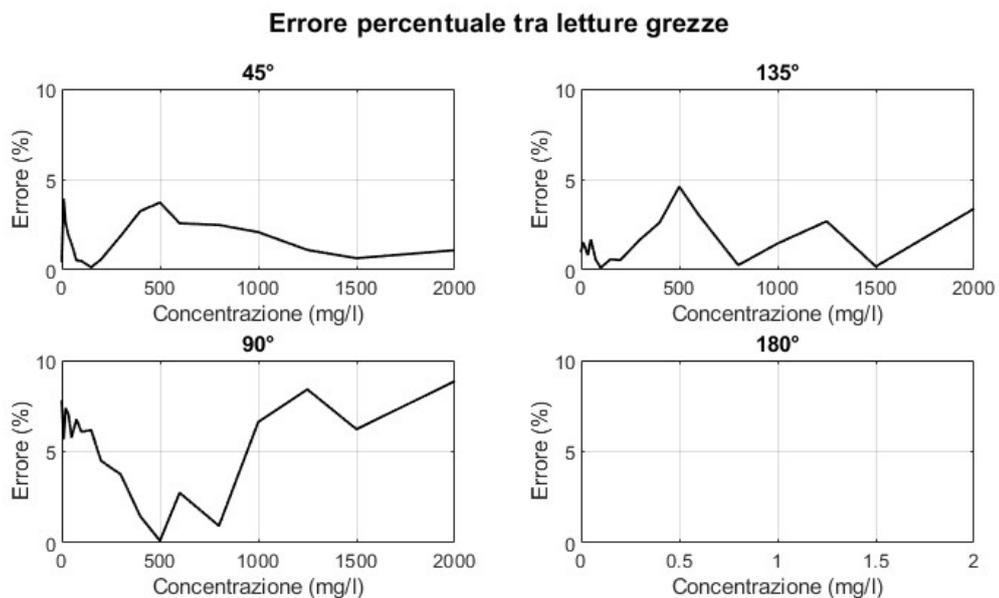


Figura 52: Errore percentuale nelle letture tra i due set up – bassofondale

Tabella 16: Errori percentuali medi tra le letture grezze - bassofondale

	45°	135°	90°
Errore lettura grezza (%)	1.71	1.55	5.35

In Figura 53 vengono riportati gli andamenti dei due set up per il test a concentrazione costante svolto con il materiale limo-argilloso.

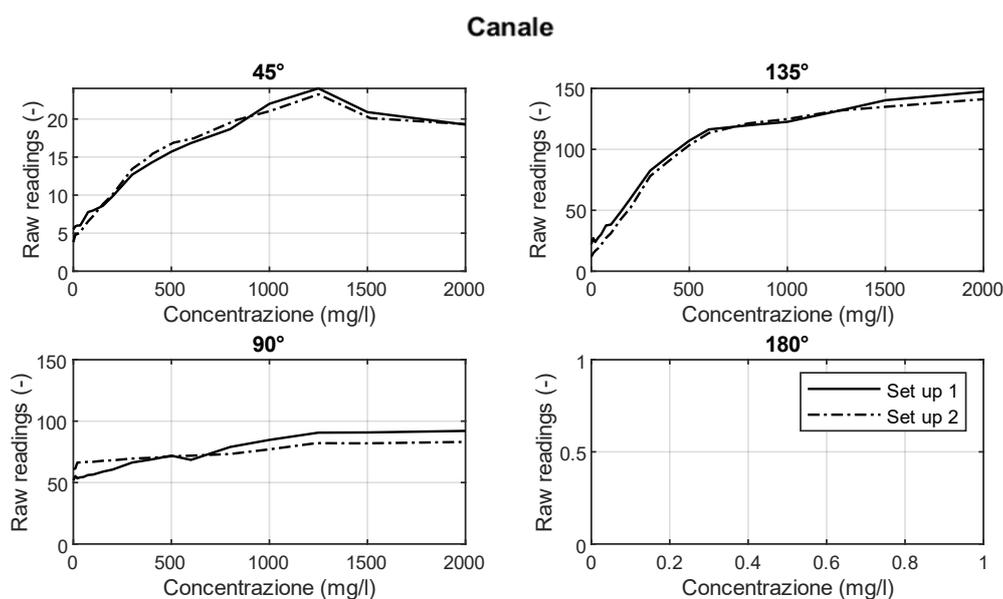


Figura 53: Confronto dei due strumenti per il materiale limo-argilloso

Come fatto in precedenza vengono calcolati gli errori percentuali tra le due letture in Figura 54 e Tabella 17.

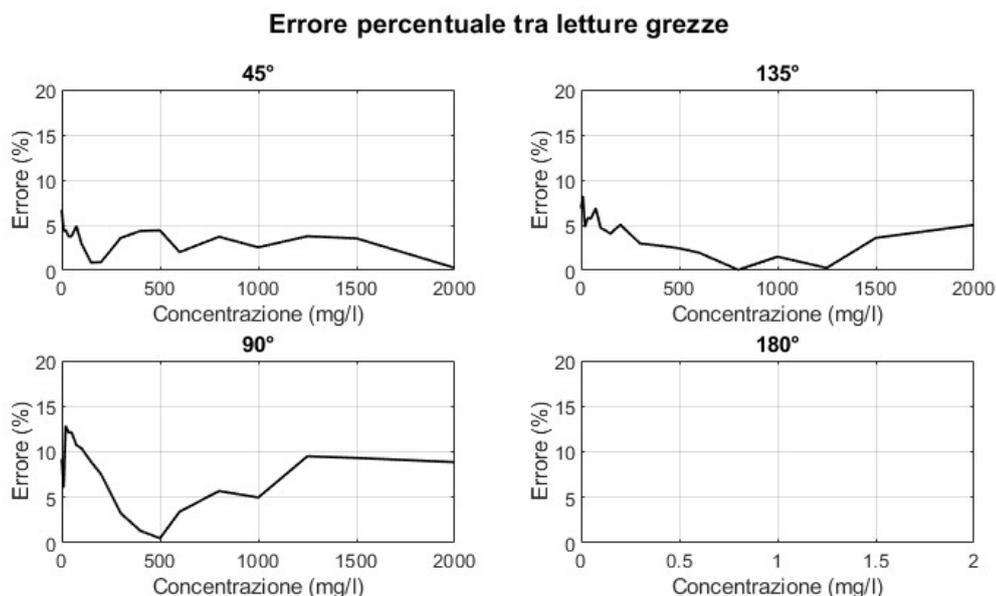


Figura 54: Errore percentuale nelle letture tra i due set up – canale

Tabella 17: Errori percentuali medi tra le letture grezze - canale

	45°	135°	90°
Errore lettura grezza (%)	3.38	4.03	7.59

Osservando l'entità degli errori tra le letture grezze si può concludere che lo strumento dunque sia in grado di essere riprodotto dando risultati confrontabili.

5 VERIFICA DELLO STRUMENTO IN CAMPO

La diretta conseguenza del lavoro svolto con il sensore in laboratorio, una volta calibrato, è misurare in un contesto reale. Si è deciso quindi di trasportare l'intero set up in una barena della laguna di Venezia. La barena in questione si trova nei pressi della località di Conche (PD) e sono state svolte due tipi di misure: una serie di misure con la parte sensibile dello strumento posto a mezza altezza in un piccolo canale attraversante la barena (Figura 55) l'altra invece in corrispondenza di un bassofondo. La scelta di queste due posizioni è nata dall'aver svolto delle prove in laboratorio con del materiale reperito proprio in queste due zone, in modo tale che le misure potessero essere direttamente confrontabili.



Figura 55: Misurazione in un canaletto di una barena

Le misure sono state effettuate durante la fase di marea calante e in assenza di vento. Quindi la quantità di materiale naturalmente presente in sospensione era molto ridotta. Al fine di verificare la capacità dello strumento di misurare in diversi range di concentrazione, è stato quindi necessario incrementare artificialmente i valori di materiale in sospensione, utilizzando il miscelatore poco più a monte della sezione di misura (Figura 56 e Figura 57) e ricreare quindi diversi valori di concentrazioni che potrebbero realizzarsi in quest'ambiente per effetto delle forzanti idrodinamiche.

In totale sono state svolte 11 misurazioni, 7 in corrispondenza del canale e 4 nel bassofondo. Per ogni misurazione svolta, nel momento in cui le letture dei ricevitori risultavano costanti, si è proceduto a prelevare un campione di acqua torbida con una bottiglietta in modo da poter caratterizzare il valore di concentrazione successivamente in laboratorio.



Figura 56: Utilizzo del miscelatore nel canale



Figura 57: Utilizzo del miscelatore nel bassofondale

5.1 Analisi dei campioni di concentrazione raccolti

Come già esposto in precedenza, attraverso il miscelatore sono stati emulati diversi eventi meteorologici che potessero sviluppare diversi valori di concentrazione. Procedendo in questo modo, i diversi campioni prelevati contengono una diversa quantità di materiale che è possibile stimare solo con l'adeguata attrezzatura presente in laboratorio.

Per determinare la concentrazione del materiale in sospensione è stato seguito il metodo standard di filtrazione indicato dalla normativa D3977-97 “*Standard Methods for Determining Sediment Concentration in Water Samples*” (D19 Committee, 2019)

Si riporta brevemente qui di seguito la procedura utilizzata:

- Delimitazione del livello dell'acqua torbida sul contenitore per misurarne in seguito il volume (Figura 58A);

- Pesatura del contenitore con la soluzione per il controllo del peso della soluzione;
- Pesatura dei filtri in acetato di cellulosa di diametro 47 mm e diametro dei pori 0.45 μm , precedentemente asciugati in forno a 80°C per 1 ora;
- Filtraggio attraverso le membrane in acetato di cellulosa (Figura 58B). Per velocizzare tale passaggio, viene utilizzata una pompa a vuoto collegata alla beuta al di sotto del filtro (Figura 58C);
- Una volta recuperato tutto il materiale (Figura 58D), insieme al filtro questo viene posto in forno a 80°C per essere asciugato fino al raggiungimento di un peso costante;
- Misurazione con cilindro graduato del volume d'acqua pulita per riempire il contenitore fino al segno precedentemente delineato;
- Pesatura del contenitore chiuso riempito d'acqua per determinare il peso del volume d'acqua;
- Pesatura del contenitore vuoto e asciutto per determinarne la tara.

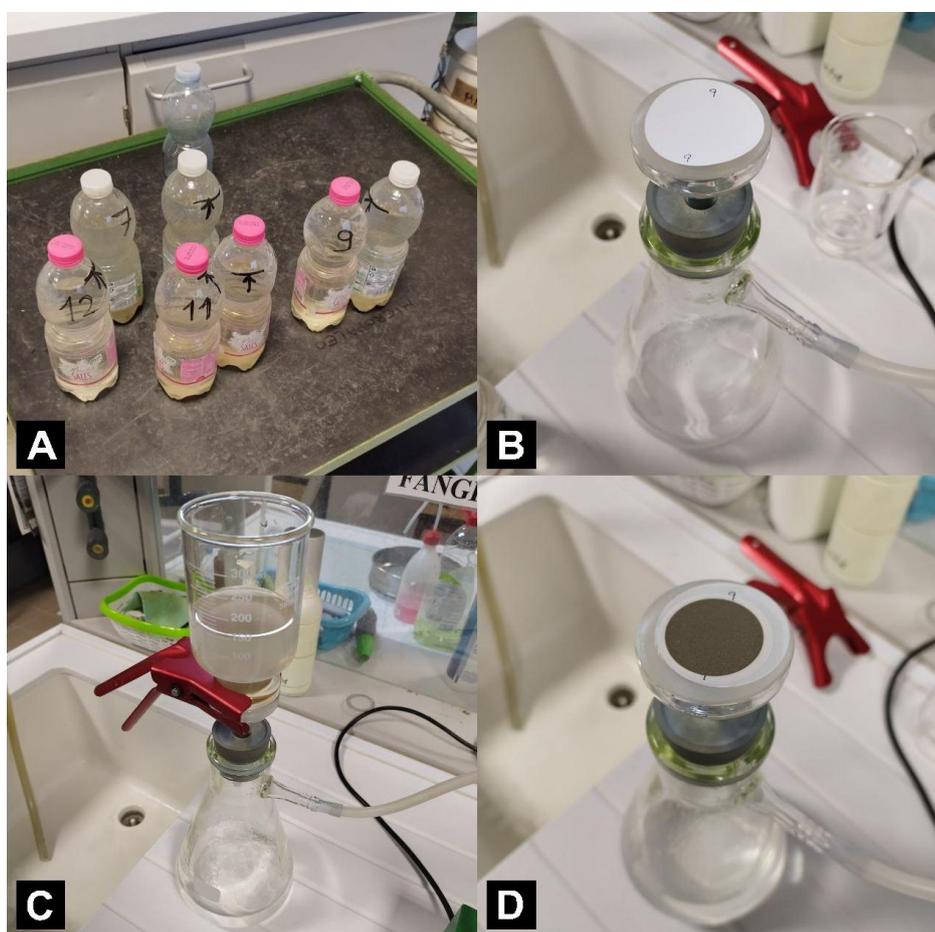


Figura 58: Fasi della procedura sui campioni: (A) contenitori pronti per essere analizzati, (B) apparato di filtrazione con filtro, (C) filtrazione del campione torbido con utilizzo della pompa a vuoto, (D) materiale filtrato al termine della filtrazione

Per il calcolo della concentrazione sono necessari due dati: il volume della soluzione e il peso secco del materiale in sospensione.

Per quanto riguarda il volume, la procedura standardizzata prevede il calcolo del volume a partire dal peso della soluzione tramite un coefficiente correttivo per tenere conto del materiale in sospensione. Tuttavia, vengono forniti i coefficienti correttivi solamente per acqua dolce e per sedimenti con densità assimilabile a quella del quarzo. Quindi tali coefficienti non sono

applicabili nel caso in esame per la presenza di acqua salmastra con densità diversa da quella dell'acqua dolce e di materiale limo-argilloso con densità minore di quella della sabbia di quarzo. È quindi necessario misurare il volume in altro modo e, per controllo, si è deciso di avere una duplice stima del volume. Il volume della soluzione viene misurato prima in modo diretto tramite il cilindro graduato e in seguito in modo indiretto come rapporto tra il peso e la densità dell'acqua di acquedotto utilizzata per riempire il contenitore dopo la procedura.

Per quanto riguarda il peso secco del materiale in sospensione questo viene calcolato come la differenza nel peso tra il filtro con il materiale filtrato asciugato e la tara del filtro stesso

In Tabella 18 viene esposto un riassunto della procedura appena descritta per i campioni di acqua torbida prelevati nel canale della barena (sedimenti di tipo limo-argilloso). Nella colonna "V acqua" è presente il valore di volume dell'acqua necessario per riempire la bottiglia misurato con cilindro graduato, in "V calcolato" viene appunto calcolato il volume dell'acqua necessaria per riempire la bottiglietta moltiplicando il peso di quest'ultima per la densità dell'acqua ($\rho = 1 \text{ g/ml}$), mentre nella colonna "Errore" si riporta l'errore commesso nell'utilizzare per il calcolo della concentrazione il volume misurato piuttosto che quello calcolato con il peso.

Tabella 18: Risultati del calcolo della concentrazione per i campioni raccolti nel canale

Campioni di canale						
N° campione	Peso sedimento (g)	V acqua (ml)	Peso acqua (g)	V calcolato (ml)	Errore (%)	Concentrazione (mg/l)
1	0.0004	490	500.1	500.1	2.0408	0.8163
2	0.0606	498	501.9	501.9	0.7831	121.6867
3	0.1101	498	499.8	499.8	0.3614	221.0843
4	0.1145	461	471.7	471.7	2.3210	248.3731
5	0.1823	453	459.1	459.1	1.3465	402.4282
6	0.1852	474	490.0	490.0	3.3755	390.7173
7	0.2538	491	496.3	496.3	1.0794	516.9043

In Tabella 19 viene riportato lo stesso riassunto per i campioni sabbiosi prelevati nel bassofondo.

Tabella 19: Risultati del calcolo della concentrazione per i campioni raccolti nel bassofondale

Campioni di bassofondale						
N° campione	Peso sedimento (g)	V acqua (ml)	Peso acqua (g)	V calcolato (ml)	Errore (%)	Concentrazione (mg/l)
8	0.1189	509	517.4	517.4	1.6503	233.5953
9	0.5569	482	490.2	490.2	1.7012	1155.3942
10	0.1138	516	523.5	523.5	1.4535	220.5426
11	0.0181	494	504.4	504.4	2.1053	36.6397

Si può notare come i valori di concentrazione ottenuti varino da valori poco inferiori a 1 mg/l fino a poco meno di 1200 mg/l, coprendo quindi il range di valori solitamente riscontrabili nella Laguna di Venezia.

5.2 Risultati

Avendo in precedenza costruito la curva di calibrazione per la sabbia e per l'argilla (paragrafi 4.3.1 e 4.3.2) e definiti i conseguenti modelli di regressione (specifico per il materiale e globale), si possono validare quest'ultimi analizzando i dati grezzi letti durante le misurazioni in campo

per ricercare una coincidenza con le concentrazioni calcolate nel paragrafo precedente. Applicando quindi gli stessi coefficienti dei modelli di regressione per i singoli materiali e quelli del modello globale (riportati in precedenza in Tabella 12 e Tabella 13), si sono calcolate le concentrazioni per ognuno degli 11 campioni.

In Figura 59 si riporta il confronto tra concentrazioni misurate in ascissa e quelle calcolate in ordinata per i campioni del canale. Si nota come i sette punti calcolati applicando il modello specifico per il canale siano nell'intorno della bisettrice del grafico quindi viene confermata la validità del modello lineare $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$, confermando che basterebbero i ricevitori posti a 45° e 135° per ottenere una buona misura della concentrazione anche in ambienti reali.

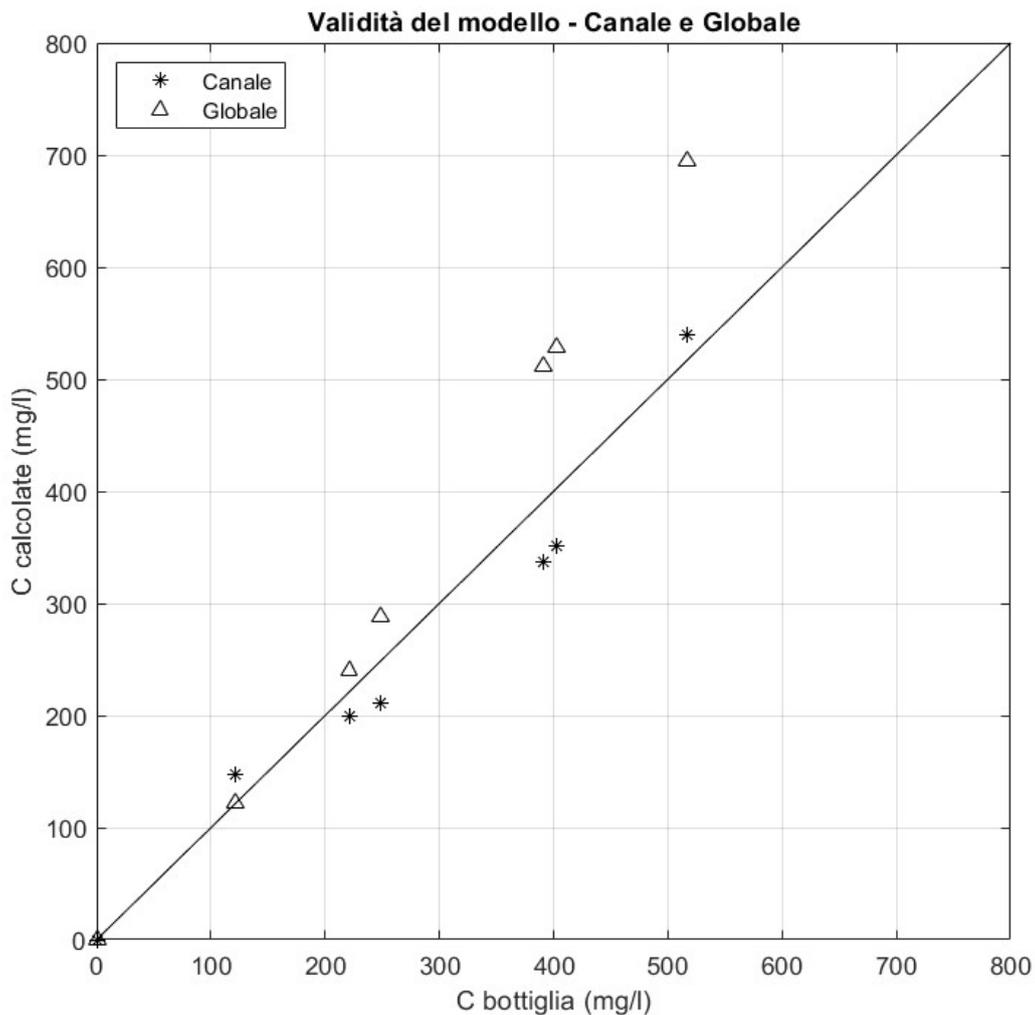


Figura 59: Validità del modello $C \sim m_{135} + m_{135^2} + m_{135^3} + m_{45} + m_{45^2} + m_{45^3} - 1$ per il materiale limo-argilloso

Per una stima quantitativa della bontà di tale modello si sono calcolati MAE e RMSE tra valori calcolati e valori modellati in Tabella 20.

Tabella 20: Parametri statistici per validare il modello

Modello	MAE	RMSE	RRMSEm	RRMSEr
$135 + 135^2 + 135^3 + 45 + 45^2 + 45^3$	17.2779	28.6364	0.0696	0.0256

Applicando invece il modello globale alle misure svolte in canale, le prestazioni, come già citato per il caso del laboratorio, si ottengono prestazioni leggermente inferiori. Si sono calcolati infatti in Tabella 21, punto per punto, gli errori commessi nell'usare il modello globale rispetto a quello calibrato appositamente per il canale.

Tabella 21: Errore percentuale nell'usare il modello globale piuttosto che quello calibrato per il canale

N° punto	1	2	3	4	5	6	7
Errore (%)	0.00	16.80	20.30	36.29	50.22	51.89	28.64

In Figura 60 invece si riporta il confronto tra concentrazioni misurate in ascissa e quelle calcolate (con il modello specifico per il bassofondale e quello globale) in ordinata per i campioni sabbiosi. Considerando il modello calibrato appositamente per il materiale sabbioso, i quattro punti nel grafico sono a ridosso della retta a 45° quindi ancora una volta viene confermata la validità del modello lineare di regressione.

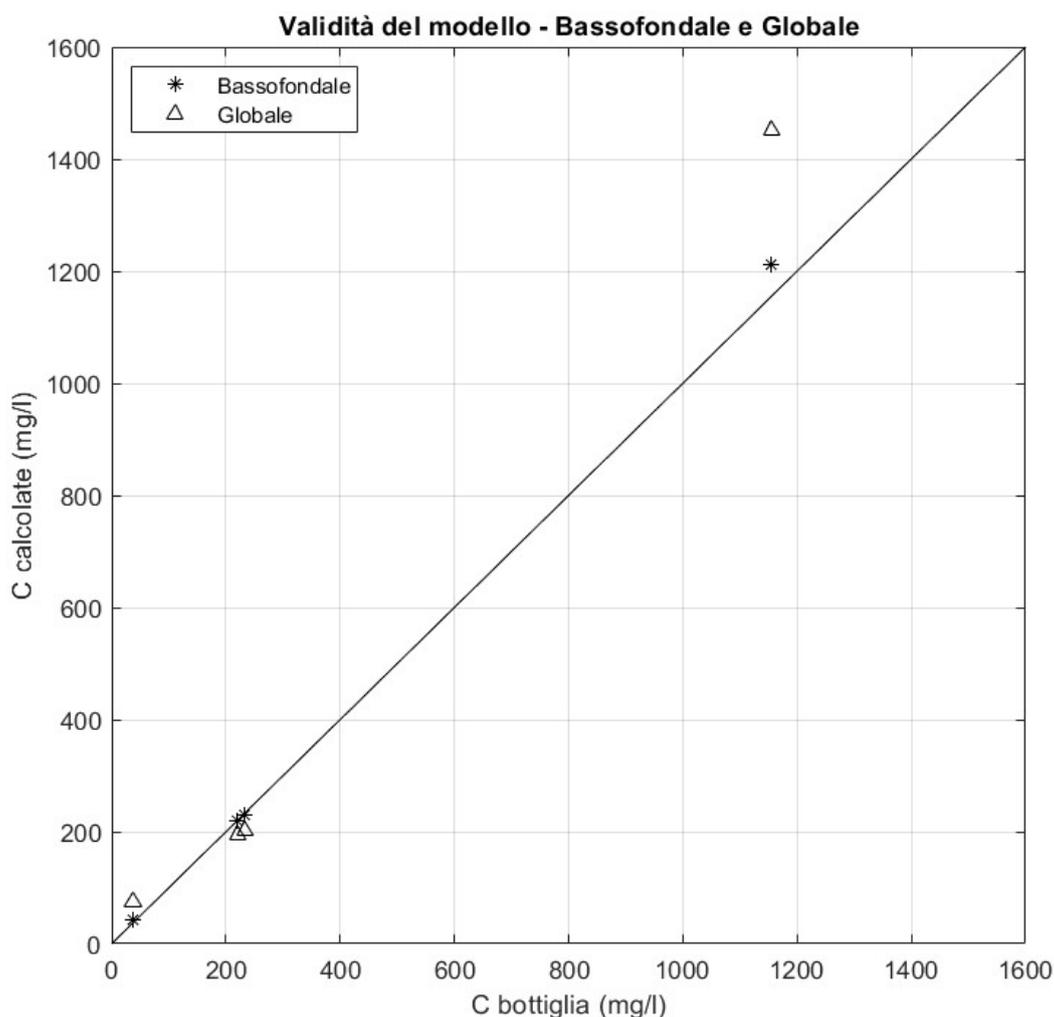


Figura 60: Validità del modello "C~m135+ m1352+m1353+m45+m452+m453-1" per il materiale sabbioso

Per una stima quantitativa della bontà del modello si sono calcolati MAE e RMSE tra valori calcolati e valori modellati in Tabella 22.

Tabella 22: Parametri statistici per validare il modello

Modello	MAE	RMSE	RRMSE_m	RRMSE_r
135+135 ² +135 ³ +45+45 ² +45 ³	30.2890	34.7780	0.1280	0.0674

Come appena fatto per il materiale limo-argilloso, si riportano gli errori percentuali in Tabella 23 nella scelta del modello globale rispetto a quello specifico per il bassofondale.

Tabella 23: Errore percentuale nell'usare il modello globale piuttosto che quello calibrato per il bassofondale

N° punto	1	2	3	4
Errore (%)	11.40	19.80	11.08	80.43

6 CONCLUSIONI

Durante questa attività di tesi è stato sviluppato un sensore ottico per la misura della torbidità dell'acqua in continuo costruito con componenti di base a basso costo e facilmente reperibili in commercio. Le prove svolte in laboratorio per verificarne il funzionamento e scegliere la geometria definitiva hanno riguardato test a concentrazione costante e variabile utilizzando della polvere di caolino variando la distanza del ricevitore dalla lente e il valore della resistenza aggiuntiva posta all'interno del circuito. Successivamente, si è studiato il funzionamento del sensore con altri materiali prelevati direttamente in un contesto reale come la laguna di Venezia e si è anche realizzato un duplicato del sensore in modo da poterne confermare la riproducibilità. Al termine di questa attività si possono trarre le seguenti conclusioni:

- È effettivamente possibile costruire uno strumento per la misura in continuo della torbidità a costi decisamente più contenuti rispetto agli strumenti commerciali.
- Per ottenere una misura significativa, in modo simile ai sensori commerciali, anche il sensore sviluppato deve essere calibrato considerando la tipologia di materiale che effettivamente concorre a generare la torbidità nell'ambienti da monitorare.
- Per realizzare lo strumento possono essere sufficienti un singolo emettitore e due ricevitori posti rispettivamente a 45° e 135° rispetto alla sorgente, essendo queste le letture che coprono il range di misura maggiore e capaci di apprezzare anche piccole variazioni della concentrazione.

Le analisi condotte dimostrano che il sensore proposto risulta idoneo per misurare la concentrazione in sospensione in un contesto reale ottenendo risultati confrontabili con le misure svolte in un ambiente controllato come il laboratorio.

7 BIBLIOGRAFIA

- Bhardwaj, J., Gupta, K.K. and Gupta, R. (2015) ‘A review of emerging trends on water quality measurement sensors’, in *2015 International Conference on Technologies for Sustainable Development (ICTSD)*. *2015 International Conference on Technologies for Sustainable Development (ICTSD)*, Mumbai, India: IEEE, pp. 1–6. Available at: <https://doi.org/10.1109/ICTSD.2015.7095919>.
- D19 Committee (2019) *Guide for Sampling Fluvial Sediment in Motion*. ASTM International. Available at: <https://doi.org/10.1520/D4411-03R19>.
- D19 Committee (2019) *Test Methods for Determining Sediment Concentration in Water Samples*. ASTM International. Available at: <https://doi.org/10.1520/D3977-97R19>.
- D19 Committee (2023) *Test Method for Determination of Turbidity Below 5 NTU in Static Mode*. ASTM International. Available at: <https://doi.org/10.1520/D6855-17>.
- Droujko, J. and Molnar, P. (2022) ‘Open-source, low-cost, in-situ turbidity sensor for river network monitoring’, *Scientific Reports*, 12(1), p. 10341. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14228-4>.
- Gippel, C.J. (1989) ‘The use of turbidimeters in suspended sediment research’, *Hydrobiologia*, 176–177(1), pp. 465–480. Available at: <https://doi.org/10.1007/BF00026582>.
- Kelley, C. *et al.* (2014) ‘An Affordable Open-Source Turbidimeter’, *Sensors*, 14(4), pp. 7142–7155. Available at: <https://doi.org/10.3390/s140407142>.
- Lehr, J.H. (2005) ‘Environmental instrumentation and analysis handbook’.
- Richardson, J. and Zaki, W. (1954) ‘The sedimentation of a suspension of uniform spheres under conditions of viscous flow’.
- Sadar, M.J. (1998) ‘Technical Information Series—Booklet No. 1’.
- Seminara, G. and Tubino, M. (2003) ‘Trasporto solido fluviale. Manuale di Ingegneria Civile Cremonese’. ESAC.
- Van Rijn, L. (1984) ‘Sediment transport, Part II: Suspended load transport’. *Journal of Hydraulic Engineering*.
- Vercruyse, K., Grabowski, R.C. and Rickson, R.J. (2017) ‘Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation’, *Earth-Science Reviews*, 166, pp. 38–52. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.12.016>.

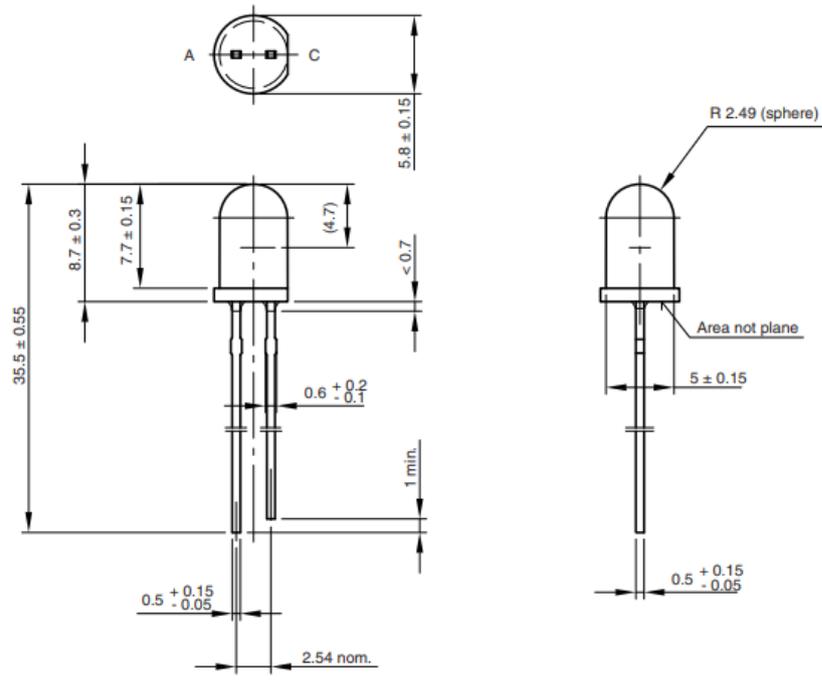


Figura 63: Dimensioni LED

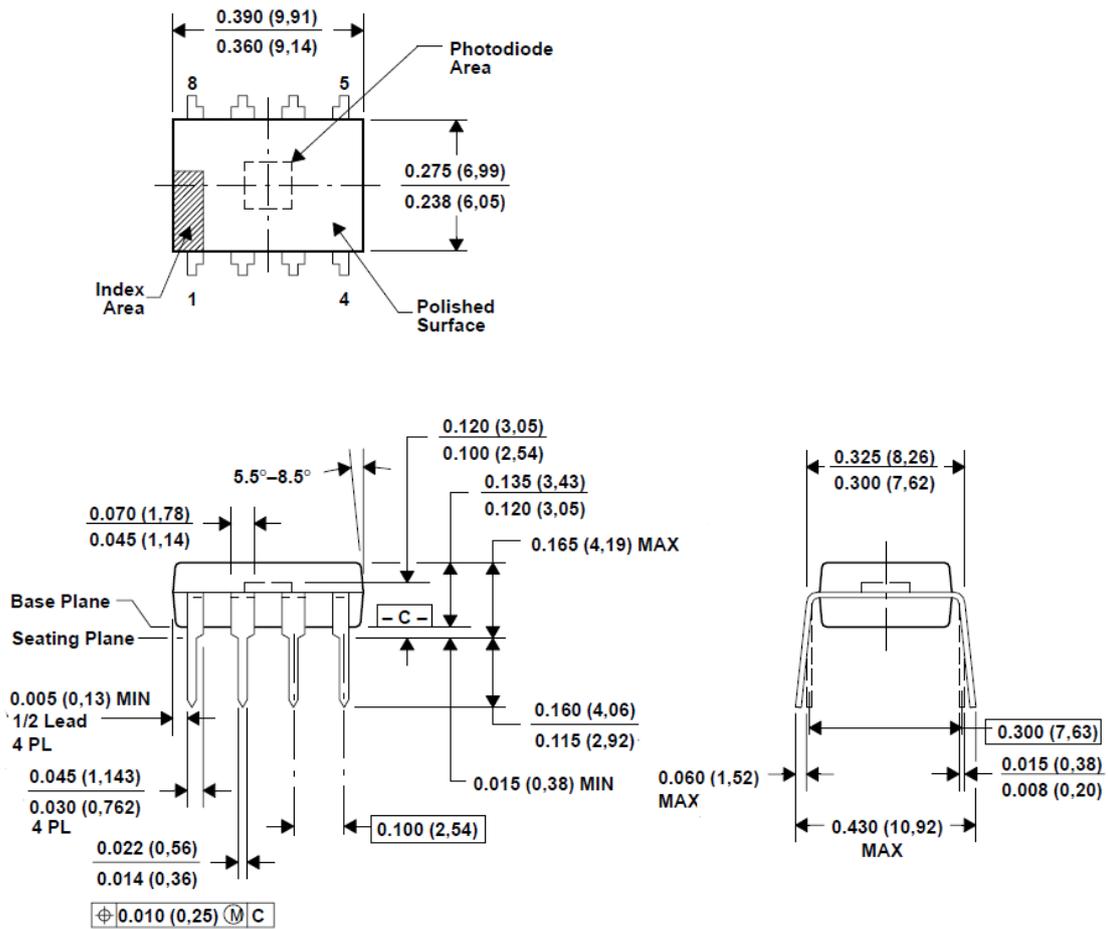


Figura 64: Dimensioni del ricevitore. Le misure sono in pollici (millimetri)

In seguito viene riportato lo sketch di ArduinoIDE usato per comandare i LED e i ricevitori durante le misurazioni:

```
#define PIN_LED1 3
#define PIN_LED2 7
void setup() {
  Serial.begin(9600);
  for(int i = 2; i <= 7; i++ ) pinMode(i, OUTPUT);
  pinMode(A6, INPUT);
  pinMode(A2, INPUT);
}
void loop() {
  delay (100);
  int sensorValue1 = analogRead(A6);
  int sensorValue2 = analogRead(A2);
  int voltage1 = sensorValue1;
  int voltage2 = sensorValue2;
  digitalWrite(PIN_LED1,HIGH);
  delay(300);
  int sensorValue3 = analogRead(A6);
  int sensorValue4 = analogRead(A2);
  int voltage3 = sensorValue3;
  int voltage4 = sensorValue4;
  digitalWrite(PIN_LED1, LOW);
  delay(300);
  digitalWrite(PIN_LED2,HIGH);
  delay(300);
  int sensorValue5 = analogRead(A6);
  int sensorValue6 = analogRead(A2);
  int voltage5 = sensorValue5;
  int voltage6 = sensorValue6;
  digitalWrite(PIN_LED2, LOW);
  int diff11=voltage3-voltage1;
  int diff12=voltage4-voltage2;
  int diff21=voltage5-voltage1;
  int diff22=voltage6-voltage2;
  Serial.print (voltage1);
  Serial.print(",");
  Serial.print (voltage2);
  Serial.print(",");
  Serial.print (voltage3);
  Serial.print(",");
  Serial.print (voltage4);
  Serial.print(",");
  Serial.print (voltage5);
  Serial.print(",");
  Serial.print (voltage6);
  Serial.print(",");
  Serial.print (diff11);
  Serial.print(",");
  Serial.print (diff12);
  Serial.print(",");
  Serial.print (diff21);
  Serial.print(",");
  Serial.println (diff22);
}
```

8.2 Risultati. Test a concentrazione variabile

In Figura 65 Figura 66 Figura 67 si riporta l'effetto della variazione dell'angolo di ricezione rispettivamente per la distanza del ricevitore dalla lente a 0, 1 e 2 cm.

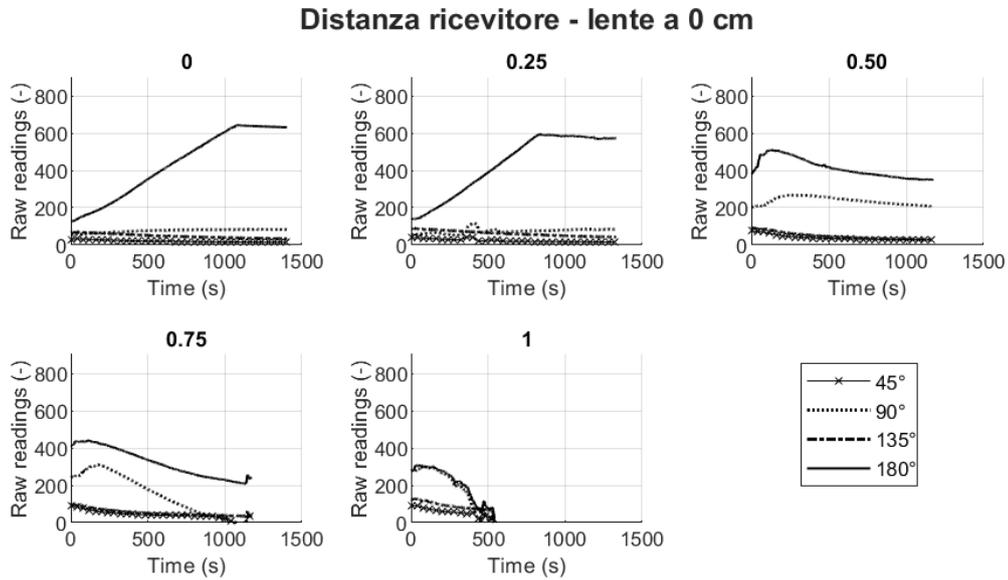


Figura 65: Effetto variazione dell'angolo di ricezione per distanza ricevitore - lente = 0 cm

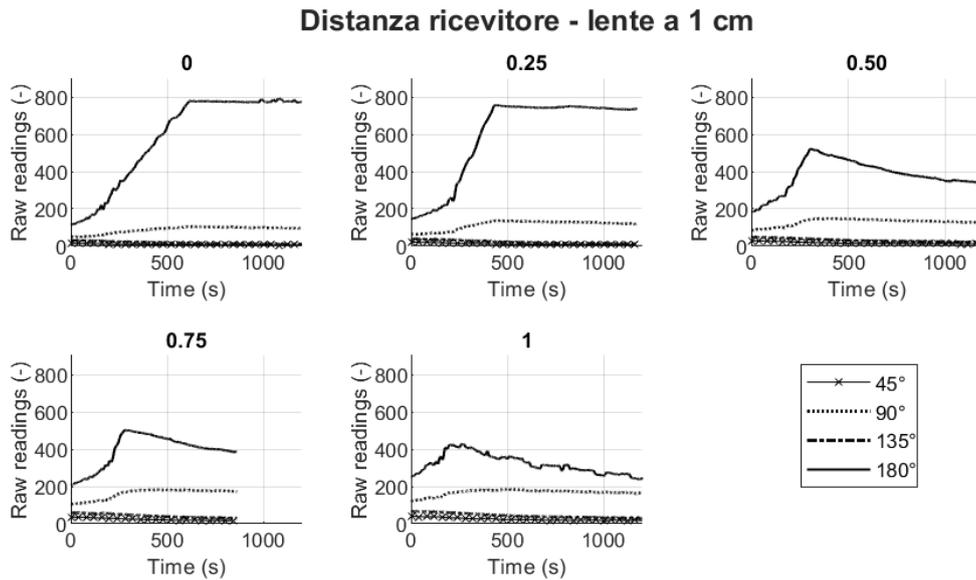


Figura 66: Effetto variazione dell'angolo di ricezione per distanza ricevitore - lente = 1 cm

Distanza ricevitore - lente a 2 cm

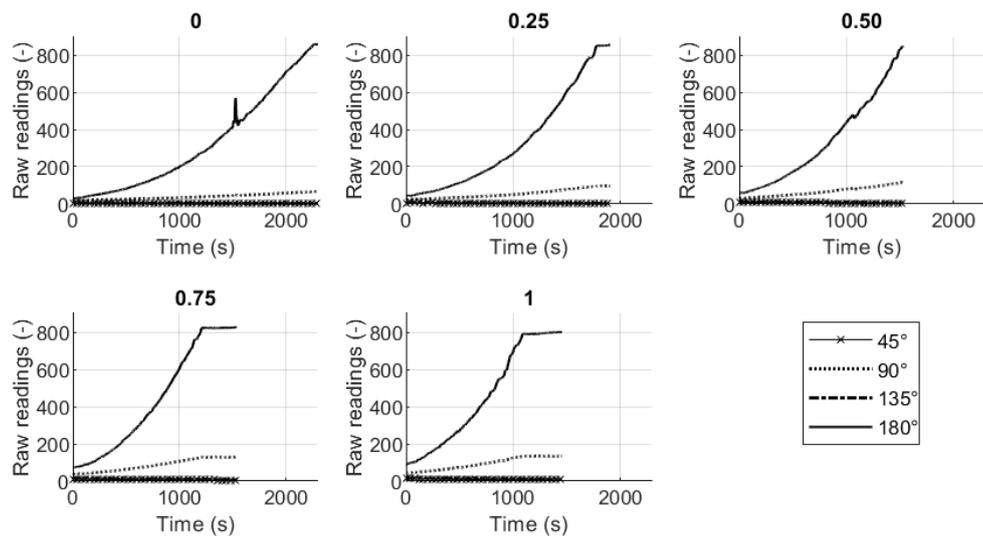


Figura 67: Effetto variazione dell'angolo di ricezione per distanza ricevitore - lente = 2 cm