



Università
Ca'Foscari
Venezia

Corso di Laurea Magistrale in Scienze Ambientali

Prova finale

**VARIAZIONI SPAZIO-TEMPORALI DEI PRINCIPALI
PARAMETRI CHIMICO FISICI NELLA COLONNA
D'ACQUA E NEL SEDIMENTO. LAGUNA DI
VENEZIA**

Relatore

Prof. Adriano Sfriso

Correlatore

Dott. Alessandro Buosi

Laureando

Tommaso Santi

Matricola 847651

Anno Accademico

2019-2020

Sommario

1	Introduzione	4
1.1	Stato dell'arte	4
1.2	La morfologia della laguna veneta	5
1.3	Evoluzione storica, subsidenza, Mose	7
1.4	Eutrofizzazione, un fenomeno da tenere sotto controllo	9
1.5	Evoluzione dello stato ecologico della laguna nel tempo ed obiettivi	10
1.6	Valutazione dello stato ecologico della laguna	13
2	Materiali e metodi	15
2.1	Le stazioni di monitoraggio	15
2.1.1	San Giuliano:	15
2.1.2	Fusina:	16
2.1.3	San Nicolò:	17
2.1.4	Santa Maria del Mare:	17
2.1.5	Petta di Bò:	18
2.1.6	Cà Roman:	18
2.2	campionamento	18
2.2.1	Le analisi in campo	19
2.3	Analisi di laboratorio	20
2.3.1	Determinazione azoto ammoniacale	20
2.3.2	Determinazione concentrazione nitriti	22

2.3.3	Determinazione concentrazione nitrati	24
2.3.4	Determinazione concentrazione fosforo reattivo (RP)	26
2.3.5	Determinazione concentrazione dei silicati	28
2.3.6	Determinazione clorofilla- α e feopigmenti	29
2.3.7	Determinazione salinità/clorinità.....	31
2.3.8	Determinazione componente Granulometrica	32
2.3.9	Determinazione fosforo inorganico e totale nel sedimento	33
2.4	Analisi Statistica	35
3	Risultati	36
3.1	Temperatura	36
3.2	Salinità	37
3.3	pH	38
3.4	Eh	39
3.5	Ossigeno Disciolto (OD)	40
3.6	Fosforo reattivo.....	41
3.7	Nitrati.....	42
3.8	Nitriti.....	43
3.9	Azoto ammoniacale (NH_4^+).....	44
3.10	DIN (Azoto Inorganico Disciolto)	45
3.11	Silicati.....	46
3.12	Chl- α	47
3.13	Analisi Granulometrica	48
3.14	Tassi di Sedimentazione.....	48
3.15	Fosforo nel sedimento e particolato.....	50
4	Analisi statistica.....	51
4.1	Analisi di correlazione.....	52
4.1.1	Parametri dell'acqua.....	52
4.1.2	Parametri del sedimento	53
4.2	Analisi delle componenti principali.....	54
5	Discussione	55
5.1	Variazioni Spaziali	55
5.2	Variazioni Stagionali dei parametri.....	58
6	Conclusioni	61
7	BIBLIOGRAFIA:.....	62

1 Introduzione

1.1 Stato dell'arte

La partecipazione del Dipartimento DAIS dell'Università Cà Foscari nel programma di ricerca Venezia2021 ha fornito l'opportunità per realizzare questo elaborato di tesi. Il programma è stato avviato il primo di novembre 2018 e terminerà il 31 dicembre 2021. La missione del progetto consiste nel fornire conoscenze integrate ed aggiornate, utili per la gestione sostenibile dell'ecosistema della laguna di Venezia che, dall'entrata in funzione del MOSE, sarà la prima laguna regolata del mondo (**Umgiesser, 2020**). Una migliore comprensione scientifica del funzionamento degli ecosistemi lagunari ne faciliterà la gestione e la pianificazione di interventi. Il progetto Venezia2021 intende accompagnare la fase di collaudo delle opere di regolazione della marea, valutandone le ricadute, ambientali, sociali ed economiche in un'ottica di sostenibilità. Verrà inoltre completata la descrizione, al livello adeguato di dettaglio, dello stato dell'ambiente antecedente all'operatività del MOSE, in modo da poter valutare in futuro con precisione le variazioni eventualmente indotte. Il progetto è articolato in cinque temi ed in quindici linee di ricerca, ciascuna indirizzata verso precisi obiettivi.

Questa tesi si basa sullo studio di monitoraggio ambientale svolto nell'arco di un anno, da gennaio 2019 a gennaio 2020. La ricerca è stata eseguita seguendo le linee guida del progetto Venezia2021, coordinato dall'istituto di ricerca CORILA, che ha permesso di acquisire una mole di dati multidisciplinari, ampi e dettagliati. Anche se il progetto di ricerca comprende obiettivi a larga scala, questa tesi si focalizza sull'analisi dei parametri chimico-fisici nelle acque e nel sedimento, in 6 stazioni della Laguna di Venezia. Lo scopo dello studio è di fornire un quadro generale sia a livello spaziale che temporale sull'andamento dello stato trofico di queste aree. Inoltre, per avere una visione più ampia sulle variazioni dei parametri è stato condotto anche un confronto con i dati di letteratura riguardanti il biennio precedente. I dati raccolti e le analisi svolte saranno poi disponibili per un eventuale confronto con un successivo monitoraggio dopo l'entrata in funzione ufficiale del MOSE.

1.2 La morfologia della laguna veneta

La laguna di Venezia è nata sei mila anni fa, in seguito all'ultima glaciazione (**Scortegagna, 2009**). Gli apparati deltizi dei fiumi padani si protrassero verso il mare in funzione del trasporto di materiale solido, delle correnti costiere e del moto ondoso. L'azione combinata di tali fattori portò alla formazione dei lidi, i quali delimitarono specchi d'acqua che assunsero le caratteristiche di ecosistema salmastro (**Cavazzoni, 1995**). Verso l'anno 1 000 d.C. l'area caratterizzata dalla laguna veneta era compresa tra l'Adige a sud e il Piave a nord e al suo interno si immettevano i fiumi Bacchiglione, Brenta e altri corsi di risorgiva, tra i quali il Dese e il Sile (**Madricardo et al., 2014**). Durante quest'epoca la laguna presentava otto bocche di porto, infatti, considerando l'apporto solido fluviale da un lato, l'azione erosiva della marea e del moto ondoso dall'altro, risultava prevalente l'azione di apporto di materiali in sospensione da parte dei fiumi (**Madricardo et al., 2014**). Il trasporto solido, dovuto ai fiumi Tagliamento e Piave a nord, Adige e Po a sud, causava un accumulo di sedimento ed in alcuni casi occludeva le bocche di porto (**Scortegagna, 2009**). Allo scopo di evitare l'interrimento della laguna, dal 1300 d.c. è stato intrapreso opere di diversione dei fiumi, che sono state completate in epoca moderna (**Scortegagna, 2009**).

Tali modifiche, tuttavia, risolto il problema dell'interrimento da un lato, lasciava poco contrastata l'erosione marina dall'altro. Infatti, la tendenza evolutiva attuale si manifesta come un processo parallelo di erosione e di abbassamento del suolo che sta trasformando la laguna da ambiente deltizio in un sistema sempre più simile a quello marino (**Madricardo et al., 2014**).

Nel corso dei millenni la sovrapposizione dei processi di erosione e subsidenza ha creato la laguna più grande d'Italia, con una superficie di 550 km², il 67% dei quali coperti d'acqua, il 25% è occupata da barene e l'8% da isole (**Sfriso et al., 2007**). Inoltre, le valli da pesca, aree arginate dall'uomo, occupano il 15% della superficie totale della laguna. La profondità dei fondali in laguna è molto variabile: arriva a 15-20 m nei canali, a 1-3 m negli specchi d'acqua e a pochi centimetri nei bassifondi, infatti viene stimata una profondità media in tutta la

laguna di circa 2m (Sfriso et al., 2007). La morfologia lagunare è mutata nel corso dei secoli, ed in epoca moderna sono rimaste solo tre bocche di porto a connettere la laguna al mare, denominate rispettivamente da quella più a nord a quella più a sud: porto di Lido, porto di Malamocco e porto di Chioggia (Fig. 1).



Figura 1 Mappa del bacino idrografico e canali.

La marea della laguna è governata dai cicli lunari, che generano un flusso d'acqua avente un'escursione di sei ore, sia con l'acqua crescente che calante.

Con questa ciclicità, le correnti di marea di flusso e riflusso entrano ed escono dalle bocche di porto, espandendosi gradualmente verso l'interno attraverso la rete di canali della laguna, favorendo così l'ossigenazione e il disinquinamento per ricambio e diluizione (Salviato, 2000). Nelle zone interne più distanti dal mare, l'oscillazione di marea arriva notevolmente attenuata, con un ritardo che va dalle due alle tre ore, per effetto dell'attrito sviluppato dai bassi fondali e dall'andamento sinuoso dei canali più interni contornati dalle barene (Facca et al., 2011). Tale fenomeno può dilatare il tempo di una goccia d'acqua sino a trenta giorni nelle zone più confinate (Busnardo, 2013). Il valore medio dell'escursione di marea in laguna è ± 30 cm (Facca et al., 2011).

1.3 Evoluzione storica, subsidenza, Mose

La morfologia dell'ambiente lagunare veneziano è influenzata da molteplici processi che agiscono contemporaneamente, alcuni di questi si possono attribuire agli effetti indiretti dei cambiamenti climatici (Ivajnšič et al., 2018). L'innalzamento del livello del medio mare (eustatismo), che produce un'intensificata attività marina ed aumenta così i processi erosivi, ne è un esempio. Le mutazioni provocate dall'erosione stanno trasformando la laguna un ambiente marino (rompendo così gli equilibri ecosistemici e morfologici presenti) (Carbongin et al., 2004). Oltre ai processi su scala globale, Venezia è interessata anche da un effetto di subsidenza (figura 2) su scala locale, in parte di origine naturale per la tettonica dell'area nord adriatica, e in parte indotta da attività antropiche, come l'estrazione di gas, fluidi, realizzazione di bonifiche nell'area circostante il bacino scolante lagunare (Carbongin et al., 2004). Agendo contemporaneamente, questi processi entrano in sinergia, intensificando ulteriormente i problemi per il mantenimento dell'ambiente lagunare e la sua abitabilità. Il centro storico di Venezia in particolare soffre delle alte maree sostenute ed eccezionali (già con +110cm s.l.m.m. il 59% della città è sommerso), e nel tempo la frequenza di questi eventi (Figura 3) sta aumentando sempre di più (Tosi et al., 2013).

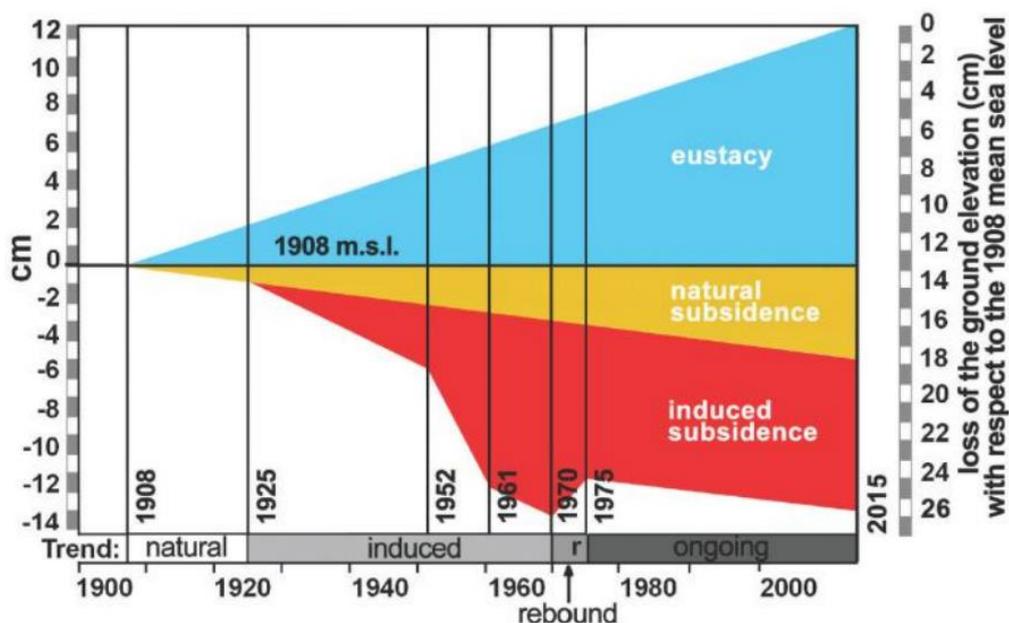


Figura 2 Eustatismo (blu) e subsidenza (naturale in giallo, antropica in rosso) della laguna negli ultimi 120 anni.

Secondo alcuni modelli previsionali entro il 2100 il livello del medio mare potrebbe alzarsi di 42 cm rispetto a quello attuale (Ivajnsič et al., 2018), destinando così molti ambienti lagunari a sparire. Per gestire queste problematiche è stato necessario l'intervento dell'uomo, al fine di garantire la salvaguardia di questo prezioso ambiente. Conseguentemente ad uno studio approfondito sulle problematiche della laguna, iniziato già nei primi anni 70', è stato approvato il progetto MOSE (*MODulo Sperimentale Elettromeccanico*) per difendere l'ambiente dalle maree eccezionali. Il MOSE è risultato l'unica opera in grado di rispondere ai requisiti richiesti, come assicurare la completa difesa del territorio dagli allagamenti, non modificare gli scambi idrici alle bocche di porto, non interferire con il paesaggio, non interferire con le attività economiche che si svolgono attraverso le stesse bocche (www.mosevenezia.eu). Il progetto del MOSE risale al 1992, la struttura consiste in 4 barriere costituite da 78 paratoie mobili tra loro indipendenti in grado di separare temporaneamente la laguna dal mare e di difendere Venezia sia dagli eventi di marea eccezionali e distruttivi, sia da quelli più frequenti (www.mosevenezia.eu). Le barriere sono collocate alle bocche di porto di Lido, Malamocco e Chioggia. Il Modulo Sperimentale Elettromeccanico può proteggere Venezia e la laguna da maree alte fino a 3 metri e da un innalzamento del livello del mare fino a 60 centimetri nei prossimi 100 anni (www.mosevenezia.eu). Quando però l'opera è stata concepita, la frequenza delle maree sostenute era di circa tre volte l'anno (l'opera entrerà in funzione per le maree superiori a +110cm), ma risulta aumentata nell'ultimo decennio fino a raddoppiare (come mostrano i dati in **figura 3**, forniti dal centro previsioni maree del comune di Venezia). Si prevede che a causa degli effetti dei cambiamenti che stanno avvenendo al clima, la frequenza possa aumentare molto più significativamente di quanto sia avvenuto fin ora (www.mosevenezia.eu). Un importante obiettivo sarà analizzare quanto queste paratoie resteranno chiuse, per comprendere i cambiamenti sulla morfologia, sull'ecosistema della laguna, ed il traffico lagunare.

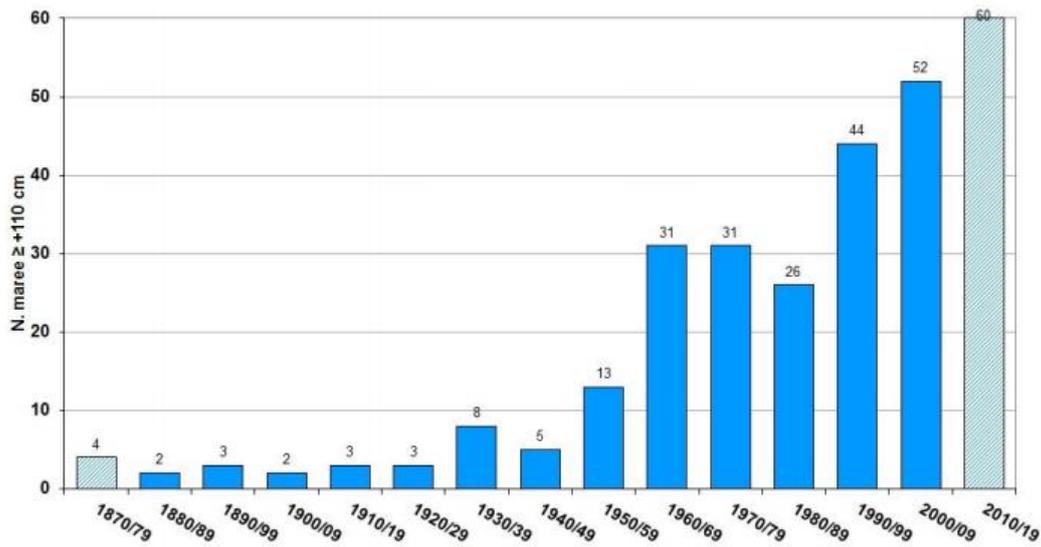


Figura 3 distribuzione decennale delle alte maree (<110 cm) nella laguna di Venezia, dati del centro previsioni maree.

1.4 Eutrofizzazione, un fenomeno da tenere sotto controllo

L'entrata in funzione del MOSE, come precedentemente accennato, potrebbe portare a modifiche dei processi ecosistemici o lo stato chimico delle acque della laguna di Venezia, in quanto, nel momento della chiusura ci saranno variazioni dei regolari flussi di marea. In passato la laguna ha sofferto di un fenomeno legato all'alterazione dello stato trofico delle acque, con gravi eventi di *eutrofizzazione*. Questi fenomeni sono causati dall'eccessivo arricchimento in nutrienti (fosforo e azoto) disponibili nelle acque. Le alghe e le piante acquatiche hanno bisogno, per compiere il proprio ciclo biologico, di luce, acqua e anidride carbonica, ma anche di nutrienti, tra cui, azoto e fosfati. L'apporto di nutrienti nei corsi d'acqua e nel mare può venire fortemente accelerato dalle attività umane che esercitano un'azione involontaria di fertilizzazione, determinata da fattori quasi sempre connessi tra loro, direttamente legati all'evoluzione demografica e conseguente inquinamento dell'acqua. Le modifiche morfologiche dell'ambiente potrebbero influire sulla circolazione delle acque ed intensificare ulteriormente il processo di eutrofizzazione.

In questo contesto, l'eccessiva concentrazione di nutrienti comporta un'abbondante crescita di macroalghe opportuniste e tionitrofile e di fioriture fitoplanctoniche consistenti.

Queste biomasse, durante la fase di degradazione possono causare fenomeni di ipossia e anossia derivanti dal consumo di ossigeno da parte dei batteri decompositori. Quando i valori della concentrazione di ossigeno disciolto sono compresi tra 3.0 e 1.0 mg/l si verifica una condizione di ipossia, mentre quando la concentrazione diminuisce a tal punto da raggiungere valori compresi tra 1.0 e 0 mg/l si verifica una condizione di anossia (**Busnardo, 2013**). Inoltre, nei casi di anossia vengono prodotte dai batteri anaerobi sostanze nocive (fosfine, ammoniaca, solfuro di idrogeno, ecc.). Altri effetti secondari derivanti dall'eutrofizzazione sono l'aumento della torbidità dell'acqua ed un processo di sedimentazione intensificato (**Zhang et al., 2020**).

Spesso i fenomeni di eutrofizzazione sono stati connessi all'evoluzione demografica e tecnologica, ne sono un esempio i fertilizzanti chimici utilizzati negli anni 70', molto ricchi di fosfati ed azotati, che finivano per dilavamento dai campi ai corpi idrici (**Sfriso et al., 2005**). Un'altra tra le principali cause di eutrofizzazione sono invece le industrie che, spesso situate in prossimità di corsi d'acqua, immettono nell'ambiente sotto forma di prodotti di scarico anche sostanze nutrienti (**Cossu & De Fraja-Frangipane, 1987**).

1.5 Evoluzione dello stato ecologico della laguna nel tempo ed obiettivi

Le comunità di macrofite (macroalghe e fanerogame) hanno un ruolo chiave nella qualità dell'ambiente nei diversi tipi di ecosistemi acquatici, tra i quali anche le acque di transizione, come la laguna di Venezia (**Buosi & Sfriso, 2017**). Forniscono vari servizi ecosistemici alla fauna ittica e bentonica, tra i più importanti vi sono le funzioni di habitat, nursery, e sostanze nutritive. L'assenza di mobilità ne consente l'uso per la valutazione dello stato ecologico (Direttiva 2000/60/CE) di uno specifico sito ed infine il ciclo vitale annuale o pluriennale che permette di valutare l'effetto dei fattori di stress nel tempo. Le fanerogame, inoltre, essendo dotate di radici contribuiscono a rendere solidi i fondali, riducendo i processi erosivi (**Buosi & Sfriso, 2017**). Per queste ragioni la struttura e composizione delle comunità macrofitiche

possono essere considerate degli indicatori sullo stato trofico, la salute dell'ecosistema e le sue alterazioni. Gli impatti antropici sui cicli biogeochimici, l'aumento di temperatura e la variazione degli apporti idrici (derivata principalmente dalla piovosità) sono tutti fattori che possono avere dei forti effetti sulla biodiversità ed il funzionamento degli ecosistemi (**McQuatters-Gollop et al., 2009**). Nelle ultime tre decadi, gli ecosistemi marini a livello globale hanno subito un deterioramento (**Sfriso et al., 2005**). Dalla seconda metà del XX secolo in lagune, bacini ed estuari è stata immessa una grande quantità di composti di fosforo e azoto (**Sfriso et al., 2019**). In particolare, la laguna di Venezia è stata soggetta a questi fenomeni tra gli anni 70' ed 80', poiché non vi erano ancora normative sul limite massimo di scarico consentito (**Sfriso et al., 2019**). La maggior parte dei nutrienti proveniva dagli insediamenti urbani assenti di sistemi di depurazione (Venezia e Chioggia), dai fiumi e dall'area industriale. I primi dati di letteratura riportano che negli anni 1962-64 la concentrazione di ammonio nell'acqua era compresa mediamente tra 1000-2500 μM nella zona industriale (**Cossu & De Fraja-Frangipane, 1987**), tale la quantità ha creato le condizioni per un ambiente eutrofizzato. In quel periodo l'eccessiva crescita e successiva decomposizione estiva delle macroalghe (specialmente Ulvacee e Gracilariacee) ha alterato la biodiversità della laguna, specialmente nei bacini settentrionale e centrale (**Sfriso et al., 2003**). Alla fine degli anni 80' furono registrati valori di azoto disciolto (DIN) fino a 41,2 μM , mentre per il fosforo reattivo (RP) fino a 1,75 μM (**Facca et al, 2011**), e la biomassa algale arrivava a massimi di 25 kg/m^2 (**Sfriso et al, 2007**). Tale fenomeno in laguna ha causato degli estesi fenomeni di ipo-anossia, che hanno portato ad una diminuzione di biodiversità, ed arricchito i sedimenti di nutrienti (**Sfriso et al., 2007**). Alla fine degli anni 80', la concentrazione di nutrienti biodisponibile in laguna era diminuita molto rispetto al decennio precedente. Con l'inizio degli anni 90', in seguito al decreto-legge n.667 del 1985, che dispone l'attivazione dei provvedimenti necessari a contenere lo scarico di fosforo ed altre sostanze eutrofizzanti nel territorio, le concentrazioni di nutrienti in laguna sono diminuite (**Sfriso et al., 2019**). Nel 1993 la biomassa totale secca di *Ulva* era diminuita al 15-25% rispetto ai dati raccolti nel 1987, e nel 1998 la biomassa era solo l'1.6-2.9% (**Sfriso, 2000 e Sfriso et al., 2004**). In seguito, il declino della presenza di *Ulva* sp. ha permesso alla vongola filippina (*Ruditapes philippinarum*, **Adams & Reeve, 1850**), introdotta a fini commerciali

(Orel et al., 2000), di colonizzare rapidamente i bacini lagunari. Negli anni 90' la pesca di questo mollusco per mezzo di draghe idrauliche e meccaniche ha influenzato negativamente la trofia della laguna per l'enorme quantità di sedimento rimessa in sospensione (Pranovi et al., 1994). Gli inquinanti ed i nutrienti intrappolati nei primi 20-30 cm di superficie sono stati liberati nella colonna d'acqua e sparsi in tutta la laguna (Sfriso et al., 2005). Al fine di tutelare gli ecosistemi acquatici, verso la fine degli anni 90' il Parlamento Europeo ha promulgato dei regolamenti per un piano di gestione delle acque (a livello comunitario). Il 23 ottobre del 2000 è stata pubblicata la Direttiva 2000/60/CE (Direttiva Quadro sulle Acque) riguardante la salvaguardia degli ecosistemi che vale per tutti i paesi della Comunità Europea. La direttiva stabilisce che i singoli Stati Membri affrontino la tutela delle acque a livello di "bacino idrografico". In Italia la Direttiva sulle acque è stata recepita attraverso il decreto legislativo del 3 aprile 2006 n.152. Gli obiettivi da raggiungere per le acque sono:

- ampliare la protezione delle acque, sia superficiali che sotterranee;
- gestire le risorse idriche sulla base di bacini idrografici indipendentemente dalle strutture amministrative;
- procedere attraverso un'azione che unisca limiti delle emissioni e standard di qualità;
- riconoscere a tutti i servizi idrici il giusto prezzo che tenga conto del loro costo economico reale;
- rendere partecipi i cittadini delle scelte adottate in materia;
- raggiungere lo stato di "buono" per tutte le acque entro il 31 dicembre 2015 (scaduto questo periodo è stato aggiornato il piano ponendo la scadenza il 31 dicembre 2021).

Al fine di raggiungere "lo stato buono", relativamente a ciascun bacino idrografico, gli stati membri

devono condurre un costante monitoraggio dei principali parametri ambientali.

Dal periodo successivo il recepimento della direttiva ad oggi, con la diminuzione delle pressioni antropiche (immissione di nutrienti e pesca intensiva alla vongola) le condizioni trofiche ed ecologiche della laguna sono in un lento ma costante miglioramento (Sfriso et

al., 2019). La trofia lagunare è regolata dalle basse concentrazioni di fosforo (Sfriso et al., 2019), che sono iniziate a diminuire dopo che alcuni composti sono stati eliminati dalla produzione dei detergenti nel 1989 (Solidoro et al. 2010), rendendo il fosforo limitante nella produzione primaria della laguna.

Il miglioramento delle condizioni ecologiche è confermato anche dalla ricomparsa di alcune specie algali sensibili e dall'espansione della copertura di fanerogame nell'ambiente lagunare (Sfriso et al., 2018). Il recupero ecologico sta avvenendo anche grazie alla messa in opera di vari progetti di ripristino ambientale, tra cui per le fanerogame il LIFE SeResto o per l'habitat a canneto il LIFE Refresh, che mirano a ricostituire un ambiente naturale di migliore qualità per tutte le cenosi. Infine, anche i monitoraggi dello stato chimico stanno dando un'ulteriore conferma sul miglioramento delle condizioni ecologiche. Ad esempio, le **figure 4 e 4.1** (provenienti da www.arpa.veneto.it) mostrano il confronto per corpo idrico tra le concentrazioni di fosforo ed azoto disciolti in laguna, nei trienni 2011-13 e 2014-16, in cui si nota una netta diminuzione dei valori.

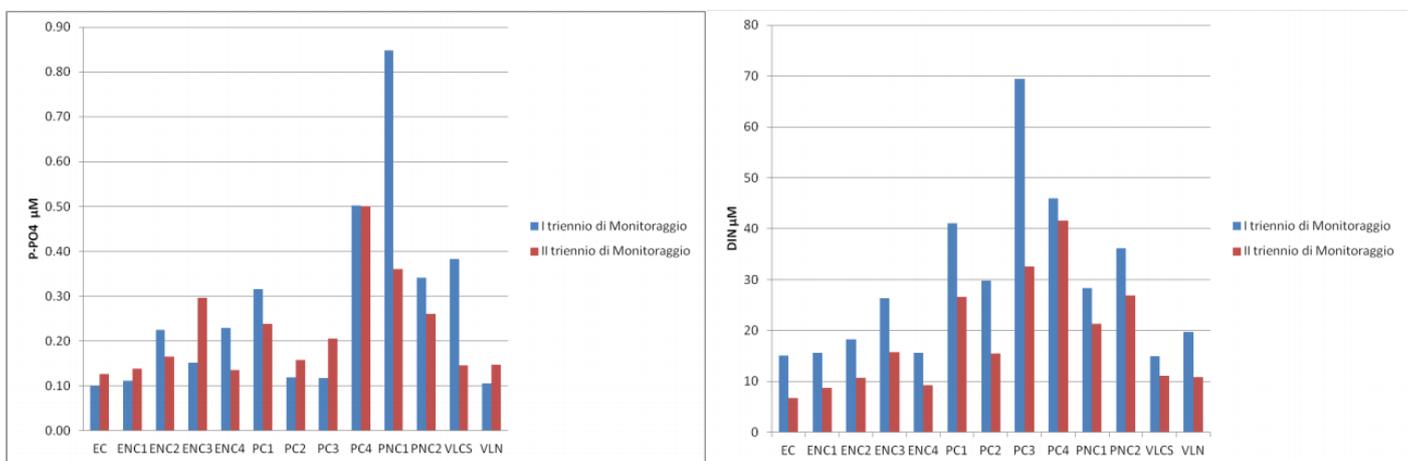


Figura 4 e 4.1 Concentrazioni di fosforo ed azoto *misurate* da Arpav nei trienni 2011-13 (in blu) e 2014-16 (in rosso).

1.6 Valutazione dello stato ecologico della laguna

Lo stato ecologico di un ecosistema lagunare dipende dalle sue caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche, le quali vengono valutate raccogliendone i dati necessari,

successivamente elaborati ed analizzati. Gli **EQB** (Elementi di Qualità Biologica) sono i principali indicatori dello stato ecologico della laguna, proposti dalla Direttiva 2000/60. In questo contesto, sono stati sviluppati degli indici di qualità, specifici, che utilizzano gli EQB come descrittore dello stato ecologico. Nello specifico della laguna veneta, si compie un monitoraggio ambientale costante per la raccolta dei dati, analizzando la macrofauna bentonica, le macrofite, il fitoplacton e la fauna ittica. Inoltre, vengono analizzati anche gli elementi chimico fisici della colonna d'acqua, a supporto dei risultati degli indici di valutazione. La macrofauna bentonica viene scelta come elemento di qualità biologica poiché sono organismi considerati quasi sessili ed in genere hanno un ciclo di vita relativamente veloce, gli indici che vengono applicati a questo EQB sono il M-AMBI ed il BITS (**Pranovi et al., 2007**). La valutazione delle macrofite invece si svolge applicando l'indice MaQI (**Sfriso et al., 2014**), che tiene conto della presenza/assenza delle specie sensibili (**Sfriso et al., 2014**). La fauna ittica risponde a molteplici fattori, in ambiente lacustre principalmente alle variazioni di qualità delle acque. Le popolazioni ittiche rispondono alle pressioni in tempi relativamente lunghi registrando quindi le ripercussioni degli impatti su una scala temporale di maggiore grandezza rispetto agli altri indicatori. Il Fitoplacton viene analizzato per controllare la produzione primaria, che costituisce un importante anello della catena alimentare nelle acque lacustri, garantendo il flusso di materia ed energia necessario per il mantenimento degli organismi eterotrofi (**Saxena et al., 2020**). Un eccessivo sviluppo delle diatomee, tuttavia, determina uno scadimento rapido della qualità delle acque (eutrofizzazione) (**Saxena et al., 2020**). Le macrofite assorbono le sostanze nutritive dalla colonna d'acqua e rispondono alla trofia dell'ambiente, inoltre sono organismi sensibili anche alle altre caratteristiche chimico fisiche, quali l'intensità luminosa, la temperatura, il pH, l'ossigeno disciolto, la salinità. Costituiscono una componente molto importante del primo anello della catena alimentare, e la loro sessilità rende i dati rilevati maggiormente precisi. Un ambiente ricco di sostanze organiche o nutritive è in grado di condizionare le cenosi delle macrofite acquatiche sia dal punto di vista quantitativo (in termini di biomassa), sia da quello qualitativo (insieme delle specie che compongono le comunità macrofitiche) (**Micheletti et al., 2011**). Gli EQB sono quindi elementi che rispondono alle caratteristiche di un dato ambiente ed alle sue variazioni.

La valutazione dello stato chimico invece tiene conto di molti parametri, vengono analizzati i solidi sospesi, le clorofille, i feopigmenti, i silicati, il carbonio organico e le forme di azoto e fosforo disciolte in acqua e sedimento. I parametri più indicativi sullo stato del livello trofico sono il fosforo reattivo ed i nitriti, che rispondono velocemente ai cambiamenti nella colonna d'acqua, sono facili da analizzare ed a basso costo (**Sfriso et al., 2019**). In accordo con la direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE), i parametri chimici insieme alle macrofite forniscono un quadro abbastanza dettagliato sullo stato trofico di un ambiente di transizione quale la laguna (**Micheletti et al., 2011**).

2 Materiali e metodi

2.1 Le stazioni di monitoraggio

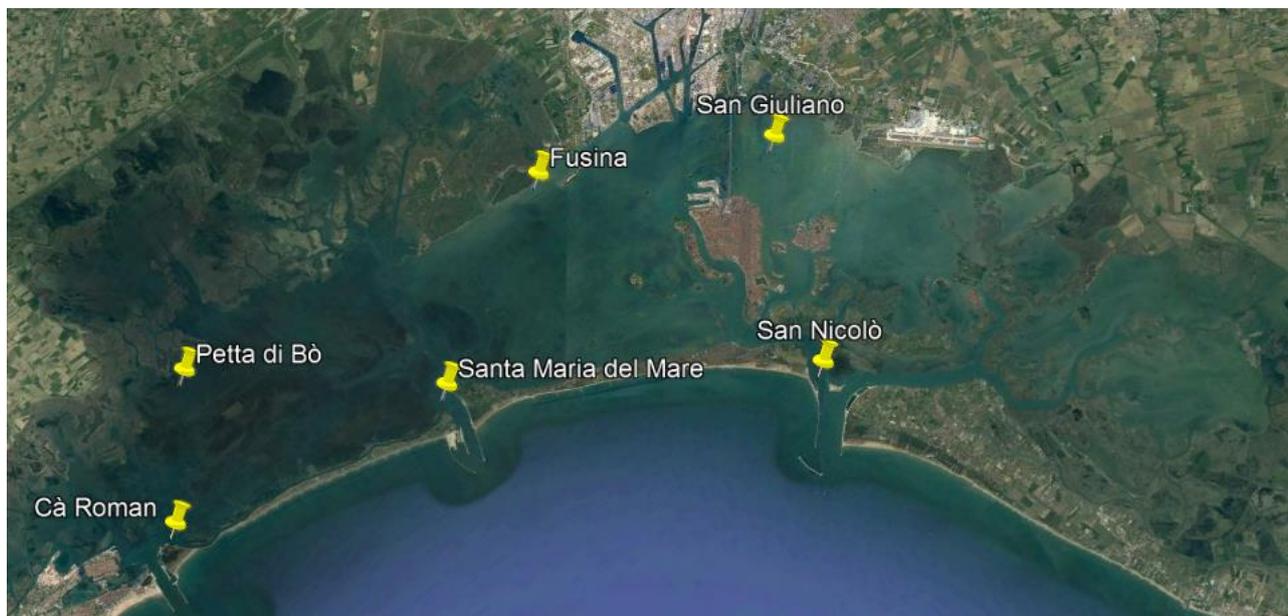


Figura 5 mappa con le sei stazioni scelte per il monitoraggio ambientale nel progetto Venezia 20-21.

2.1.1 San Giuliano:

La stazione si trova a qualche centinaio di metri dall'isola di San Giuliano, nell'area di secca tra essa e l'isola di Campalto. Il Bacino presenta un fondale basso (mediamente <1m) e

pianeggiante, la cui profondità è influenzata dalle maree tidali. Da ovest subisce l'influenza dei fiumi Osellino e Marzenego, il cui effetto principale è il trasporto di sedimento dall'entroterra verso il mare (**Coraci et al., 2007**). L'area di studio si trova in un habitat dominato totalmente dalle macroalghe, mentre le fanerogame sono assenti e non riuscirebbero a sopravvivere a causa dell'elevata trofia nell'acqua (**Sfriso et al., 2014**). Fino agli anni 90' le ingenti quantità di nutrienti disciolti causavano la crescita di grandi biomasse algali, e nei mesi estivi a causa del rapido collasso delle suddette si verificavano fenomeni di eutrofizzazione (**Sfriso et al., 2003**). La zona di San Giuliano negli anni 90' inoltre era soggetta alla pesca della vongola, che ha generato degli impatti negativi per il biota marino ed alterato fortemente i tassi di sedimentazione, rendendo l'area molto degradata (**Sfriso et al., 2008**).

2.1.2 Fusina:

Questa stazione si trova circa 400 metri al di fuori del Canale dei Petroli, nella direzione che idealmente congiungerebbe la cassa di colmata B con Sacca Sessola. La profondità del canale arriva fino a 30 metri, in quanto ci devono passare le grandi navi dirette a porto Marghera, ma nella zona in cui è ubicata la stazione la profondità non supera i 2 metri (atlantedellalaguna.it). L'area della stazione è soggetta a fenomeni di elevata risospensione e trasporto del sedimento (fino a 4kg/m² al giorno) (**Sfriso et al., 2005**), la conseguenza è un' aumentata erosione nell'area. Nella stazione di Fusina, come a San Giuliano, non vi è presenza di fanerogame, poiché trofia e torbidità dell'acqua ne impediscono la crescita, l'area è completamente dominata dalle macroalghe (**Sfriso et al., 2003**). Anche l'area di Fusina durante gli anni 90' ha subito la pressione delle attività antropiche di pesca alla vongola, che hanno impattato fortemente sul biota e sulla risospensione del sedimento, rendendo la zona degradata (**Sfriso et al., 2008**).

2.1.3 San Nicolò:

la stazione è posizionata in prossimità della bocca di porto omonima, fuori dal canale di San Nicolò, costeggiando la riva del lido, dove l'acqua è profonda mediamente 70 cm (www.atlantedellalaguna.it). Durante la marea crescente l'acqua fluisce alla stazione appena entrata dal mare, mentre nella fase calante il flusso giunge dal centro storico, dal quale provengono gli scarichi urbano e dell'attività nautica (www.atlantedellalaguna.it). Nell'habitat sono presenti le fanerogame marine, *Cymodocea nodosa* (B. Ucria), parte di un ecosistema variegato di cui coesistono anche macroalghe ed epifite (Sfriso et al., 2003). I sedimenti sono di origine prevalentemente sabbiosa.

2.1.4 Santa Maria del Mare:

La stazione si trova in prossimità della bocca di porto degli Alberoni, la cui area fa parte del corpo idrico più grande nella laguna (con un'area di 106km²), e si estende da Malamocco a Chioggia e dalla linea di costa alle zone più interne e barenose (<https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/acqua/acque-di-transizione/laguna-di-venezias-la-rete-di-monitoraggio/rete-stato-ambientale>). La profondità nell'area in cui è situata la stazione varia mediamente tra 1 metro e 3,5 metri (www.atlantedellalaguna.it). Santa Maria del Mare si trova all'imboccatura tra Canale dei Petroli ed il canale di Malamocco (che proseguendo diventa canal degli Orfani), il quale funge da spartiacque, dividendo idrograficamente la laguna sud dalla centrale (www.atlantedellalaguna.it). L'ambiente, considerato di buona qualità, è caratterizzato da degli habitat a bassa trofia (Sfriso et al., 2014). L'ambiente marinizzato e la bassa trofia hanno creato le condizioni favorevoli all'attecchimento e sopravvivenza di una popolazione di *Cymodocea nodosa* (Sfriso & Facca, 2007).

2.1.5 Petta di Bò:

É stata scelta l'area delle barene per il monitoraggio della laguna sud, essendo un ambiente caratteristico lagunare e di rilevanza ecologica, inoltre l'acqua che fluisce con la marea proviene dalla bocca di porto di Chioggia (www.atlantedellalaguna.it). La stazione Petta di Bò è situata in zone confinate della laguna, la cui profondità media varia tra 0,20 metri ed 1 metro (www.atlantedellalaguna.it). Sono presenti sia *Zostera marina* (C. Linneo) che *Zostera noltei* (J. Hornemann), assieme a varie specie macroalgali (Sfriso & Facca, 2007).

2.1.6 Cà Roman:

Cà Roman, all'estremità sud dell'isola di Pellestrina, è una delle aree lagunari più vicine al mare, dove l'impatto antropico è minimo. L'idrodinamismo marino caratterizza l'ecologia degli habitat monitorati, in cui vi sono popolazioni sia di *C. nodosa*, che *Z. noltei* e *Z. marina*, nelle quali vive la zoocenosi (Sfriso & Facca, 2007). La profondità media dell'area varia da 1 m a 2,5 m (www.atlantedellalaguna.it). La stazione, essendo poco distante dalla bocca di porto di Chioggia, permette di rilevare i cambiamenti ambientali della zona con maggiore sensibilità. Cà Roman è stata scelta come luogo di studio per l'elevata biodiversità e per la vicina presenza dei cantieri del MOSE (analogamente a Santa Maria del Mare e San Nicolò).

2.2 Campionamento

Le campagne di monitoraggio sono state svolte con cadenza mensile, per un anno, nel periodo compreso tra gennaio 2019 e gennaio 2020. In ogni stazione il monitoraggio prevedeva il campionamento di diverse matrici: acqua per l'analisi di nutrienti, clorofilla- α , salinità e particolato sospeso; sedimento e particolato per analizzarne la tessitura granulometrica, il contenuto di fosforo (totale ed inorganico) ed i tassi di sedimentazione;

vegetale per poter raccogliere le informazioni tassonomiche e bionomiche sulle comunità macrofittiche. I campioni d'acqua sono stati raccolti in diverse aliquote a seconda del tipo di analisi richiesta:

- 20 ml per la determinazione di clorinità e salinità;
- Un litro, suddiviso in tre aliquote (una da 500ml e le altre due da 250ml ciascuna), è stato filtrato per mezzo di filtri Whatman GF/F in fibra di vetro di 0.7 μ m con una siringa munita di porta filtri. In seguito, i filtri piegati sono stati refrigerati a -20°C in attesa delle analisi: il primo filtro (da 500ml) è stato utilizzato per la determinazione della clorofilla-*a* e dei feopigmenti, gli altri due (da 250ml ciascuno) per la determinazione del particolato sospeso. 500ml di acqua filtrata, invece, sono stati conservati in bottiglie di polietilene (scure per impedire eventuali fenomeni di fotosintesi) per la determinazione delle concentrazioni di nutrienti.

La raccolta dei campioni di sedimento invece si è svolta utilizzando un carotatore in plexiglass di 10cm di diametro. Sono stati raccolti i primi 15cm di spessore, trattenendo i primi 5cm superficiali. Tale operazione è stata ripetuta tre volte per ogni stazione, ottenendo così tre carote, ed i 5cm superficiali di ciascuna carota sono stati mescolati per ottenere un campione più omogeneo possibile. Due sub-campioni (uno di 100ml e l'altro di 60ml) sono stati prelevati e conservati in frigo portatile e poi in freezer a - 18°C per le determinazioni analitiche del fosforo e della granulometria.

In tutte le stazioni inoltre è stata determinata la copertura delle macrofite (macroalghe ed angiosperme acquatiche), e sono stati poi raccolti tre campioni per stazione prelevando delle zolle di 20x20cm, le quali poi sono state utilizzate per la raccolta dei dati bionomici.

2.2.1 Le analisi in campo

Durante il campionamento, oltre al prelievo dei campioni, sono anche stati raccolti i dati di alcuni parametri ambientali complementari, quali Ossigeno disciolto nell'acqua, intensità

della radiazione luminosa, conducibilità, misura della torbidità con disco secchi, il pH ed il potenziale redox Eh.

2.3 Analisi di laboratorio

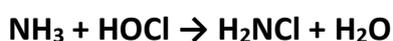
In laboratorio sono state determinate mediante analisi spettrofotometriche le concentrazioni dei nutrienti disciolti nei campioni d'acqua (ione ammonio, nitriti, nitrati, fosforo reattivo, silicati), ed anche la componente interstiziale delle acque (fosforo totale ed inorganico nel sedimento). I filtri Wathman utilizzati durante i campionamenti sono stati conservati refrigerati per la determinazione della clorofilla-*a* e dei feopigmenti. Alle analisi svolte in laboratorio si aggiungono anche il calcolo della clorinità/salinità per titolazione, e della componente granulometrica, mediante setacciamento di campioni di sedimento e particolato.

2.3.1 Determinazione azoto ammoniacale

La determinazione della concentrazione dell'azoto ammoniacale sotto forma di ione ammonio (NH_4^+) è svolta utilizzando le metodologie di **Riley (1953)** successivamente modificate da **Solarzano (1969)**.

Il metodo usato per la determinazione è chiamato metodo del "fenolo-ipoclorito": esso consiste nella formazione in ambiente alcalino (soda) del blu indofenolo per reazione tra ammoniaca (NH_3), ipoclorito (ClO^-) e fenolo (C_6H_6O) in presenza di sodio nitroprussiato ($Na_2[Fe(CN)_5NO]$) che agisce da catalizzatore. L'aggiunta di citrato trisodico ($Na_3C_6H_5O_7$) previene la precipitazione di idrossido di magnesio dall'acqua di mare in condizioni alcaline che interferirebbe con la misura dell'assorbanza a 640 nm.

Il primo stadio porta alla formazione di monoclorammina secondo la reazione:



È utile precisare che a valori di pH compresi tra 8,0 e 10,5 la reazione ha la maggior possibilità di riuscita rispetto alla formazione dell'e-triclorammina, perchè a valori inferiori la monoclorammina si decompone abbastanza rapidamente, mentre a valori superiori i tempi di reazione sono troppo lenti (Richards e Kletsch, 1964). La seconda fase della reazione consiste nell'attacco della monoclorammina sull'anello benzenico del fenolo per formare cloramminochinone. Infine, il chinone, o comunque l'intermedio formatosi, produce indofenolo per copulazione con un altro fenolo. Il pH ottimale per quest' ultima fase del processo ha un valore di 10,5, in quanto gli ioni bivalenti presenti in acqua di mare precipitano in forma di idrossidi, rendendo necessaria la loro chelazione con un complessante, che di solito è citrato trisodico (Solorzano, 1969). Questa reazione dura qualche ora e dipende dalla temperatura e dalla concentrazione di ammoniaca presente, pertanto è più sicuro fare la lettura allo spettrofotometro dopo almeno tre ore o addirittura il giorno successivo. È importante tenere i campioni al buio durante la reazione per evitare interferenze di tipo fotochimico.

I reagenti usati per la reazione sono:

- 1)** 5 g di fenolo in 50 ml di etanolo al 95%. La soluzione va conservata in frigorifero ed è utilizzabile finchè resta incolore. La soluzione di fenolo deve essere preparata con attenzione sotto cappa aspirante poiché questo composto è cancerogeno.
- 2)** 0,25 g di sodio nitroprussiato in 50 ml di acqua bidistillata. La soluzione è stabile per circa un mese in bottiglia di vetro scuro.
- 3)** 40 g di citrato trisodico + 2 g di idrossido di sodio (NaOH) in 200 ml di acqua bidistillata.
- 4)** Soluzione di ipoclorito di sodio (varecchina non profumata) con titolo almeno 1,5 N.

La procedura analitica per un campione di 10 ml consiste nell' aggiungere con l'ordine in cui sono riportati: 0,4 ml di fenolo, poi altri 0,4 ml di sodio nitroprussiato ed infine 1 ml di reagente misto costituito dai reagenti **3)** e **4)** miscelati in rapporto 4:1.

Dopo aver aggiunto i reagenti i campioni devono essere messi a riposare al buio per almeno tre ore (preferibilmente un giorno intero), dopodiché la determinazione dell'azoto

ammoniacale avviene per via spettrofotometrica. Il metodo applicato presenta una risposta lineare per valori di assorbanza fino a 1,000, in caso siano più alti occorre diluire il campione. Infine, la concentrazione di azoto ammoniacale si può calcolare mediante la seguente equazione:

$$\text{Concentrazione} = \text{Assorbanza}_{\text{camp.-bianco}} \times \text{fattore}$$

Con una buona acqua distillata il bianco normalmente presenta un'assorbanza compresa tra 0.020 e 0.040. Il fattore calcolato dalla retta di taratura effettuata con acqua della laguna è pari a 61.

Per costruire la retta di taratura è stata utilizzata una soluzione madre costituita da 0,1 g di solfato d'ammonio ((NH₄)₂SO₄, PM = 132, PE = 66), disidratato per qualche ora in stufa a 110°C, disciolto in acqua di mare. Si ottiene quindi una soluzione di 1,5 mmol/l di azoto. Perciò, 1 ml di questa soluzione in un litro di acqua distillata equivale a 1,5 µmol/l di azoto. Opportune diluizioni permetteranno di ottenere una retta di taratura che sarà valida finché non si cambia tipo di reagenti, strumento o lunghezza d'onda della lettura.

2.3.2 Determinazione concentrazione nitriti

Prima di illustrare il metodo analitico per l'analisi dei nitriti è utile precisare che la determinazione contemporaneamente per via spettrofotometrica nitriti e nitrati non è corretta. Infatti, i fattori di conversione delle assorbanze in concentrazioni dei due composti sono diversi. Quello dei nitriti rimane invariato nel tempo ma quello dei nitrati ridotti a nitriti attraverso le colonne a cadmio varia (da colonna a colonna) nel tempo a causa della diminuzione dell'efficienza delle colonne stesse. Pertanto, è sempre consigliabile la determinazione separata di queste due specie chimiche.

Il metodo utilizzato per la determinazione dell'azoto nitroso si basa sulla reazione tra nitriti e sulfanilammide in ambiente acido (con HCl a pH<2), che porta alla formazione del sale di

diazonio. Questo sale reagendo con la N- (1-naftil) etilendiammina forma poi un composto di colore rosa.

I reagenti utilizzati per la reazione sono:

1) Sulfanilammide (SULF.). Sciogliere 0,5 g del sale in 5 ml di HCl, portato a 30 ml con acqua distillata. Poi, sempre con acqua distillata, portare tutto a 50 ml. La soluzione va conservata in bottiglie di vetro scuro e in frigorifero è stabile per più mesi.

2) (1-Naftil) etilediammina bicloridrato. Sciogliere 0,05 g di sale in 50 ml di acqua bidistillata. La soluzione è stabile per circa un mese in bottiglia di vetro scuro.

Il procedimento utilizzato per 10 ml di campione consiste nell': aggiungere su ogni replica 0,3 ml del reagente **1)** e successivamente 0,3 ml del reagente **2)**. È opportuno agitare le provette subito dopo aver aggiunto ogni reagente permettendo così a questo di mescolarsi omogeneamente nel campione e favorire la reazione. Successivamente avviene la determinazione delle assorbanze per via spettrofotometrica utilizzando una lunghezza d'onda di 543 nm. Il metodo presenta una risposta lineare fino ad un'assorbanza di circa 1,000, altrimenti è necessaria la diluizione del campione. Il fattore calcolato dalla retta di taratura effettuata con acqua di laguna è di ~ 23 .

La concentrazione dei nitriti si calcola utilizzando la seguente equazione:

$$\text{Concentrazione} = \text{Assorbanza}_{\text{campione-bianco}} \times \text{Fattore}$$

Con dell'acqua distillata il bianco dovrebbe presentare un'assorbanza pari a 0, ma si considerano buoni valori fino a 0,002.

Per costruire la retta di taratura è stata utilizzata una soluzione madre composta da 0,345g di nitrito di sodio (NaNO_2 PM = 69), disidratato per qualche ora in stufa a 110°C. Si ottiene una soluzione di 0,005 moli/litro di azoto. Perciò, 1 ml di questa soluzione in un litro di acqua distillata equivale a 5 $\mu\text{mol/l}$ di azoto.

2.3.3 Determinazione concentrazione nitrati

Il metodo proposto per l'analisi dei nitrati è stato introdotto da **Morris e Riley (1963)**, si basa sulla riduzione dei nitrati a nitriti e sul successivo dosaggio dei nitriti totali utilizzando una metodica colorimetrica. La riduzione avviene facendo passare il campione d'acqua attraverso una colonna riempita di limatura di cadmio (frazione 0,5 - 2 mm) precedentemente trattata con una soluzione di solfato di rame (CuSO_4) al 5%. Si ha riduzione del Cu^{++} a rame metallico che si deposita sulla limatura di cadmio fungendo da catalizzatore della semireazione ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$).

A intervalli regolari si deve aggiungere nelle colonne una soluzione di ammonio cloruro (NH_4Cl) per impedire la precipitazione dello ione cadmio (Cd^{2+}) prodotto nella reazione globale:



I reagenti utilizzati per l'analisi spettrofotometrica post riduzione sono gli stessi dei nitriti:

- 1)** Sulfanilammide: sciogliere 0,5 g del sale in 5 ml di HCl, portato a 30 ml con acqua bidistillata. Poi, sempre con acqua distillata, portare tutto a 50 ml. La soluzione va conservata in bottiglie di vetro scuro e in frigorifero è stabile per più mesi.
- 2)** (1-Naftil) etilediammina bicloroidrato: 0,05 g di sale in 50 ml di acqua bidistillata. La soluzione è stabile per circa un mese in bottiglia di vetro scuro.
- 3)** Soluzione di ammonio cloruro concentrata: sciogliere 25 g di NH_4Cl in 100 ml di acqua bidistillata.
- 4)** Soluzione di ammonio cloruro diluita: 25 ml della soluzione precedente vengono portati a un litro con acqua bidistillata.

Per ogni campione sono stati filtrati attraverso le colonne a cadmio circa 90 ml dell'acqua, di cui solamente gli ultimi 30 ml sono stati raccolti e utilizzati nelle analisi (suddivisi in tre repliche contenenti 10 ml ciascuna). Ciò è stato fatto per avere la sicurezza che nell'acqua

filtrata non vi fossero più residui di ammonio cloruro utilizzato precedentemente per attivare le colonne o per eliminare il campione precedente. Il passaggio successivo è analogo alla procedura utilizzata per i nitriti, quindi ai 10 ml di campione filtrato si sono aggiunti prima 0,3 ml del reagente **1**) poi altri 0,3 ml del reagente **2**). Si raccomanda di agitare bene le provette per far in modo che i reagenti si mescolino totalmente col campione. Si prosegue infine alla determinazione per via spettrofotometrica dell'assorbanza dei nitriti ad una lunghezza d'onda di 543 nm. Il metodo offre delle risposte lineari fino a valori di assorbanza pari a circa 1,000, altrimenti è necessaria la diluizione del campione.

L'equazione che esprime il calcolo della concentrazione dei nitrati è la seguente:

$$\text{Conc.} = (A_{\text{nitrato-bianco}} - A_{\text{nitrito-bianco}}) * \text{fattore specifico della colonna}$$

In cui A= assorbanza

Con dell'acqua distillata il bianco dovrebbe presentare un'assorbanza pari a 0, ma si considerano buoni valori fino a 0,005.

Per costruire la retta di taratura è stata utilizzata una soluzione madre composta da 0.606 g di nitrato di potassio (KNO_2 PM = 101), disidratato per qualche ora in stufa a 110°C. Si ottiene una soluzione di 0,006 moli/litro di azoto. Perciò, 1 ml di questa soluzione in un litro di acqua distillata equivale a 6 $\mu\text{mol/l}$ di azoto.

Opportune diluizioni permetteranno di ottenere una retta di taratura che sarà valida finché non si cambia tipo di reagenti, strumento o lunghezza d'onda della lettura.

2.3.4 Determinazione concentrazione fosforo reattivo (RP)

I composti del fosforo (o ioni ortofosfato), PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- sono presenti in soluzione in rapporti diversi tra loro a seconda del valore di pH, E_h , salinità e temperatura.

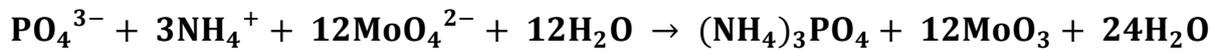
Quando si esprime una concentrazione di ioni ortofosfato (o di RP= fosforo reattivo), solitamente ci si riferisce sempre alla concentrazione del solo elemento fosforo. Pertanto, in alternativa si può indicare la concentrazione del fosforo con simbologie del tipo P- PO_4 , riferendosi indiscutibilmente alla concentrazione di P nello ione PO_4^{3-} . Il metodo più comunemente usato per la loro determinazione è quello di **Murphy and Riley (1962)**, inizialmente si basa sulla reazione tra ortofosfati e ammonio molibdato in ambiente acido (H_2SO_4), che forma un complesso fosfomolibdico di colore giallo. Successivamente il complesso viene ridotto dall'acido ascorbico ad un composto colorato di blu. La reazione, catalizzata dallo ione antimonile (SbO^+), impiega l'eptamolibdato d'ammonio che estrae, oltre agli ioni inorganici, anche una frazione di ortofosfati organici.

I reagenti utilizzati per l'analisi sono:

- 1) 3g di ammonio eptamolibdato in 100 ml di acqua bidistillata.
- 2) 14 ml di acido solforico (H_2SO_4) + 90 ml di acqua bidistillata (volume totale 104 ml).
- 3) 5,4 g di acido ascorbico L(+) in 100 ml di acqua bidistillata.
- 4) 0,136 g di potassio antimonile tartarato in 100 ml di acqua bidistillata.

Prima di illustrare la procedura si ricorda che all'aumentare del tempo di conservazione, i campioni tendono ad incrementare le concentrazioni di RP, soprattutto in contenitori di vetro che sono da scartare a favore di quelli di polietilene. Interferenze significative, fino alla mancanza di formazione dei caratteristici composti blu-celesti, si hanno in presenza di solfuri, che normalmente nelle acque naturali sono assenti o presenti in tracce.

La procedura analitica per un campione di 10 ml vuole che a quest'ultimo si aggiunga il reagente misto ottenuto miscelando i reagenti citati nei rapporti 1 : 2.5 : 1 : 0.5. La quantità di reagente da aggiungere è pari al 10% del volume del campione, quindi nel caso in esame vale a dire 1 ml per replica. La reazione che si sviluppa è la seguente:



Una volta completata la reazione (ci vogliono circa 10 minuti da quando il reagente viene miscelato al campione) si può proseguire alla determinazione spettrofotometrica dell'assorbanza del fosforo reattivo. Si utilizza una lunghezza d'onda dello strumento pari a 885 nm, ed una cuvetta con cammino ottico di 5 cm poiché essendo generalmente i valori dei fosfati molto bassi in questo modo si ha un riferimento più dettagliato dei valori di assorbanza. Il metodo con cuvetta da 5 cm presenta una risposta lineare fino a valori pari a 0,200, se superiori si procede a diluire il campione. Il fattore calcolato per la retta di taratura con acqua lagunare è ~ 50,4

Il calcolo della concentrazione del fosforo reattivo è dato dalla seguente equazione:

$$\text{Conc.} = [(\text{Assorbanza}_{\text{camp.}} - \text{Assorbanza}_{\text{bianco}}) * \text{fattore}] / \text{cammino ottico}$$

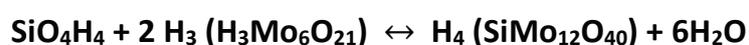
Solitamente il bianco ha valori di assorbanza compresi tra 0.001 e 0.010 (con cuvetta da 5 cm).

Per costruire la retta di taratura è stata utilizzata una soluzione madre ottenuta sciogliendo 0.8165 g di potassio diidrogeno fosfato anidro (KH_2PO_4 , PM = 136), disidratato per qualche ora in stufa a 110°C, in acqua di mare. Si ottiene una soluzione 0.006 molare. Un ml di questa soluzione in un litro di acqua distillata equivale a 6 $\mu\text{mol/l}$. Opportune diluizioni permetteranno di ottenere una retta di taratura che sarà valida finché non si cambia tipo di reagenti, strumento o lunghezza d'onda della lettura.

2.3.5 Determinazione concentrazione dei silicati

La determinazione della concentrazione dei silicati disciolti nei campioni d'acqua lagunare segue le metodologie di **Strickland e Parsons (1972)**.

Il principio del metodo consiste nell'indurre la formazione di un poliacido silicomolibdico, che viene poi ridotto a blu di molibdeno. La reazione di formazione dell'acido è reversibile, è espressa dall'equilibrio:



Quest'equilibrio è la risultante di una serie di reazioni intermedie influenzate dalle concentrazioni dei reagenti (specialmente quella del molibdato) e da quella degli ioni H^+ (espressa sotto forma di pH), che portano alla formazione di prodotti vari ed instabili. Infatti, alla minima variazione delle condizioni nella reazione, si formano diversi poliacidi polisomeri a seconda della specie dominante del molibdeno. Questa caratteristica è tipica degli ioni fosfato ed arsenio, di conseguenza si aggiunge al campione una soluzione di metanolo ed acido ossalico per ovviare il problema, in quanto così facendo vengono fatti decomporre gli ioni fosfato ed arsenio e contemporaneamente si ha la riduzione del complesso silicomolibdato al complesso blu di molibdeno.

Nella procedura analitica si sono utilizzati solamente 5 ml di campione (in provetta falcon) per replica, ai quali sono stati aggiunti 2 ml di ammonio eptamolibdato. Successivamente, dopo aver mescolato l'ammonio eptamolibdato al campione, sono stati aggiunti altri 3 ml di un reagente misto (costituito da metolo-solfito, acido ossalico, acido solforico e acqua deionizzata mescolati in rapporto tra loro 1 : 0.6 : 0.6 : 0.8) che consente lo sviluppo della reazione colorimetrica.

La misura dell'assorbanza dei silicati disciolti nel campione è stata fatta per via spettrofotometrica ad una lunghezza d'onda di 830 nm. Per la retta di taratura è stato calcolato un fattore pari a 101.

La concentrazione dei silicati è descritta dalla seguente equazione:

$$\text{Concentrazione} = \text{Assorbanza}_{\text{camp.-bianco}} \times \text{fattore}$$

Solitamente il bianco ha valori di assorbanza compresi tra 0,001 e 0,010. Il metodo presenta risposte lineari fino a concentrazioni degli ioni SiO_4 comprese tra $(0,1 \cdot 10^{-6})$ e $(15 \cdot 10^{-6})$ mol/L, per concentrazioni maggiori si procede alla diluizione del campione, mentre per concentrazioni minori si utilizza un cammino ottico maggiore.

2.3.6 Determinazione clorofilla- α e feopigmenti

La concentrazione di clorofilla- α è un ottimo indicatore per stimare la quantità di biomassa fitoplanctonica presente nella colonna d'acqua, in quanto questo pigmento è presente in tutti i phyla algali anche se in quantità differenti tra loro. Di conseguenza la relazione tra concentrazione di clorofilla- α e la biomassa fitoplanctonica è del tutto indicativa e una stima precisa del fitoplancton si può effettuare solo per determinazione e conteggio al microscopio invertito.

Il metodo più largamente usato per misurare la concentrazione di clorofilla è la determinazione per via spettrofotometrica (specialmente per campioni d'acqua contenenti elevate concentrazioni di fitoplancton).

I reagenti utilizzati sono:

- 1) Acetone al 90%: Si versano 100 ml di acqua distillata in un matraccio da 1 litro e si porta a volume con acetone di grado analitico.
- 2) Acido Cloridrico all'1%: ca. 2,8 ml di acido al 36% in 100 ml di acqua distillata.

La procedura analitica prevede che i filtri debbano essere posti in provette preferibilmente di polietilene riempite di acetone al 90%. Successivamente i pigmenti vengono quindi estratti per rottura delle cellule in un bagno ad ultrasuoni (con acqua corrente per evitare surriscaldamenti che degraderebbero i pigmenti) per circa

mezz'ora. Completato il bagno ad ultrasuoni si portano le provette al buio e si lasciano così per una notte, per avere la sicurezza che l'estrazione sia completa.

Il giorno successivo vengono tolti i filtri dalle provette spremendoli accuratamente e si procede alla centrifugazione del campione (per almeno 20 minuti), in modo che eventuali fibre residue del filtro vengano separate sul fondo della provetta. Si procede poi travasando il campione su delle nuove provette.

A questo punto segue l'analisi spettrofotometrica, articolata in tre misure:

- lettura dell'assorbanza a 750 nm, per valutare la torbidità del solvente dovuta ad una centrifugazione non ottimale;
- lettura dell'assorbanza a 665 nm, riguarda la clorofilla- α insieme ai feopigmenti;
- lettura dell'assorbanza a 665 nm dopo aver aggiunto 2-3 gocce di HCl all' 1%, in questo modo l'acido degrada ed elimina le clorofille permettendo di misurare l'assorbanza dei soli feopigmenti.

Le equazioni utilizzate per calcolare la concentrazione di clorofilla- α e dei feopigmenti sono state formulate da Lorenzen (1967). Queste equazioni descrivono in modo migliore le concentrazioni presenti in zone soggette a possibili bloom fitoplanctonici quali le lagune (mentre per le acque marine è meglio utilizzare le formule di Jeffrey and Humprey).

$$\text{Conc. Clorofilla-}\alpha \text{ (}\mu\text{g l}^{-1}\text{)} = \frac{26.7 (665 - 665_{\text{acidificato}}) \times \text{vol}_{\text{acetone}} \text{ (in ml)}}{\text{volume filtrato (in litri)} \times \text{cammino ottico}}$$

$$\text{Conc. Feopigmenti (}\mu\text{g l}^{-1}\text{)} = \frac{26.7 [(1.7 \times 665_{\text{acid}}) - 665] \times \text{vol}_{\text{acetone}} \text{ (in ml)}}{\text{volume filtrato (in litri)} \times \text{cammino ottico}}$$

2.3.7 Determinazione salinità/clorinità

La determinazione della concentrazione salina è basata sul principio della composizione costante dell'acqua di mare ad eccezione di apporti di acque dolci. Quindi determinando la concentrazione di cloro si può risalire alla quantità totale di sali disciolti mediante la seguente formula: $\text{Salinità} = \text{Cl}^- \times 1.805 + 0.03$

Riguardo le acque costiere è più adeguato utilizzare il solo valore della clorinità, in quanto la composizione ionica non è sempre costante.

Il metodo si basa sull'analisi volumetrica per precipitazione definita da Mohr.

La procedura consiste in una titolazione a volume noto di acqua di mare con una soluzione di nitrato d'argento (AgNO_3) a titolo noto. Si utilizza come indicatore cromato di potassio (K_2CrO_4), di cui vengono aggiunte poche gocce al campione d'acqua in esame in modo da rendere più chiaro il viraggio nella reazione di precipitazione del cloruro d'argento: $\text{AgNO}_3 + \text{NaCl} \leftrightarrow \text{AgCl} + \text{NaNO}_3$

Secondo la metodologia la quantità di campione analizzata dev'essere di 15 ml, e ad ogni 2 ml di nitrato d'argento aggiunti corrisponde 1 g di cloro/Kg acqua di mare.

I reagenti utilizzati nella determinazione della clorinità sono:

- 1)** 12,37 g di nitrato d'argento (AgNO_3) in 1 L di acqua distillata
- 2)** 5 g di bicromato di potassio (K_2CrO_4) in 50 ml di acqua distillata
- 3)** acqua di Copenhagen.

Il fattore di correzione è ricavato utilizzando come standard un'acqua a titolo noto (acqua di

Copenhagen): $F = \frac{\text{Clorinità acqua di Copenhagen}}{\left(\frac{\text{ml}}{2}\right) \text{della soluzione di AgNO}_3}$

2.3.8 Determinazione componente Granulometrica

Studiare la granulometria del sedimento significa definire le dimensioni delle particelle che lo compongono e classificarle.

Il sistema di classificazione più usato in sedimentologia è quello proposto da Udden nel 1898 e poi modificato da Wentworth nel 1922.

Nel 1934, Krumbein introdusse, per semplificare ulteriormente la lettura e il trattamento dei diagrammi granulometrici, il parametro $\phi = -\log_2 d(\text{mm})$.

Il tipo di analisi svolto nei campioni di sedimento e particolato mira semplicemente a dividere in due classi le dimensioni delle particelle, distinguendole in frazione grossolana ($>63\mu\text{m}$) e frazione fina ($<63\mu\text{m}$).



Figura 7 Setacciatore meccanico utilizzato per classare il sedimento

Si è utilizzato un setaccio con dimensioni delle maglie pari a $63\mu\text{m}$, impilato su un setacciatore meccanico (**Fig. 7**), che mediante vibrazione e basculamento, favorisce il passaggio dei granuli. Il sedimento è stato setacciato impostando una magnitudo pari a 1,95 per un tempo di almeno 15 minuti, suddiviso in tre intervalli da 5 minuti. Nella pausa tra un intervallo e l'altro è stato utilizzato un pennello sui setacci in modo da impedire la formazione di cumuli di sedimento che ostruissero le maglie. Al termine ciascuna aliquota è stata pesata tenendo buone le prime tre cifre significative. Infine, classato il campione, si è potuta calcolare l'abbondanza relativa

di ciascuna delle due frazioni, e quindi definire le percentuali di sabbia e pelite presenti.

2.3.9 Determinazione fosforo inorganico e totale nel sedimento

Nei sedimenti si procede alla determinazione del fosforo totale ed inorganico seguendo le due metodologie pubblicate da **K.I.Aspila et al. nel 1976**. Il fosforo organico è ottenuto per differenza. L'analisi sul materiale particellato si serve delle stesse procedure utilizzate per i sedimenti, ma le concentrazioni di P sono fino a due o tre volte più elevate che nei sedimenti.

Il fosforo totale (TP) Si dispongono i campioni (0.3-0.4g) all'interno di crogioli dal peso e volume noti, successivamente riposti in muffola a 550 °C per almeno 2 ore, al fine di portare a combustione il contenuto organico presente. il residuo così ottenuto viene sospeso e sonicato nel bagno ad ultrasuoni per ca. 30 minuti in 50 ml di HCl 1 N, o agitato in agitatore meccanico per una notte. Dopo aver lasciato riposare il campione per almeno 1 ora (o previa filtrazione) si prelevano 0.5 ml del sovrinatante con una siringa graduata (meglio a doppia tacca, o meglio ancora con una siringa per gas-cromatografia) e il tutto, usando matraccetti tarati, è portato a 10 ml esatti con acqua distillata, in modo da avere una diluizione finale di 1 litro e il risultato direttamente in μM . A questo punto si procede per via spettrofotometrica con le stesse procedure utilizzate nell'analisi delle acque. Il metodo usato per la determinazione del fosforo reattivo è quello di **Murphy and Riley (1962)**.

I reagenti utilizzati per l'analisi sono:

1) 50 ml di HCl 1 N per ogni campione di sedimento

Reagente misto:

2) 3g di ammonio eptamolibdato in 100 ml di acqua bidistillata.

3) 14 ml di acido solforico (H_2SO_4) + 90 ml di acqua bidistillata (volume totale 104 ml).

4) 5,4 g di acido ascorbico L(+) in 100 ml di acqua bidistillata.

5) 0,136 g di potassio antimonile tartarato in 100 ml di acqua bidistillata.

La procedura analitica prosegue aggiungendo a 10 ml di campione il reagente misto, ottenuto miscelando i reagenti citati nei rapporti 1 : 2.5 : 1 : 0.5. La quantità di reagente da aggiungere è pari al 10% del volume del campione, quindi nel caso in esame vale a dire 1 ml per replica. La reazione che si sviluppa è la seguente:



Una volta completata la reazione (ci vogliono circa 10 minuti da quando il reagente viene miscelato al campione) si può proseguire alla determinazione spettrofotometrica dell'assorbanza del fosforo reattivo. Si utilizza una lunghezza d'onda dello strumento pari a 885 nm, ed una cuvetta con cammino ottico di 5 cm poiché essendo generalmente i valori dei fosfati molto bassi in questo modo si ha un riferimento più dettagliato dei valori di assorbanza. Il metodo con cuvetta da 5 cm presenta una risposta lineare fino a valori pari a 0,200, se superiori si procede a diluire il campione. Il fattore calcolato per la retta di taratura con acqua lagunare è ~ 50,4

Il calcolo della concentrazione del fosforo reattivo è dato dalla seguente equazione:

$$\text{Conc.} = [(\text{Assorbanza}_{\text{camp.}} - \text{Assorbanza}_{\text{bianco}}) * \text{fattore}] / \text{cammino ottico}$$

Solitamente il bianco ha valori di assorbanza compresi tra 0.001 e 0.010 (con cuvetta da 5 cm).

Per costruire la retta di taratura è stata utilizzata una soluzione madre ottenuta sciogliendo 0.8165 g di potassio diidrogeno fosfato anidro (KH_2PO_4 , PM = 136), disidratato per qualche ora in stufa a 110°C, in acqua di mare. Si ottiene una soluzione 0.006 molare. Un ml di questa soluzione in un litro di acqua distillata equivale a 6 $\mu\text{mol/l}$. Opportune diluizioni permetteranno di ottenere una retta di taratura che sarà valida finché non si cambia tipo di reagenti, strumento o lunghezza d'onda della lettura.

- **Il fosforo inorganico (IP)** si determina per sola sonicazione di altri 0.3-0.4 g di campione (ca. 30 minuti) in 50 ml di HCl 1 N o per agitazione in agitatore meccanico per una notte. Poi si procede come per il fosforo totale.

Il valore così ottenuto è inferiore a quello del fosforo totale, e la differenza rappresenta la frazione organica.

Ogni analisi si fa almeno in doppio, in giorni diversi, cercando di ottenere un Coefficiente di Variazione (deviazione standard/media) inferiore al 5%.

2.4 Analisi Statistica

Al fine di valutare quali elementi presentassero una significativa correlazione è stata effettuata un'analisi di correlazione di Pearson con successiva regressione lineare del minimo valore significativo con una probabilità del 95% per i valori altamente significativi. L'elaborazione è stata effettuata utilizzando il programma di statistica R sulle medie annuali di tutti i parametri considerati per i comparti acqua e sedimento. Per una comprensione più sintetica dei parametri che descrivono la maggior parte della variabilità dei dati analizzati è stata fatta un'analisi delle componenti principali. I pesi fattoriali dei vettori sono stati considerati significativi con valori $> 0,83$.

3 Risultati

3.1 Temperatura

La media annuale della temperatura determinata di tutte le stazioni è risultata **17,4°C** con una dev.st. di **±7,69** (allegato 2). Nella stazione di Fusina è stato osservato il valore medio di temperatura più alta, pari a **19,1±7,1°C**, mentre nella stazione di Cà Roman è stato calcolato il valore medio più basso, corrispondente a **16,7±7,4°C**.

Le temperature più basse sono state misurate nel mese di gennaio, il cui valore minimo è stato determinato a

San Giuliano (**4,9°C**). Mentre, le

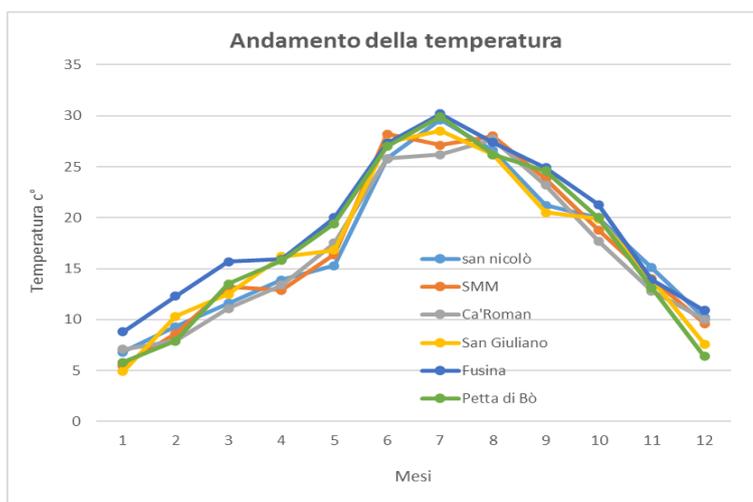


Figura 8 andamento annuale Temperatura

temperature più alte invece sono state raggiunte prevalentemente nel mese di luglio in tutte le stazioni, tranne SMM con **28,2°C** a giugno e Ca'Roman con **27,7°C** in agosto. Il massimo di temperatura dell'acqua registrato è **30,2°C** a Fusina nel mese di luglio. La temperatura registrata segue un andamento omogeneo in tutte le stazioni, (Fig. 8, tabella 4 tra gli allegati) inoltre si può notare come nel periodo che va da novembre ad aprile i valori siano tutti sotto i **15°C**, mentre nelle stagioni tardo primaverile ed estiva la media si alzi fino a **27,5°C** (in luglio).

3.2 Salinit 

La salinit  media annuale registrata nelle sei stazioni   pari a **28,3±4,41 psu** (allegato 3).

Nella stazione di San Nicol    stato riscontrato il valore medio pi  alto (**32,6±2,68 psu**), mentre San Giuliano quello pi  basso, (**25±5,80 psu**).

Le salinit  maggiori sono state osservate nei mesi invernali, con un *range* compreso tra **28,0 psu** a San Giuliano e **36,3 psu** a San Nicol  (Fig. 9).

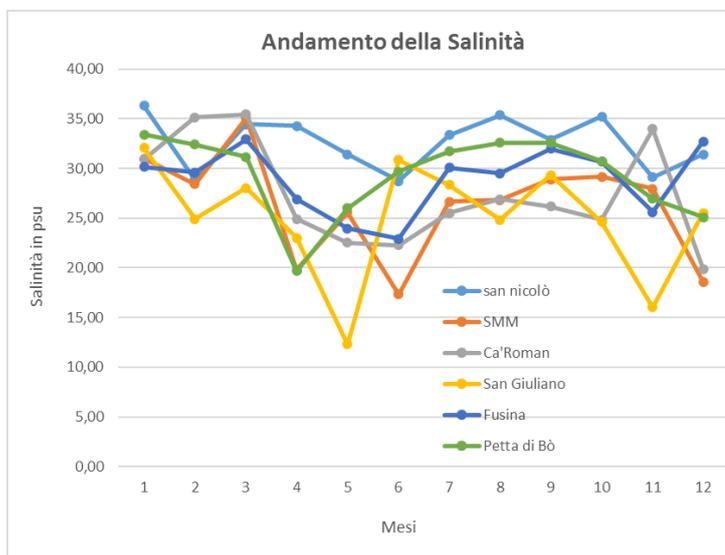


Figura 9 Andamento annuale della Salinit 

Tuttavia, il valore pi  alto non   stato rilevato nei mesi invernali in

tutte le stazioni, a C  Roman (**35,4 psu** a marzo) e Fusina (**32,7 psu** a dicembre)   stato rispettivamente in primavera ed autunno. I valori minimi, invece, sono stati misurati nel periodo tardo primaverile, prevalentemente nel mese di giugno, ad eccezione di C  Roman (**19,9 psu** in dicembre), e sono compresi tra **12,3 psu** (maggio a San Giuliano) e **22,9 psu** (giugno a Fusina). Le concentrazioni saline a San Nicol  hanno sempre mantenuto valori relativamente alti confronto alle altre stazioni.

3.3 pH

La media annuale del pH tra le stazioni campionate è **8,17±0,13** (allegato 4). San Giuliano risulta la stazione con le medie stagionali del pH più basse, mentre SMM quella con le medie più alte. I valori del pH misurati durante l'anno tra tutte le stazioni sono compresi tra **7,81** e **8,58** (Fig. 10). Il pH più basso

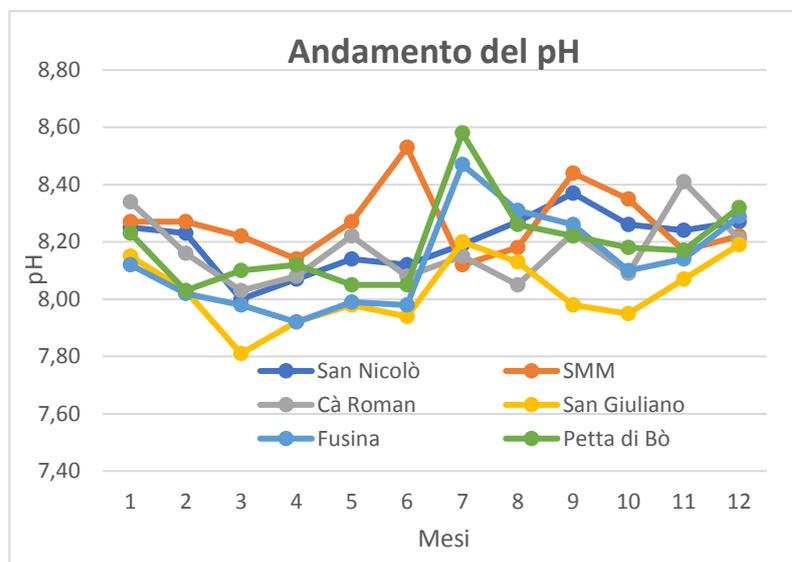
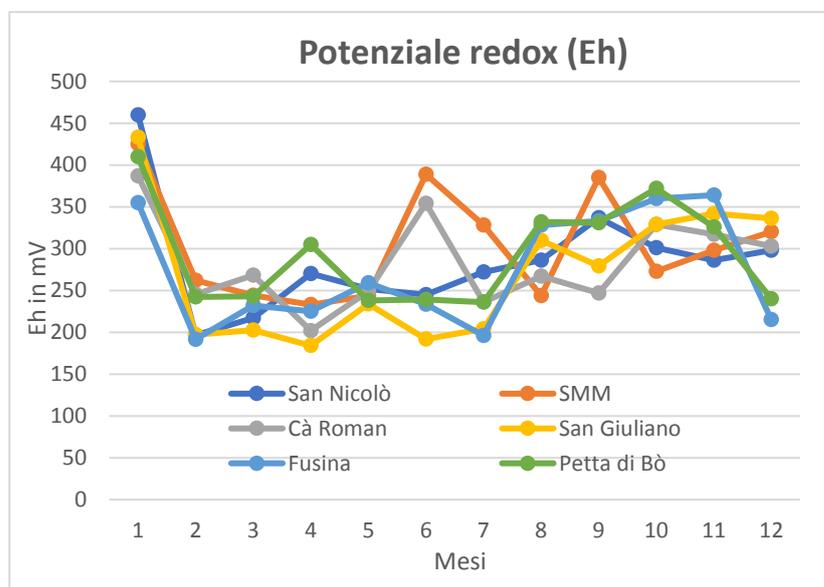


Figura 10 Andamento annuale del pH

appartiene a San Giuliano, con **7,81** a marzo, mentre il valore massimo è stato rilevato a Petta di Bò con **8,58**. I pH più bassi sono stati registrati tra febbraio e aprile per tutte le stazioni, ad eccezione di SMM che ha avuto il picco minimo in luglio con **8,12**. Viceversa, i valori più alti sono concentrati tra giugno e luglio, ad esclusione di San Nicolò in cui a gennaio è stato misurato **8,25**, e Cà Roman, il cui massimo pH è stato rilevato in novembre con **8,41**. Nel complesso delle stazioni la deviazione standard più alta tra le medie stagionali del pH è **±0,17**, ed è stata osservata nella stazione di Fusina (tra primavera ed estate le medie sono variate da **7,96** a **8,35**).

3.4 Eh

Il valore della media annuale del potenziale di ossido riduzione (Eh) tra le stazioni del monitoraggio è risultato **285±66,1 mV (allegato 5)**. La stazione in cui annualmente è stato riscontrato l'Eh maggiore è SMM con **303±65,9 mV**, mentre San Giuliano il minore con **270±79,9 mV**.



Analizzando i singoli mesi si può notare che in gennaio i valori sono stati nettamente maggiori rispetto al resto dell'anno, infatti in questo mese è stato misurato il massimo valore annuale per cinque delle sei stazioni (compreso tra **387 e 460 mV**). fatta eccezione per Fusina, in cui il massimo di Eh è stato in novembre (**364 mV**). Nei mesi successivi a gennaio, come si può notare dal grafico (**Fig. 11**), vi è stato un forte decremento, tantoché per quanto riguarda la stazione San Nicolo è stato registrato il minimo annuale, **197 mV**. Il valore più basso tra tutte le stazioni è **192 mV**, a giugno, misurato a San Giuliano.

3.5 Ossigeno Disciolto (OD)

La media totale annuale delle percentuali di saturazione dell'ossigeno disciolto in acqua è risultata **101±37%**. SMM è la stazione con la media più alta **135±56%**, mentre Fusina quella con la media più bassa **91±29%** (**allegato 6**). SMM e San Giuliano sono invece le due stazioni nelle quali sono state osservate le percentuali più alta (**260%** a SMM in giugno) e più bassa (**31%** a San Giuliano in agosto). L'ossigeno disciolto nell'acqua è un parametro che nel corso dell'anno di monitoraggio è variato notevolmente (**DS 37%**). Dal periodo primaverile a quello autunnale le concentrazioni sono diminuite notevolmente in tutte le stazioni. Le medie stagionali più alte sono state riscontrate in inverno, mentre le più basse riguardano la stagione autunnale. I valori di saturazione minima delle singole stazioni si distribuiscono tra agosto e settembre per San Giuliano (**31%**) e Petta di Bò (**47%**), mentre per le altre quattro stazioni sono stati misurati tra novembre (44% a San Nicolò) e dicembre (**58%** a SMM, **58%** a Cà Roman e **53%** a Fusina). I valori massimi invece sono distribuiti tra gennaio e febbraio per San Nicolò con **137%**, San Giuliano con **115%** e Petta di Bò con **126%**, mentre tra maggio e giugno per SMM con **260%**, Cà Roman con **136%** e Fusina con **130%**. Dai grafici (**Fig. 12 e 13**) si può notare che SMM nelle stagioni primaverile ed estiva ha presentato dei valori di ossigeno disciolto maggiori di almeno il 50% rispetto alle altre stazioni, mentre nei mesi invernali ed autunnali le concentrazioni differiscono di poco.

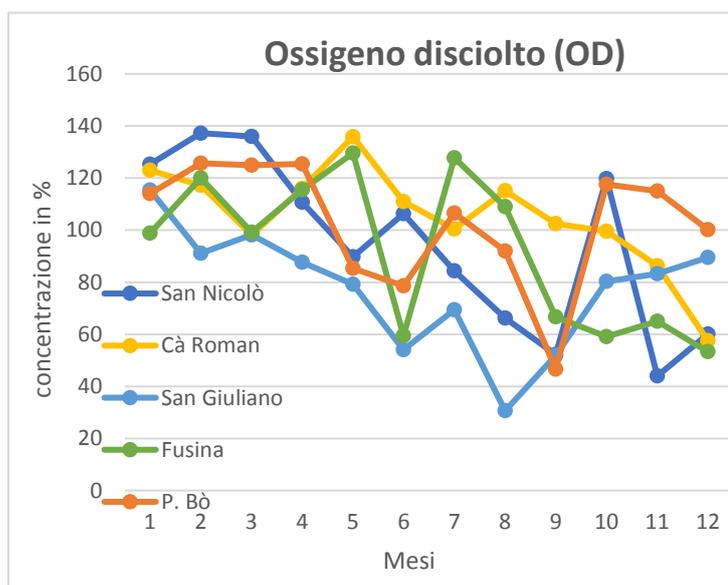


Figura 12 Andamento annuale dell'ossigeno disciolto

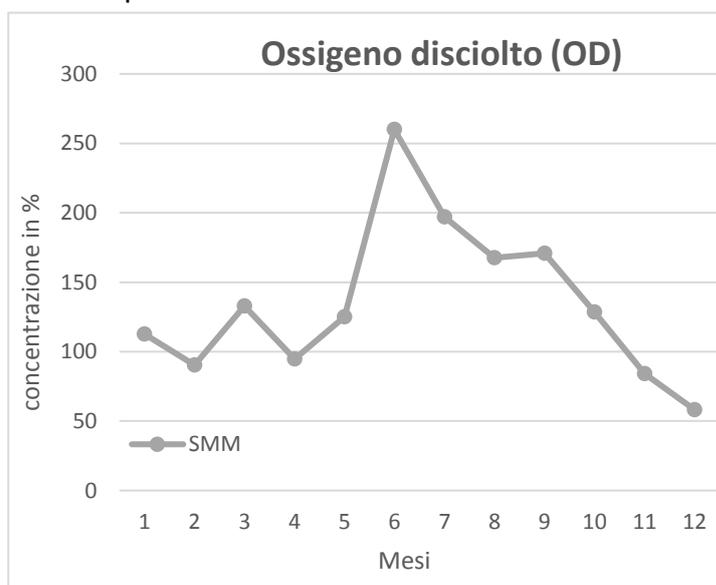


Figura 13 Andamento annuale dell'ossigeno disciolto

3.6 Fosforo reattivo

La media totale tra tutte le concentrazioni di fosforo reattivo misurate risulta **0,72±1,21 µM** (**allegato 7**). Nella stazione di San Giuliano è stata osservata la media maggiore, (**1,36±2,18 µM**), mentre a Cà Roman quella più bassa (**0,29±0,55 µM**). La minima concentrazione di

fosforo reattivo a livello globale è stata **0,05 µM** a gennaio nella stazione di San Nicolò. Dal punto di vista stagionale in inverno è stato misurato il valore medio più basso **0,08 µM** (**Fig. 14**). Le stazioni situate nelle zone più interne della laguna (San Giuliano, Fusina e Petta di

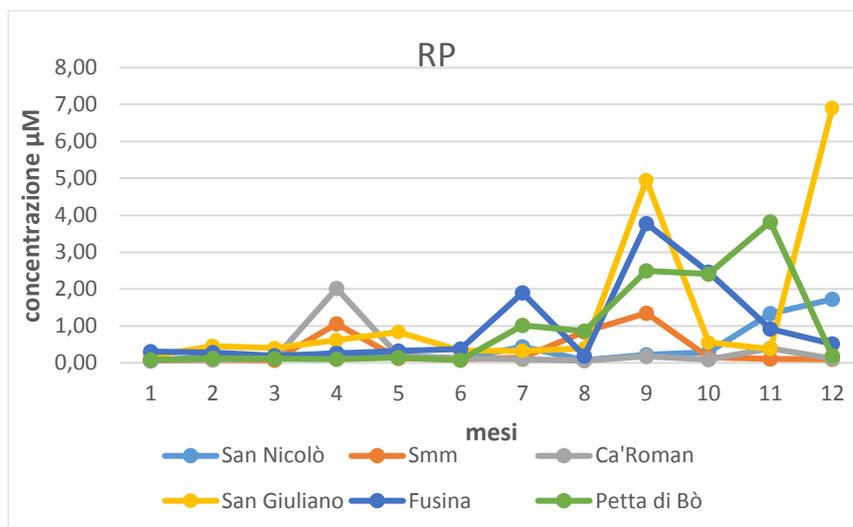


Figura 14 Andamento annuale del Fosforo Reattivo

Bo) presentano valori minimi e medie stagionali più alte di quelle delle altre stazioni.

Il dato sulla concentrazione più alta invece è stato analizzato a San Giuliano, con **6,90 µM**.

Inoltre, i dati riportati nell'**allegato 7** evidenziano che nelle stagioni estiva ed autunnale vi è stato un aumento del fosforo reattivo di oltre il 200% rispetto ai primi sei mesi dell'anno; fanno eccezione le stazioni di Cà Roman e SMM, che hanno variato di poco la quantità di fosforo reattivo nell'arco dei mesi, sebbene presentino un picco di concentrazione molto superiore alla media mensile, rispettivamente **2,02 µM** (in aprile a Cà Roman) e **1,35 µM** (in settembre a SMM).

3.7 Nitrati

La concentrazione media annuale dei nitrati osservata è stata pari a **3,89±6,89 µM** (allegato 9). La stazione in cui è stata determinata la media più alta è stata a San Giuliano (**6,81±7,75 µM**), mentre quella più

bassa è stata registrata a SMM (**1,46±1,34 µM**).

Dal punto di vista stagionale, le concentrazioni più basse sono state misurate durante i mesi più caldi mentre durante la

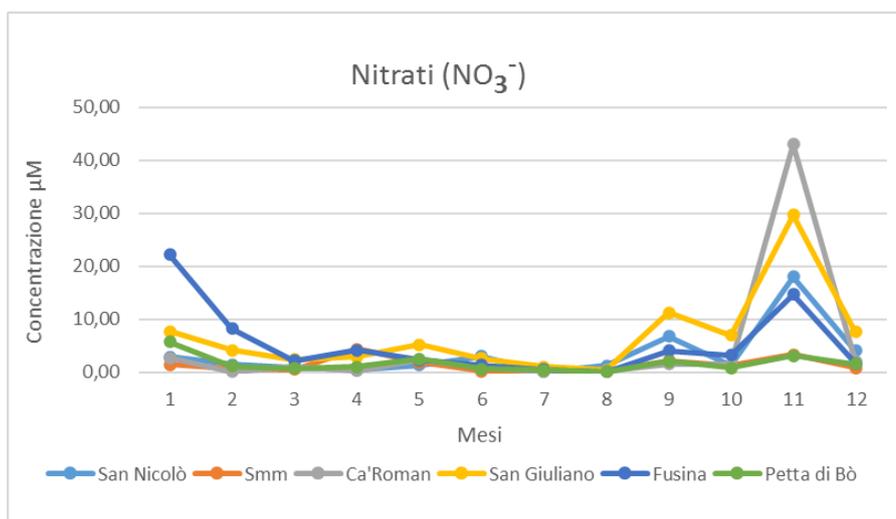


Figura 18 Andamento annuale dei Nitrati

stagione autunno i valori sono aumentati (**Fig. 18**).

In quattro stazioni la concentrazione minima è stata misurata in agosto, tra cui **0,07 µM** sia a Fusina che Petta di Bò, sono le concentrazioni più basse in assoluto. Ca'Roman, è l'unica stazione in cui la concentrazione minima è stata rilevata in inverno, nel mese di febbraio con **0,09 µM**.

A novembre invece, sono stati registrati i massimi annuali di San Nicolò, San Giuliano e Cà Roman con rispettivamente **18,0 µM**, **29,6 µM** e **43,0 µM**, e quest'ultimo è stato il valore più alto rilevato in assoluto. Successivamente ai picchi autunnali, la **tabella 12** riporta che in inverno le concentrazioni sono rapidamente tornate ai valori medi annuali. Le uniche eccezioni sono state Fusina e Petta di Bò, nelle quali son stati registrati i valori più alti dell'anno (in gennaio con rispettivamente **22,14 µM** e **5,69 µM**).

3.8 Nitriti

Il valore medio annuale di concentrazione dei nitriti in tutte le aree di studio è stato di **0,78±0,61 µM (allegato 10)**. La stazione con la media delle concentrazioni più elevata è stata San Giuliano (**1,61±0,76 µM**), mentre quella con la più bassa è stata SMM, (**0,40±0,23 µM**). Durante il periodo di studio, i valori più bassi sono stati rilevati prevalentemente nei mesi marzo, giugno ed agosto. Nel dettaglio, le concentrazioni più basse sono state misurate nelle stazioni della laguna sud con **0,11 µM**, sia Cà Roman (marzo) sia a SMM (giugno). Mentre, le concentrazioni più alte sono state registrate durante i mesi di maggio e dicembre, con un valore maggiore nel mese di **3,05 µM** a San Giuliano. Osservando le medie stagionali si nota che le concentrazioni di nitriti nella colonna d'acqua diminuiscono notevolmente nel periodo tardo primaverile ed estivo.

Le analisi dei nitriti sui campioni raccolti riportano un andamento delle concentrazioni simile per tutte le stazioni, ad eccezione di San Giuliano e Fusina, in cui si evidenzia un *trend* differente. (figura 16 e 17).

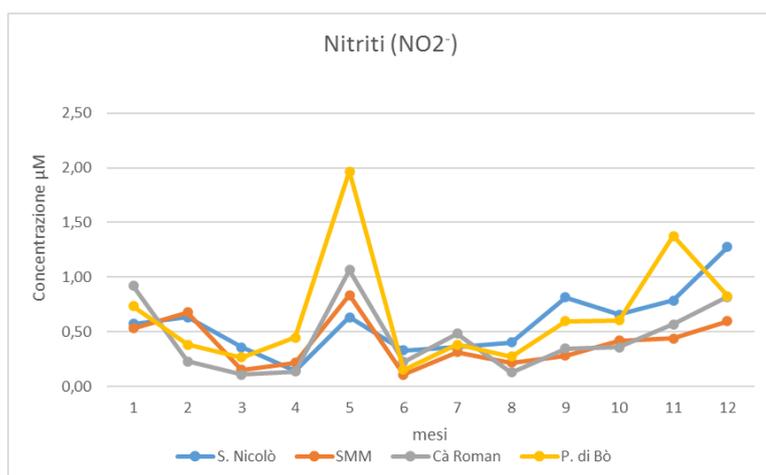


Figura 16 Andamento annuale dei Nitriti

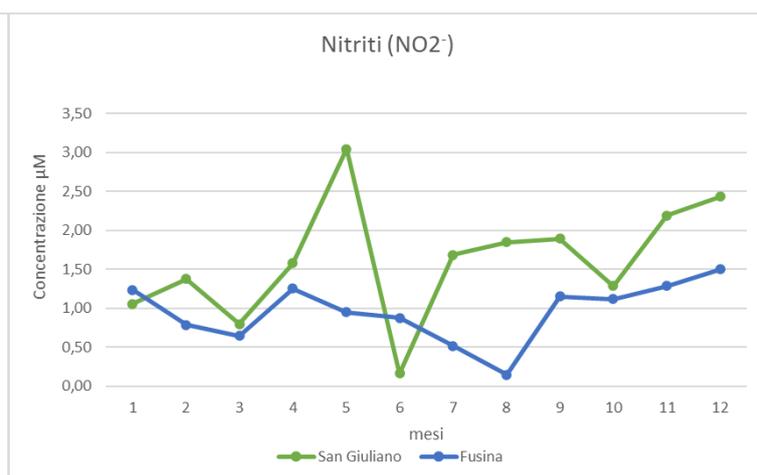


Figura 17 Andamento annuale dei Nitriti

3.9 Azoto ammoniacale (NH₄⁺)

La media annuale delle concentrazioni di azoto ammoniacale determinata è stata di **3,73±4,21 µM (allegato 11)**. La stazione con la media delle concentrazioni più alta è stata San Giuliano (**10,5±5,79 µM**), mentre la più bassa è stata osservata a SMM (**1,53±1,00 µM**) (**Fig. 18 e 19**). Il valore più basso riscontrato durante tutto il periodo è stato di **0,16 µM**, rilevato in gennaio a San Nicolò. Durante la stagione fredda sono stati trovati i valori più bassi, in particolare da dicembre a gennaio. Viceversa, a San Giuliano è stato analizzato il valore più alto, pari a **19,2 µM** nel il mese di novembre. Durante i mesi di aprile e maggio sono state osservate concentrazioni più alte a San Nicolò, SMM e Fusina, mentre a Cà Roman, San Giuliano e Petta di Bò la concentrazione massima sono stata rilevata in novembre. Considerando le medie stagionali si rileva che San Giuliano e Fusina sono più alte del resto delle stazioni, specialmente in primavera ed estate. Inoltre, analizzando i dati si nota che San Giuliano e Fusina hanno avuto un andamento annuale diverso dalle altre stazioni, infatti sono le due aree di studio con la deviazione standard maggiore (**±5,79 e ±2,45**).

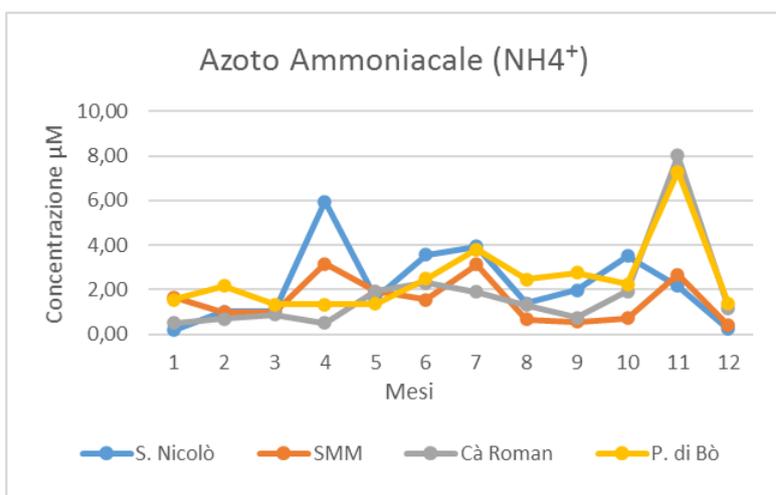


Figura 18 Andamento annuale dello ione Ammonio

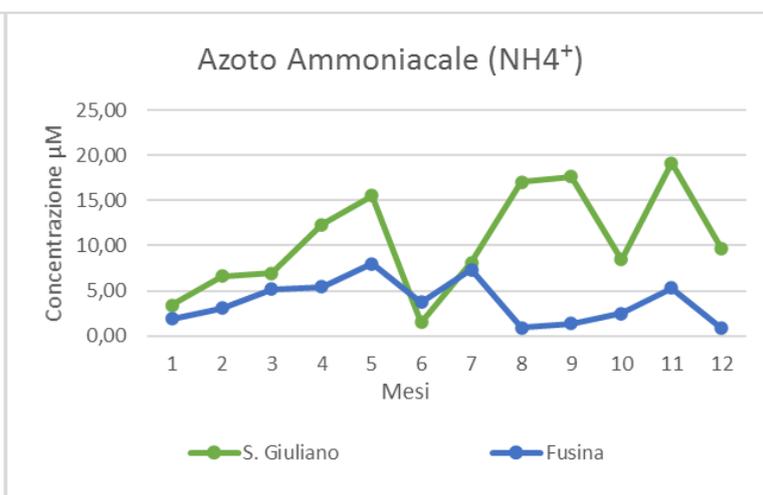


Figura 19 Andamento annuale dello ione Ammonio

3.10 DIN (Azoto Inorganico Disciolto)

La media tra tutte le stazioni di DIN rilevata è stata di **8,40±9,72 µM** (allegato 12), tuttavia, San Giuliano e Fusina sono le due stazioni in cui la media annuale è risultata più alta, con rispettivamente **19,0±12,3 µM** e **10,1±6,92 µM**. Mentre a SMM la minore (con **3,34 µM**).

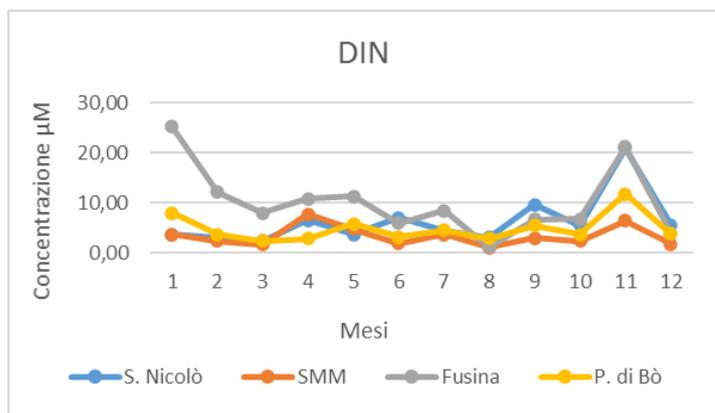


Figura 20 Andamento annuale del DIN

Osservando i dati su una scala stagionale invece, come per i nitrati, le medie complessivamente più alte sono quelle autunnali. Nonostante la primavera sia la stagione in cui sia i nitriti che l'ammonio hanno raggiunto le concentrazioni maggiori (costituendo più del 70% del valore del DIN tra aprile e giugno), rimane nel complesso

inferiore ai valori autunnali ed invernali (figura 20 e 21). A novembre vi è il picco massimo di concentrazione per quattro stazioni, le due rimanenti, Fusina e SMM, presentano valori di poco inferiori al loro massimale. La più alta concentrazione rilevata per il DIN è **51,6 µM** nella stazione di Cà Roman (a novembre), alla

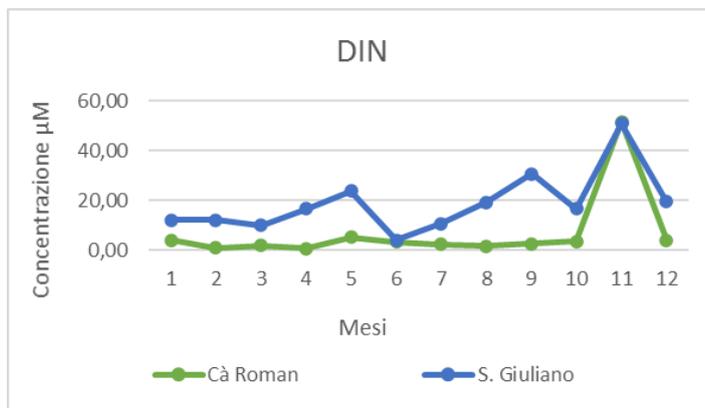


Figura 21 Andamento annuale del DIN

quale appartiene anche il valore più basso in assoluto, **0,92 µM** in aprile. I picchi minimi stagionali sono concentrati tutti tra marzo ed agosto, e sono distribuiti in modo eterogeneo sia nel tempo che nello spazio.

3.11 Silicati

La media annuale totale delle concentrazioni di silicati è pari a **17,2±13,3 µM** (allegato 8). SMM è la stazione con la concentrazione media annua più bassa (**11,0±9,46 µM**), mentre la concentrazione media più alta è stata registrata San Giuliano (**29,1±19,9 µM**). Nel dettaglio, il valore di concentrazione

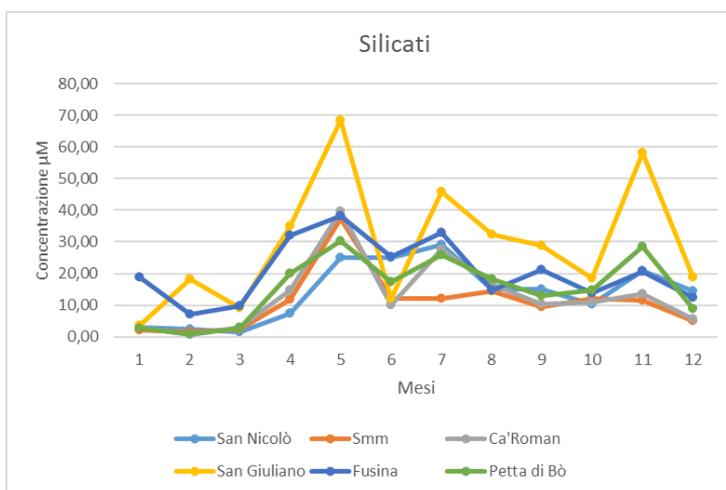
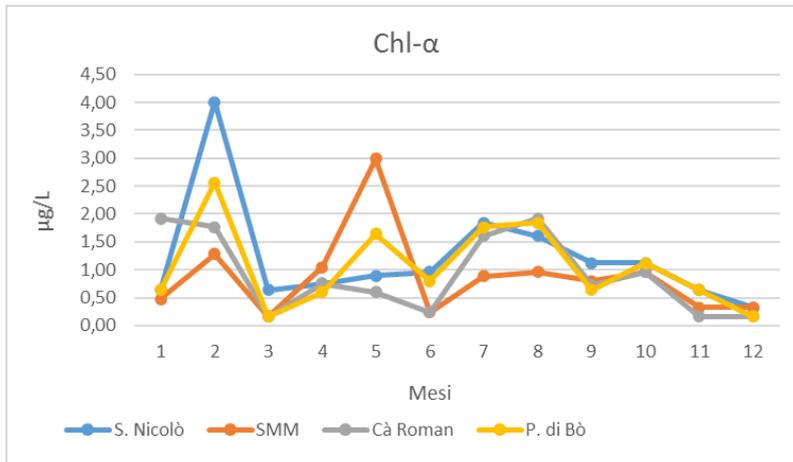


Figura 22 Andamento annuale dei Silicati

più alto, pari a **68,5 µM**, è stato misurato durante il mese di maggio nella stazione di San Giuliano (**Fig. 22**). Al contrario, la concentrazione più bassa, pari a **0,66 µM**, è stata analizzata nella zona di Cà Roman durante il mese di febbraio. Le medie stagionali più basse sono state fortemente influenzate dal singolo mese di febbraio. Analogamente, le medie di concentrazione stagionali massime sono state influenzate dai campioni di maggio, poiché sono stati registrati valori aumentati fino al 200% della media annuale. L'unica stazione ad avere il picco massimo in un mese differente da maggio è stata San Nicolò, in cui nel campionamento di luglio sono stati misurati **28,9 µM**. Nel mese di novembre, in quattro stazioni su sei le concentrazioni dei silicati sono circa il doppio che negli altri mesi della stagione autunnale (ottobre, dicembre); anche in questo caso il valore più alto risulta quello di San Giuliano con **58,0 µM**.

3.12 Chl- α

La media annuale delle concentrazioni di Clorofilla- α è risultata **1,98 $\mu\text{g/L}$** (allegato 13). La



stazione con la media annuale maggiore è San Giuliano, con **5,00±5,68 $\mu\text{g/L}$** , mentre quella in cui si è osservata la minore è SMM con **0,87±0,76 $\mu\text{g/L}$** . Nelle stazioni di San Giuliano e Fusina sono state rilevate le concentrazioni più alte durante l'anno, rispettivamente **17,6 $\mu\text{g/L}$** e **16,02**

$\mu\text{g/L}$ nei mesi di luglio ed agosto (Fig. 23

e 24). Le concentrazioni maggiori in tutte le stazioni si distribuiscono nel periodo primaverile estivo tranne che per Petta di Bò e San Nicolò in cui il valore più alto è stato trovato durante il mese di febbraio. Per quanto riguarda le concentrazioni minime, il valore di **0,16 $\mu\text{g/L}$** è stato misurato nel corso dell'anno in quattro stazioni (Santa Maria del Mare, Cà Roman, San Giuliano e Petta di Bò). Le medie stagionali ed i valori mensili sono più bassi nei mesi autunnali, anche se a SMM, Cà Roman e Petta di Bò son stati rilevati dei minimi anche durante l'inverno (nel mese di marzo 2019).

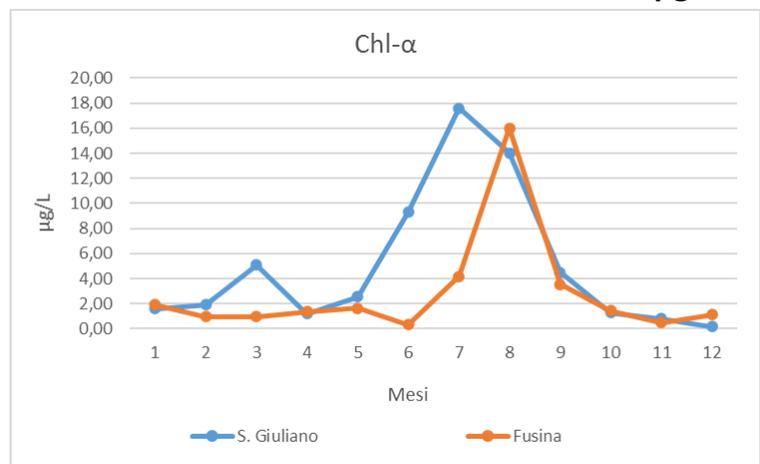


Figura 24 Andamento annuale della Clorofilla- α

3.13 Analisi Granulometrica

I sedimenti analizzati nelle 6 stazioni sono stati eterogenei tra loro, alcuni campioni erano composti da una frazione prevalentemente sabbiosa, mentre altri da pelite (**Fig. 25**). A Fusina e San Giuliano il sedimento analizzato era composto per oltre il 70% da materia fine (<63 μm), mentre a Cà Roman e SMM la composizione è risultata essere circa metà sabbia e metà pelite. Infine, le frazioni analizzate per San Nicolò e Petta di Bò erano composte da meno del 30% di materiale a granulometria fine.

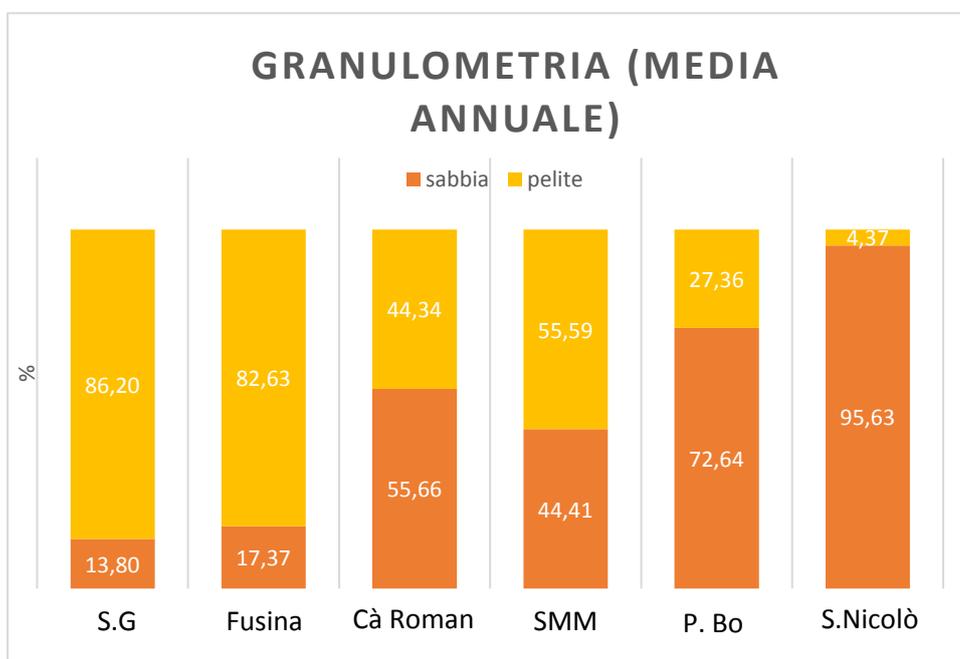


Figura 25 Media annuale della ripartizione % tra sabbia e pelite

3.14 Tassi di Sedimentazione

Il tasso di sedimentazione giornaliero è variato molto a seconda delle stazioni, nel complesso la media annuale è stata **691±747 g m⁻²d⁻¹** (allegato 15). Il valore medio più alto tra i tassi di sedimentazione è stato **1989±658 g m⁻²d⁻¹** a San Nicolò, mentre il più basso **141±117 g m⁻²d⁻¹** a SMM (**Fig. 26**).

Il processo di sedimentazione è stato più accentuato nei mesi autunnali per le stazioni la cui composizione del sedimento è principalmente sabbiosa (SMM, Cà Roman, S. Nicolò e P. di Bò). Nelle stazioni la cui matrice è costituita da pelite la sedimentazione è più accentuata nei mesi primaverili di aprile e maggio. Invece l'inverno è stata la stagione in cui vi è minore sedimentazione, ciò vale per tutte le stazioni ad esclusione di P. di Bò che presenta i valori minimi tra giugno e luglio (<math><100 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}</math>). Il tasso di sedimentazione più alto ed il più basso si trovano rispettivamente nelle due stazioni situate in prossimità delle bocche di porto del Lido e di Malamocco. A San Nicolò ogni mese è stato misurato un tasso superiore a $1000 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, fino a raggiungere il valore massimo di $3320 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ad agosto. A maggio invece sono stati registrati a Fusina e San Giuliano $1703 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ e $2006 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, che sono circa il triplo dei tassi medi di queste stazioni. SMM è la stazione in cui la sedimentazione è inferiore rispetto tutte le altre, nella stagione invernale è stata $22 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$; inoltre, da gennaio a luglio il tasso di sedimentazione della stazione non ha mai superato i $100 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

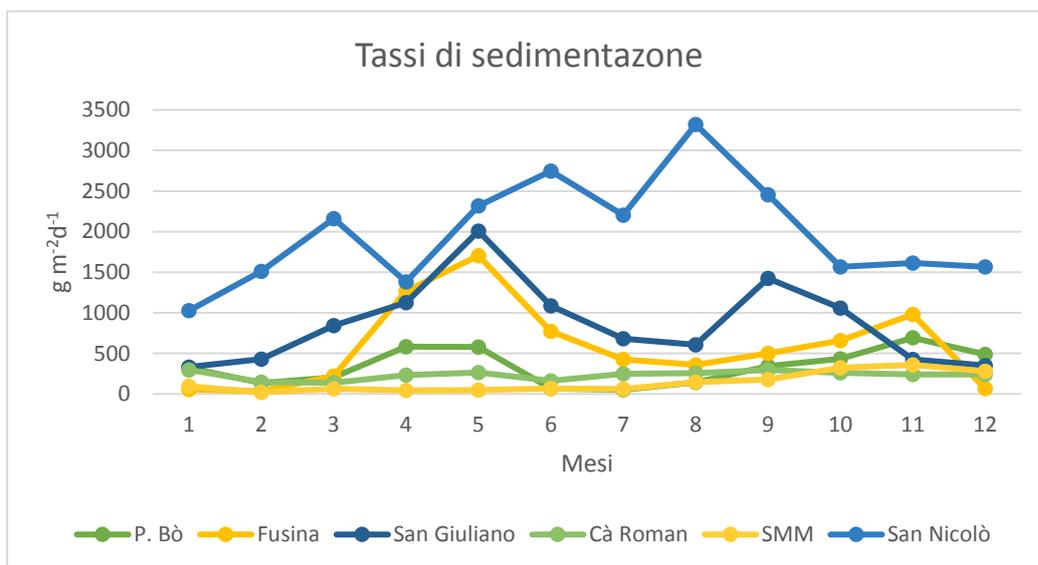


Figura 26 Andamento annuale dei tassi di sedimentazione

3.15 Fosforo nel sedimento e particolato

La concentrazione media annuale del fosforo totale nel particolato è stata **663±256 µg/g**, di cui **446±296 µg/g** si trovano in forma inorganica, mentre **187±102 µg/g** in forma organica. Invece, la media annuale del sedimento è risultata **407±145 µg/g**, di cui **335±72 µg/g** in forma inorganica, mentre **72,0±41 µg/g** in forma organica (Fig. 27-28-29-30).

Nel sedimento il rapporto tra frazione organica ed inorganica è variato tra 1:3 (a San Giuliano e Cà Roman) e 1:10. Le concentrazioni del sedimento erano inferiori a quelle del particolato, i valori più alti sono stati **176 µg/g** (a San Giuliano in gennaio) nel fosforo organico e **434 µg/g** (a Fusina in febbraio) per l'inorganico. Mentre i valori più bassi nel sedimento sono stati **12 µg/g** (San Nicolò in luglio) per il fosforo organico e **187 µg/g** (San Nicolò in novembre) per l'inorganico. La differenza di concentrazione del fosforo inorganico tra particolato ed il resto del sedimento era marcata nelle stazioni a matrice fine, in cui i valori del particolato sono il 30%-40% più elevati, mentre a San Nicolò e Petta di Bò, i cui sedimenti sono prevalentemente sabbiosi (più del 70%), le concentrazioni differiscono minimamente (<10%). A San Giuliano e Cà Roman il rapporto particolato/sedimento sul fosforo organico è circa 2:1, mentre per Petta di Bò, SMM e Fusina è circa 5:1. Nel particolato le concentrazioni del fosforo organico sono state circa la metà di quelle dell'inorganico, questo rapporto però non è valido per la stazione di San Nicolò (la cui matrice è composta da sabbia al 95%), in cui il fosforo organico era in rapporto 1:10 con l'inorganico. Le concentrazioni maggiori nel particolato sono state **379 µg/g** a (San Giuliano in gennaio) per la frazione organica, mentre **2039 µg/g** (a Fusina in gennaio) per quella inorganica. Invece, le concentrazioni più basse sono state **6 µg/g** (a San Nicolò in marzo) per la frazione organica e **189 µg/g** a (San Nicolò in gennaio) per quella inorganica.

Fosforo organico nel particolato

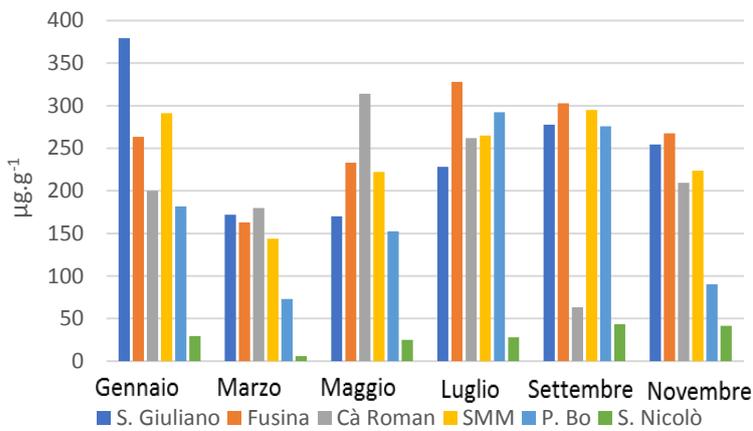


Figura 27 Andamento bimestrale del fosforo organico nel particolato

Fosforo inorganico nel particolato

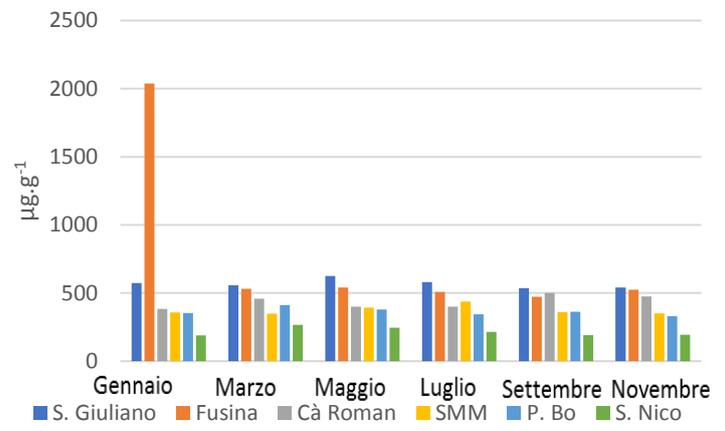


Figura 28 Andamento bimestrale del fosforo inorganico nel particolato

Fosforo organico nel sedimento

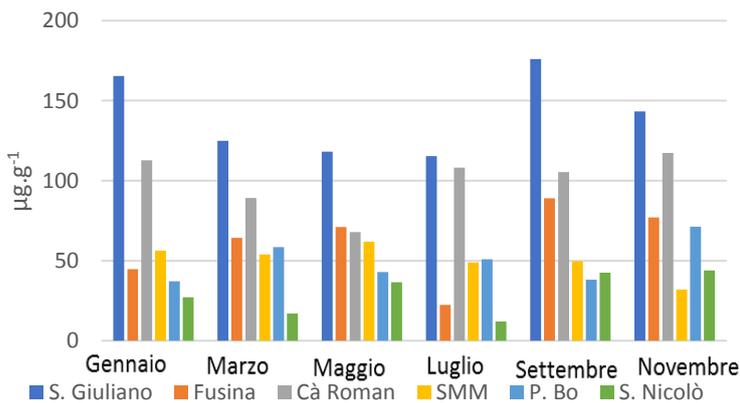


Figura 29 Andamento bimestrale del fosforo organico nel sedimento

Fosforo inorganico nel sedimento

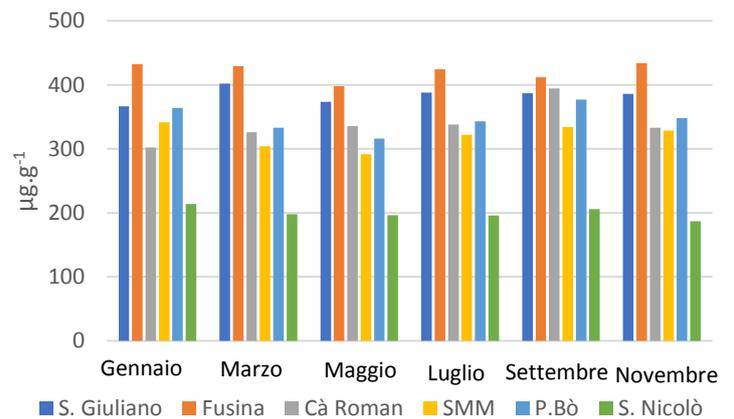


Figura 30 Andamento bimestrale del fosforo inorganico nel sedimento

4 Analisi statistica

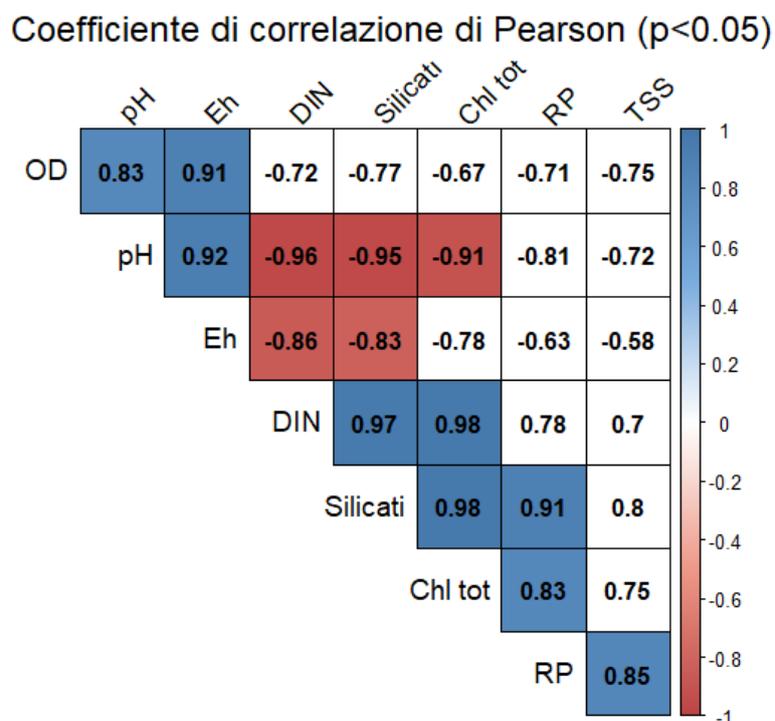
Benché siano state effettuate l'analisi di correlazione e l'analisi delle componenti principali è necessario premettere un cauto approccio all'interpretazione dei risultati, che pur apparendo significativi sono il risultato di interpolazioni su sei valori per parametro. L'analisi di correlazione e la PCA sono state sviluppate sui dati delle medie annuali per stazione.

4.1 Analisi di correlazione

Nella fase preliminare è stato fatto un confronto dei risultati ottenuti svolgendo sia l'analisi di correlazione di Pearson (parametrica), sia di Spearman (non parametrica). Avendo ottenuto più risultati significativi con Pearson si è scelto di utilizzare questo tipo di analisi per studiare le correlazioni tra i dati. Successivamente è stato fatto un test di significatività, ed avendo pochi dati per parametro (solo sei valori), è stato settato come valore significativo del p-value 0,05. Di conseguenza, è risultato dall'analisi di regressione che i coefficienti devono essere $>0,83$ o $-0,83 <$ per essere significativi.

4.1.1 Parametri dell'acqua

Tabella 1 coefficienti di correlazione di Pearson riguardanti i parametri dell'acqua. in blu i coefficienti con correlazione diretta, in rosso quelli con correlazione inversa.

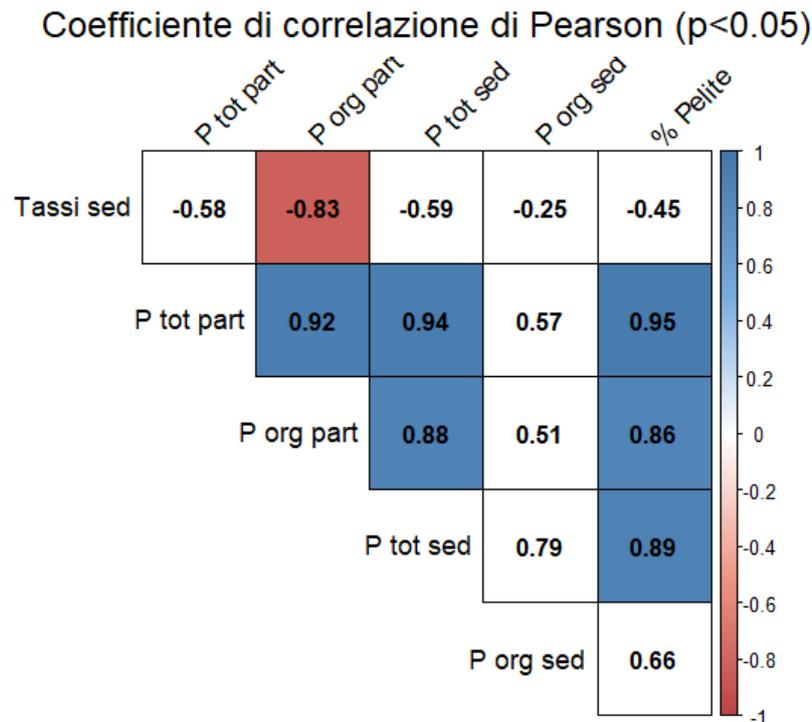


Il coefficiente di Pearson che presenta valori significativi con più parametri è il pH, il quale evidenzia una correlazione positiva con l'Eh e l'OD, mentre delle forti correlazioni inverse con le specie dell'azoto (DIN), i silicati e la clorofilla (**tabella 1**). L'Eh analogamente al pH è correlato positivamente con l'OD, ed inversamente con il DIN ed i silicati. I coefficienti di correlazione più alti si osservano tra i silicati, la clorofilla ed il DIN (0,97-0,98), mentre il fosforo reattivo presenta delle correlazioni leggermente meno significative con silicati e clorofilla (rispettivamente 0,91 e 0,83). La correlazione positiva tra clorofilla totale ed i silicati potrebbe indicare che non siano le diatomee a guscio siliceo a costituire la maggior parte della biomassa del fitoplancton, in quel caso dovrebbe esserci una correlazione negativa tra i due parametri (**Granéli et al., 1999**). Inoltre, la relazione positiva (0,85) tra il fosforo reattivo ed il TSS (totale solidi sospesi), potrebbe indicare che i solidi siano per la maggior parte di origine organica.

4.1.2 Parametri del sedimento

Il fosforo totale nel particolato e nel sedimento, ed anche il fosforo organico nel particolato, presentano una correlazione positiva altamente significativa con la % di pelite che compone il sedimento (**tabella 2**). Le relazioni appena descritte stanno a significare che un sedimento di granulometria fine ha un'alta capacità di trattenere gli elementi disponibili confronto ad un sedimento più denso e grossolano (ad esempio un sedimento prevalentemente sabbioso) (**Xiang & Zhou, 2011**). Invece, vi è una correlazione inversa e significativa tra il tasso di sedimentazione ed il fosforo organico nel particolato. Infine, non sono state rilevate correlazioni tra il pH ed i parametri del sedimento.

Tabella 2 coefficienti di correlazione di Pearson riguardanti i parametri del sedimento. in blu i coefficienti con correlazione diretta, in rosso quelli con correlazione inversa.



4.2 Analisi delle componenti principali

L'analisi delle componenti principali (PCA) restituisce quattro valori che descrivono il 99,12% della varianza. I fattori 1 e 2 sono stati utilizzati per costruire prospetto bidimensionale dello spazio vettoriale (Fig. 31), e rappresentano il 95,47% della varianza, mentre i fattori 3 e 4 solamente il 3,65%, per questo motivo non sono stati ritenuti idonei ad una rappresentazione grafica. Osservando il grafico si può

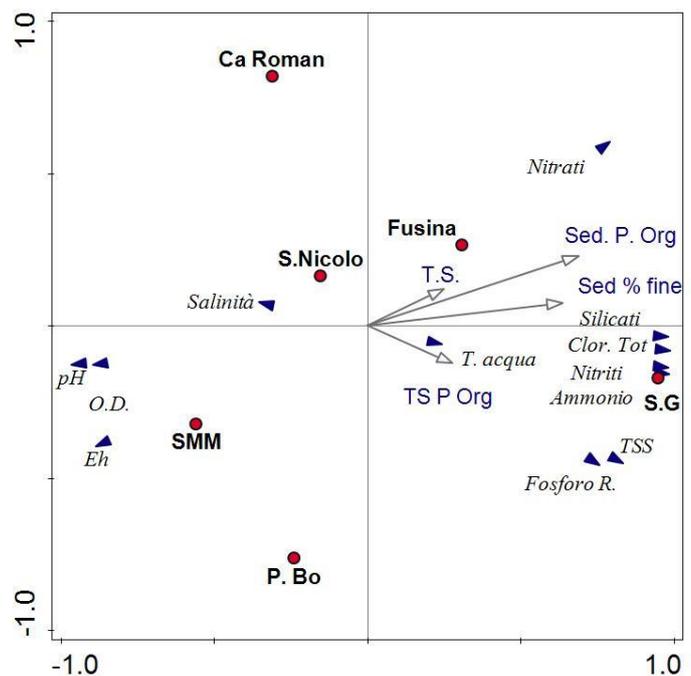


Figura 31 fattori 1 e 2 della PCA in cui sono riportati tutti i parametri. sono considerati significativi solamente i valori degli assi $> 0,83$ o $< -0,83$.

notare come i valori significativi siano tutti descritti dal fattore 1, il quale da solo descrive l'85,28% della varianza. Dalla lettura del grafico della PCA si evince che vi sono principalmente due gruppi di parametri significativi agli estremi dell'asse orizzontale. Sul verso positivo dell'asse sono in relazione tra loro nitriti, nitrati, ammonio, clorofilla totale, fosforo reattivo, silicati, TSS, il fosforo organico nel sedimento e la % di sedimento fine (pelite). Invece, sul verso negativo dell'asse i parametri significativamente rilevanti sono pH, OD ed Eh. Analizzando quindi i risultati espressi dalla PCA si possono descrivere principalmente due tipi di ambienti dalle differenti caratteristiche. Il primo è caratterizzato da un'elevata trofia (nutrienti, silicati e clorofille alti), un sedimento prevalentemente fine e presenza di solidi in sospensione, inoltre tende ad essere un ambiente riducente considerata la relazione inversa con i tre parametri pH, OD ed Eh. Il secondo tipo di ambiente al contrario è caratterizzato da bassa trofia e condizioni ossidanti. Le stazioni che più si avvicinano alle caratteristiche di questi due tipi di ambiente sono rispettivamente San Giuliano (per il primo tipo) e Santa Maria del Mare (per il secondo).

5 Discussione

5.1 Variazioni Spaziali

Le concentrazioni medie di fosforo reattivo riscontrate durante il 2019 nelle stazioni più vicine alle bocche di porto risultano più basse dei valori del decreto Ronchi-Costa del 23 aprile 1998, fissato in **0,8 μM** . Viceversa, il valore medio determinato nelle altre tre stazioni (San Giuliano, Fusina e Petta di Bò), supera tale limite. Per quanto riguarda il DIN, il limite fissato dalla legge, pari a **25 μM** , non viene superato in nessuna stazione di monitoraggio. I dati ottenuti sulle concentrazioni dei nutrienti e dei parametri legati alla limpidezza dell'acqua a San Giuliano mostrano come quest'area sia fortemente influenzata dagli apporti di acque dolci del fiume Osellino, che scarica nutrienti e particolato sospeso (**Sfriso et al., 2014**). Tale considerazione è evidenziata anche dai dati di salinità riscontrati. Inoltre, la zona

di San Giuliano-Campalto è soggetta alle attività di pesca alle vongole ed all’impatto causato dagli scarichi provenienti dalle aree limitrofe, che influenzano pesantemente la quantità di nutrienti disponibile nella colonna d’acqua (**Rova et al., 2019**). Come viene descritto in **Sfriso et al 2014**, lo stato ecologico di questa zona risulta sempre compromesso. La stazione di Fusina, localizzata vicino alla zona industriale di Marghera e al canale dei Petroli, in cui transitano molte imbarcazioni, è soggetta a una continua risponzione del sedimento e dallo scarico dalla zona industriale (**Rova et al., 2019**), che, come si evince dai dati, causa periodi di innalzamento delle concentrazioni di fosfato, azoto e favorisce la torbidità dell’acqua. Le concentrazioni di DIN presentano globalmente valori bassi rispetto alle medie determinate durante gli anni 80’ in laguna (**Sfriso et al., 2019**). Tuttavia, nell’area di San Giuliano, si rileva l’impatto delle acque dolci del Fiume Osellino anche per quanto riguarda l’azoto.

Come si può osservare dal grafico della PCA, i nutrienti, sono correlati ai parametri di clorofilla-*a* e silicati, infatti le aree con maggiore trofia sono quelle in cui i silicati e la clorofilla risultano più alti. Come descritto in **Sfriso & Buosi 2018**, gli apporti di acque dolci da parte dei fiumi determinano una maggiore quantità di silicati, e di conseguenza una più alta disponibilità, con un maggiore assorbimento da parte delle diatomee, componente importante della comunità fitoplanctonica. Per tale ragione, le stazioni più confinate e maggiormente legate all’acqua dolce, sono state quelle in cui i valori di clorofilla e le concentrazioni dei silicati sono risultate le più alte. Viceversa, nelle aree più vicine al mare le concentrazioni di silicati diminuiscono progressivamente, fino ad essere al di sotto della media. Per quanto riguarda i dati di pH, si può affermare come le variabilità di tale parametro siano presenti nelle stazioni con maggiore trofia (San Giuliano e Fusina), in cui, come descritto in **Sfriso et al., 2014**, la diversità macrofitica e il valore di stato ecologico risultano scarsi. Infatti, le specie sensibili, come le piccole alghe calcaree non potrebbero crescere con valori di pH bassi e variabili (**Sfriso et al., 2020**).

Il tempo di ricambio dell’acqua nelle varie zone della laguna, vincolato dalle attività di marea e dagli apporti di acqua dolce, determina le condizioni trofiche ed ecologiche (**Sfriso et al., 2014**). Come si può osservare dalla mappa in **Fig. 33**, le stazioni di San Giuliano e Fusina

hanno tempi maggiori di permanenza delle acque. Questo fattore può causare un accumulo di nutrienti sia nella colonna d'acqua sia nel sedimento.

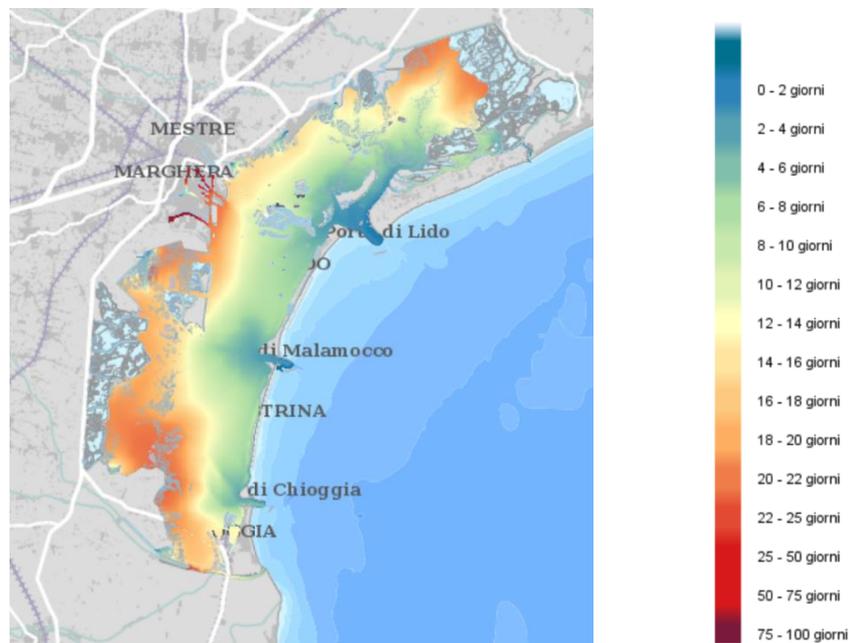


Figura 33 Tempi di residenza dell'acqua all'interno della laguna

L'analisi delle correlazioni ha evidenziato una relazione significativa tra le quantità di fosforo reattivo contenute nei sedimenti e nel particolato con la granulometria. Infatti, nei sedimenti più fini sono state riscontrate maggiori quantità di fosforo totale e in modo particolare quello organico. Tale fenomeno potrebbe essere legato al fatto che i sedimenti più limosi sono in grado di trattenere una maggiore quantità di sostanze (Sfriso et al., 2005). Le concentrazioni di fosforo totale maggiori sono state dunque rilevate a Fusina e San Giuliano, mentre le più basse erano a San Nicolò, dove il sedimento è composto da sabbia (con una tessitura tra 2 mm e 63 µm) per oltre il 95%.

Dai risultati delle analisi effettuate, si può affermare che i tassi di sedimentazione influenzino sia la trofia che la limpidezza dell'acqua (Sfriso et al., 2005). Si possono tenere in considerazione differenti fattori, tra cui il tipo di sedimento (fine o grossolano) ed il suo peso specifico, l'attività antropica nell'area della stazione di riferimento, la profondità dell'acqua ed i flussi idrodinamici. San Nicolò è risultata la stazione con la maggiore sedimentazione, poiché è situata in una zona interessata dal moto ondoso generato dai natanti, e dal forte

flusso di marea verso e dal mare (Solidoro et al., 2004). Tuttavia, la percentuale sabbiosa di questo sedimento, ne determina un peso maggiore rispetto ai sedimenti fini (Fig. 25). Infatti, il tasso di sedimentazione di San Nicolò è più del doppio di quello di San Giuliano, nonostante l'acqua nell'area di San Giuliano presenti molto particolato in sospensione. Invece, a SMM e Cà Roman, dove la matrice sabbiosa risulta al 50% sono state rilevate le medie annuali minori, poiché le acque risultano molto limpide (Sfriso et al., 2014).

5.2 Variazioni Stagionali dei parametri

L'andamento temporale dei parametri analizzati evidenziano chiaramente l'andamento stagionale e le condizioni metereologiche di tutto il periodo di studio. Le condizioni trofiche di un'area della laguna possono essere legate sia alla posizione sia alle variazioni dei parametri metereologici dell'area. Come mostrato nella Fig. 33 i mesi più piovosi sono stati in primavera ad aprile e maggio mentre in autunno durante il mese di novembre, quando è avvenuta anche la marea alta eccezionale (<https://www.cnr.it/en/press-note/attachment/n-1833>). In questi mesi, in particolar modo a novembre, le concentrazioni di nutrienti in tutte le stazioni mostrano valori più alti, rispetto all'intero periodo.

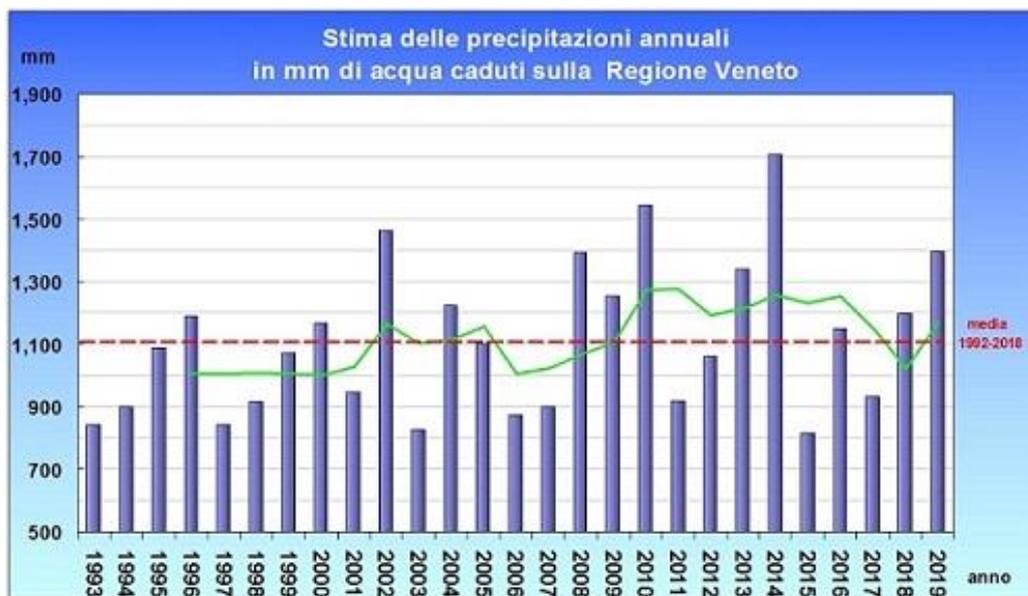


Figura 33 Stima delle precipitazioni annuali in Veneto in mm del periodo 1993-2019

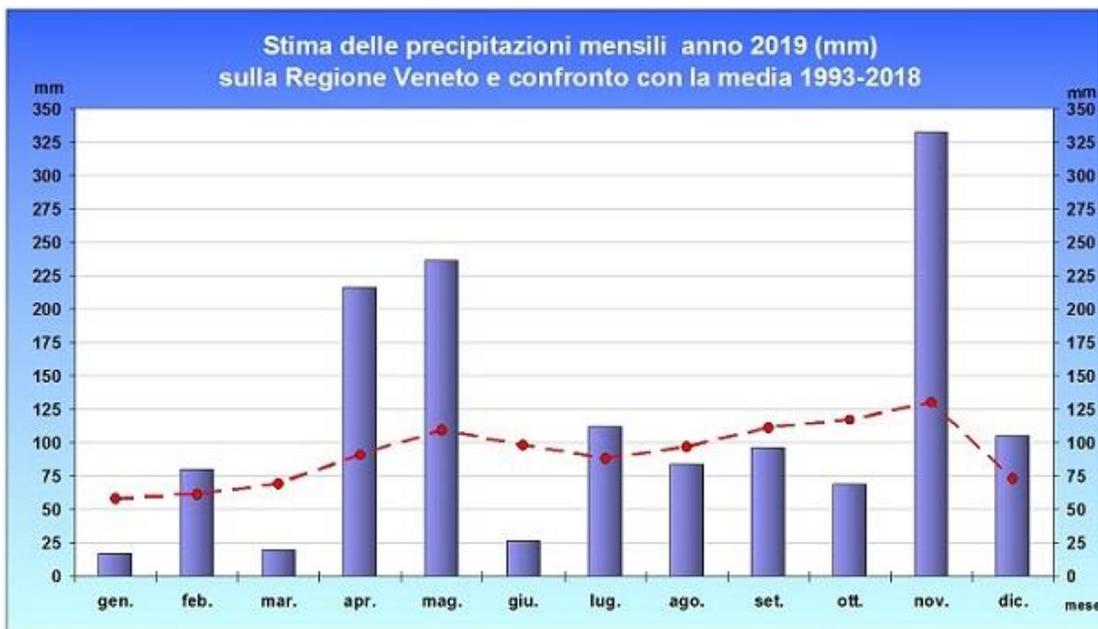


Figura 34 Precipitazioni in mm mensili in Veneto nel 2019

L'azoto inorganico disciolto (DIN), presenta le concentrazioni più basse nel periodo dell'anno che va da marzo ad agosto. Delle specie azotate solamente i nitriti hanno raggiunto concentrazioni relativamente elevate nel mese di maggio. Se si osservano i dati di piovosità nel 2019 (**Fig. 33 e 34**), si nota che nei mesi di aprile e maggio le precipitazioni sono state di gran lunga superiori alla media mensile del periodo 1993-2018. L'elevata piovosità ed il conseguente maggior apporto di acque di dilavazione dall'entroterra verso la laguna, potrebbe essere il motivo dell'aumento delle concentrazioni nei nitriti. A novembre durante l'evento eccezionale dell'alta marea, invece, le concentrazioni del DIN hanno raggiunto i valori più alti dell'anno, tale l'incremento si è osservato in tutte le stazioni ma in particolar modo a Cà Roman e San Giuliano. Questi eventi hanno causato variazioni significative anche nei valori di OD% e nel pH, in modo particolare nelle stazioni più confinate.

Nei mesi autunnali invece, con l'abbassamento delle temperature, la diminuzione della produzione primaria e le elevate precipitazioni di novembre (**Fig. 34**), le concentrazioni di clorofilla- α sono diminuite in tutte le stazioni.

La salinità è variata costantemente durante il periodo di studio, in alcuni casi le variazioni sono dovute alla marea e alla stagionalità, mentre negli altri probabilmente derivano da alcuni eventi verificatisi durante l'anno. Durante i mesi freddi invernali sono state misurate le salinità maggiori. Si può ipotizzare che la causa sia da collegare alla scarsa piovosità del periodo. Durante il tardo inverno del 2019 sono state registrate precipitazioni molto al di sotto della media 1993-2018 (**Fig. 33**), in particolare in gennaio e marzo non sono stati raggiunti nemmeno 20 mm di pioggia. Nel periodo estivo di luglio ed agosto, la concentrazione della salinità nell'acqua lagunare è nuovamente aumentata, probabilmente legata all'evaporazione dell'acqua, causata anche dalle alte temperature registrate, che hanno raggiunto il picco annuale proprio in luglio (superando i **30°C** a Fusina).

Le variazioni dei parametri chimici nel sedimento sono state relativamente più basse di quelle nella colonna d'acqua. Le concentrazioni riscontrate nel fosforo inorganico sia nel sedimento che nel particolato sono state stabili durante tutto l'anno, infatti le deviazioni standard sono minori del 10% dei valori di concentrazione (**allegati 16 e 17**). Viceversa, nel fosforo organico sono state osservate delle variazioni più significative sia nel particolato che nel sedimento (**allegati 16 e 17**). Nel particolato le concentrazioni più basse di fosforo organico sono state misurate in marzo, mentre nel sedimento nei mesi estivi.

I tassi di sedimentazione, ad esempio, sono risultati bassi nei mesi invernali, che sono caratterizzati da poco moto ondoso, e scarsi venti (**Fig. 35**). Le possibili cause di questo andamento potrebbero essere ricercate nell'intensità del vento, che nel 2019 ha raggiunto le massime velocità medie a maggio e nei mesi successivi, fino all'autunno (**Fig. 35**). Inoltre, l'aumento dei tassi di sedimentazione nelle stazioni a fanerogame (San Nicolò, SMM, Ca Roman, e Petta Bo) è avvenuto nel periodo dell'anno in cui le biomasse delle piante acquatiche diminuiscono notevolmente (**Sfriso and Ghetti, 1998**) (**Fig. 26**).

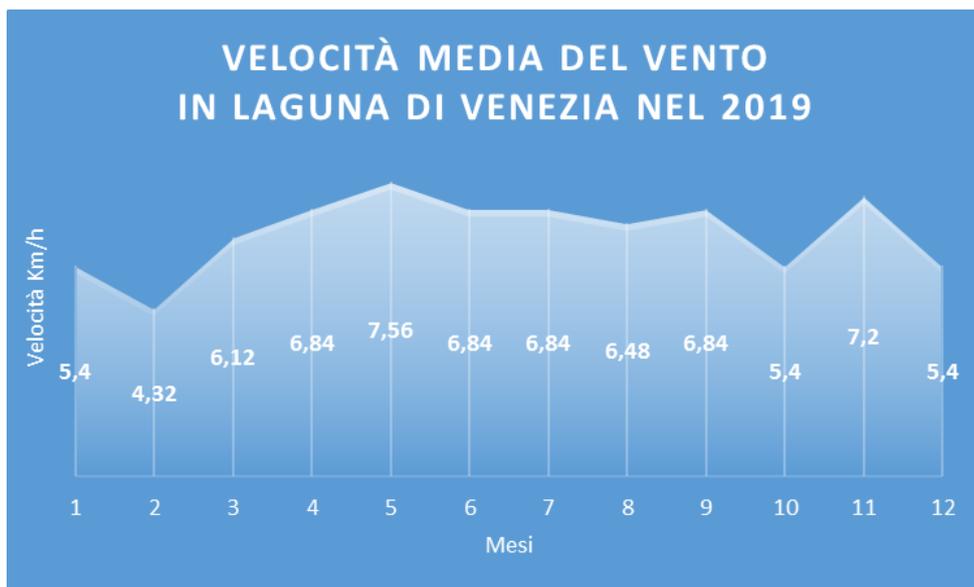


Figura 35 Dati Arpav sulla velocità del vento in laguna veneta media mensile, in Km/h.

6 Conclusioni

I dati ottenuti durante questo studio hanno permesso di evidenziare le differenze trofiche tra le diverse stazioni di indagine e valutare gli andamenti annuali dei parametri determinati, rispetto anche alle condizioni meteorologiche del periodo. Le stazioni che risultano più confinate, e di conseguenza hanno un minore ricambio dell'acqua (**Fig. 33**), sono maggiormente influenzate dagli apporti fluviali, hanno maggiori concentrazioni di nutrienti, di clorofilla e acque più torbide. Tali aree, come evidenziato in **Sfriso et al., 2009**, presentano uno stato ecologico compromesso e assenza di specie di macrofite sensibili, come fanerogame e macrolaghe calcaree. Viceversa, le aree in prossimità delle bocche di porto, e quindi strettamente legate alle condizioni marine, risentono molto meno degli apporti fluviali e delle piovosità annuali, e di conseguenza mantengono trofia bassa e acque più limpide (**Sfriso et al., 2014**). Tali stazioni, sono caratterizzate da praterie estese di *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltei* (**Sfriso & Facca, 2011**).

Per quanto concerne i sedimenti, che presentano una variabilità nei parametri molto inferiore rispetto all'acqua, si osserva come anche in questo caso, le stazioni il cui sedimento

è prevalentemente sabbioso (le più vicine al mare) abbiano una concentrazione di componente organica di fosforo e azoto molto più bassa delle aree dove il sedimento è limoso. Il sedimento fine trattiene maggiormente nutrienti e materiale organico (**Sfriso et al., 2009**), e nelle zone caratterizzate da sedimento limoso, la ri-sospensione causata da fattori meteorologici e attività antropica può generare lo spostamento dei nutrienti intrappolati nel sedimento nella colonna d'acqua, tornando disponibili per le specie di macrofite opportuniste e tionitrofile (**Sfriso et al., 2009**). In conclusione, si può quindi affermare che le aree più interne della laguna sono quelle che subiscono la maggiore quantità di fattori di stress ambientale (**Sfriso & Buosi 2018**), e la loro qualità ecologica è considerata scarsa (**Sfriso et al., 2014**), viceversa le zone più vicine al mare presentano condizioni nettamente migliori (**Sfriso et al., 2019**) e sono meno soggette agli effetti dei fattori meteorologici ed antropici.

7 BIBLIOGRAFIA:

Aspila, K. I., Agemian, H., & Chau, A. S. Y. (1976). A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101(1200), 187-197.

Baschieri, P. (1996). Cenni generali sulla morfologia lagunare. *La Laguna di Venezia. Filippi, Venezia*, 25-30.

Buosi, A., & Sfriso, A. (2017). Macrophyte assemblage composition as a simple tool to assess global change in coastal areas. Freshwater impacts and climatic changes. *Science of the Total Environment*, 605, 559-568.

Busnardo, G. (2013). *Analisi di alcuni indicatori idrodinamici della qualità delle acque nella laguna di Venezia*. Tesi specialistica, Università degli studi di Padova, 27-30

- Carbognin, L., Teatini, P., & Tosi, L. (2004). Eustacy and land subsidence in the Venice Lagoon at the beginning of the new millennium. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 345-353.
- Cavazzoni, S. (1995). La laguna: origine ed evoluzione. *La laguna di Venezia, Verona*, 41-75.
- Coraci, E., Umgiesser, G., & Zonta, R. (2007). Hydrodynamic and sediment transport modelling in the canals of Venice (Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75(1-2), 250-260.
- Cossu, R., de Fraja Frangipane, E., Degobbis, D., Orio, A. A., & Andreottola, G. (1987). Pollution and eutrophication in the Venice lagoon. *Water Science and Technology*, 19(5-6), 813-822.
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio. 23 ottobre, 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- Donnici, S., Madricardo, F., & Serandrei-Barbero, R. (2017). Sedimentation rate and lateral migration of tidal channels in the Lagoon of Venice (Northern Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 354-366.
- Eppley, R. W., Coatsworth, J. L., Solorzano, L. (1969). Studies of nitrate reductase in marine phytoplankton. *Limnology and oceanography*, 14(2), 194-205.
- Facca, C., Pellegrino, N., Ceoldo, S., Tibaldo, M., Sfriso, A. (2011). Trophic Conditions in the Waters of the Venice Lagoon (Northern Adriatic Sea, Italy). *Open Oceanography Journal*, 5, 1-13.
- Granéli, E., Carlsson, P., Turner, J. T., Tester, P. A., Béchemin, C., Dawson, R., & Funari, E. (1999). Effects of N: P: Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the northern Adriatic Sea. I. Nutrients, phytoplankton biomass, and polysaccharide production. *Aquatic Microbial Ecology*, 18(1), 37-54.
- Ivajnsič, D., Kaligarič, M., Fantinato, E., Del Vecchio, S., & Buffa, G. (2018). The fate of coastal habitats in the Venice Lagoon from the sea level rise perspective. *Applied Geography*, 98, 34-42.

- Krumbein, W. C. (1934). Size frequency distributions of sediments. *Journal of sedimentary Research*, 4(2), 65-77.
- Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and oceanography*, 12(2), 343-346.
- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A. J., Mee, L. D., Vermaat, J. E., Artioli, Y., Humborg, C., & Wulff, F. (2009). How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 583-596.
- Micheletti, C., Gottardo, S., Critto, A., Chiarato, S., & Marcomini, A. (2011). Environmental quality of transitional waters: the lagoon of Venice case study. *Environment international*, 37(1), 31-41.
- Morris, A. W., Riley, J. P. (1963). The determination of nitrate in sea water. *Analytica Chimica Acta*, 29, 272-279.
- Murphy, J., Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- Orel, G, Boatto, V, Sfriso, A, Pellizzato, M. (2000). Fishing Sources Management Plan for the Lagoons of the Venice Province (In Italian). Provincia di Venezia editor. Benevento, Sannioprint, 102.
- Pranovi, F., Curiel, D., Rismondo, A., Marzocchi, M. (1994). Search in. *Sci. mar*, 64(3), 303-310.
- Pranovi, F., Da Ponte, F., & Torricelli, P. (2007). Application of biotic indices and relationship with structural and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a long time series of data. *Marine Pollution Bulletin*, 54(10), 1607-1618.
- Richards, F. A., Kletsch, R. A. (1964). *The spectrophotometric determination of ammonia and labile amino compounds in fresh and seawater by oxidation to nitrite* (No. 97). WASHINGTON UNIV SEATTLE.
- Riley, J. P. (1953). The spectrophotometric determination of ammonia in natural waters with particular reference to sea-water. *Analytica Chimica Acta*, 9, 575-589.

- Rova, S., Müller, F., Meire, P., & Pranovi, F. (2019). Sustainability perspectives and spatial patterns of multiple ecosystem services in the Venice lagoon: Possible roles in the implementation of the EU Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 98, 556-567.
- Salviato, S. (2000). vegetazione alofila e morfologia delle barene. Tesi di Dottorato, pag. 1-10.
- Scortegagna, U. (2009). *LA LAGUNA DI VENEZIA: GENESI ED EVOLUZIONE*. Materiale didattico formativo, Assessorato Ambiente, 1-11.
- Saxena, A., Tiwari, A., Kaushik, R., Iqbal, H. M., & Parra-Saldívar, R. (2020). Diatoms recovery from wastewater: Overview from an ecological and economic perspective. *Journal of Water Process Engineering*, 101705.
- Sfriso, A. (2013) “contaminazione da metalli nella vongola filippina e nell'ambiente del bacino centrale della laguna di venezia”. Tesi specialistica, Università degli studi Cà Foscari.
- Sfriso, A. (2000). Eutrophication and pollution of waters and sediments in the central part of the Venice lagoon. In CNV, MAV, LLPP (Eds.), *New interventions for the environmental Venice safety* (in Italian). Venice.
- Sfriso, A., Argese, E., Bettioli, C., & Facca, C. (2008). Tapes philippinarum seed exposure to metals in polluted areas of the Venice lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(4), 581-590.
- Sfriso A, Bonometto A, Boscolo R, Bruno S, Buosi A, Facca C, Franzoi P, Oselladore F, Parravicini M, Ponis E, Scapin L, Siega A, Volpe V (2018) Trapianto delle piante acquatiche per il ripristino dell'habitat “Lagune Costiere”. Linee Guida dall'esperienza del progetto Life Natura SERESTO: 1–81
- Sfriso, A., & Buosi, A. (2018, June). Trophic status changes in the Venice Lagoon during the last 40 years. In *Convegno: 49° Congresso SIBM, Genova* (pp. 4-8).
- Sfriso, A., Buosi, A., Mistri, M., Munari, C., Franzoi, P., & Sfriso, A. A. (2019). Long-term changes of the trophic status in transitional ecosystems of the northern Adriatic Sea, key parameters and future expectations: The lagoon of Venice as a study case. *Nature Conservation*, 34, 193.

- Sfriso, A., Buosi, A., Wolf, M. A., Sciuto, K., Molinaroli, E., Moro, I., ... & Sfriso, A. A. (2020). Microcalcareous seaweeds as sentinels of trophic changes and CO₂ trapping in transitional water systems. *Ecological Indicators*, *118*, 106692.
- Sfriso, A, Ceoldo, S, Facca, C, Pellegrino, E. (2004). Nutrient concentrations in the waters of the Venice lagoon. *CoastWetChange*, *4*, 130-136.
- Sfriso, A., & Facca, C. (2011). Macrophytes in the anthropic constructions of the Venice littorals and their ecological assessment by an integration of the "CARLIT" index. *Ecological indicators*, *11*(3), 772-781.
- Sfriso, A., Facca, C., Bonometto, A., & Boscolo, R. (2014). Compliance of the macrophyte quality index (MaQI) with the WFD (2000/60/EC) and ecological status assessment in transitional areas: The Venice lagoon as study case. *Ecological indicators*, *46*, 536-547.
- Sfriso, A., Facca, C., Ghetti, P. F. (2003). Temporal and spatial changes of macroalgae and phytoplankton in a Mediterranean coastal area: the Venice lagoon as a case study. *Marine Environmental Research*, *56*(5), 617-636.
- Sfriso, A., Facca, C., Ceoldo, S. (2009). *Nutrient Changes in Surface Sediments of the Venice Lagoon Central Basin*. XIX congresso associazione italiana di oceanografia e limnologia, pp. 62.
- Sfriso, A., Facca, C., Ceoldo, S., Marcomini, A. (2005). Recording the occurrence of trophic level changes in the lagoon of Venice over the '90s. *Environment International*, *31*(7), 993-1001.
- Sfriso, A., Facca, C., & Marcomini, A. (2005). Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International*, *31*(7), 983-992.
- Sfriso, A., Facca, C. (2007). Distribution and production of macrophytes and phytoplankton in the lagoon of Venice: comparison of actual and past situation. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues* Springer Netherlands, 71-85.

- Sfriso, A., Facca, C., & Ghetti, P. F. (2007). Rapid Quality Index (R-MaQI), based mainly on macrophyte associations, to assess the ecological status of Mediterranean transitional environments. *Chemistry and Ecology*, 23(6), 493-503.
- Sfriso, A., Facca, C., & Ghetti, P. F. (2009). Validation of the Macrophyte Quality Index (MaQI) set up to assess the ecological status of Italian marine transitional environments. *Hydrobiologia*, 617(1), 117-141.
- Sfriso, A., & Ghetti, P. F. (1998). Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61(3), 207-223.
- Sfriso, A., Marcomini, A., Pavoni, B., & Orio, A. A. (1993). Species composition, biomass, and net primary production in shallow coastal waters: the Venice Lagoon. *Bioresource Technology*, 44(3), 235-249.
- Solidoro, C., Bandelj, V., Bernardi, F. A., Camatti, E., Ciavatta, S., Cossarini, G., ... & Torricelli, P. (2010). Response of Venice Lagoon ecosystem to natural and anthropogenic pressures over the last 50 years. In *Coastal lagoons: Critical habitats of environmental change* (Vol. 19, pp. 483-511). CRC Press Boca Raton, FL.
- Solidoro, C., Canu, D. M., Cucco, A., & Umgiesser, G. (2004). A partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation. *Journal of Marine Systems*, 51(1-4), 147-160.
- Strickland, J. D., Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Fish. Res. Bd. Canada. Bull. 1972. Ottawa, 167, 310.
- Tosi, L., Teatini, P., & Strozzi, T. (2013). Natural versus anthropogenic subsidence of Venice. *Scientific reports*, 3(1), 1-9.
- Udden, J. A. (1898). *The mechanical composition of wind deposits* (No. 1). Lutheran Augustana book concern, printers.

Umgiesser, G. (2020). The impact of operating the mobile barriers in Venice (MOSE) under climate change. *Journal for Nature Conservation*, 54, 125783.

Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.

XIANG, S. L., & ZHOU, W. B. (2011). Phosphorus forms and distribution in the sediments of Poyang Lake, China. *International Journal of Sediment Research*, 26(2), 230-238.

Zhang, P., Chen, Y., Peng, C., Dai, P., Lai, J., Zhao, L., & Zhang, J. (2020). Spatiotemporal variation, composition of DIN and its contribution to eutrophication in coastal waters adjacent to Hainan Island, China. *Regional Studies in Marine Science*, 37, 101332.

SITOGRAFIA:

www.isprambiente.gov.it

www.comune.venezia.it

www.mosevenezia.eu

www.arpa.veneto.it

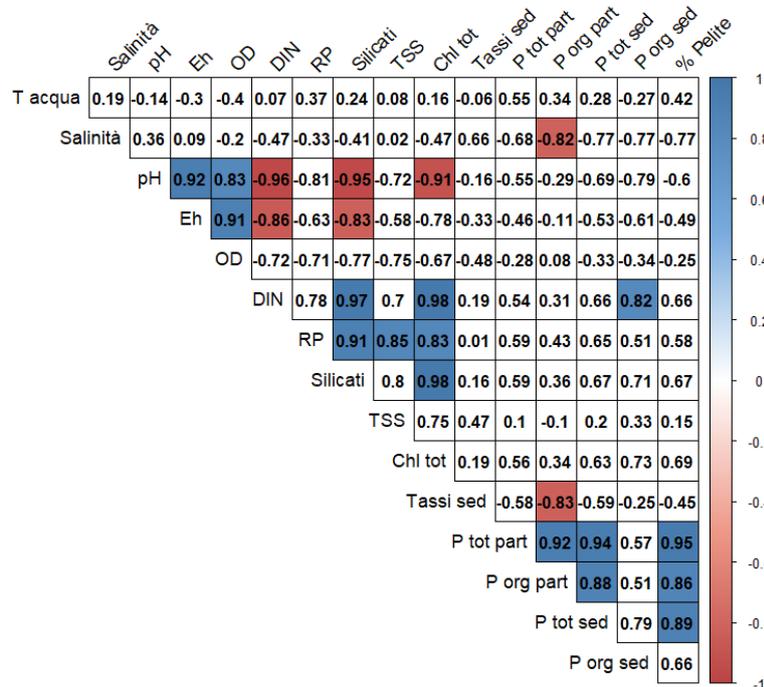
www.atlantedellalaguna.it

<https://www.cnr.it/en/press-note/attachment/n-1833>

ALLEGATI:

Allegato 1. sono rappresentati i coefficienti di correlazione di Pearson di tutti i parametri analizzati. in blu i coefficienti con correlazione diretta, in rosso quelli con correlazione inversa.

Coefficiente di correlazione di Pearson (p<0.05)



Allegati:

Allegato 2 Temperatura mensile e medie stagionali

T in C°	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	6,8	5,5	7,1	4,9	8,8	5,8
Febbraio	9,3	8,6	7,9	10,3	12,3	7,9
Marzo	11,6	13,2	11,1	12,5	15,7	13,5
Aprile	13,9	12,9	13,4	16,2	15,9	15,8
Maggio	15,3	16,4	17,5	16,8	20,0	19,4
Giugno	25,8	28,2	25,8	27,4	27,3	27,0
Luglio	29,6	27,1	26,2	28,5	30,2	29,9
Agosto	26,6	28,0	27,7	26,2	27,4	26,2
Settembre	21,2	23,8	23,2	20,5	24,9	24,6
Ottobre	20,0	18,8	17,7	19,9	21,3	20,0
Novembre	15,1	14,0	12,8	13,9	13,9	13,1
Dicembre	10,2	9,6	10,0	7,6	10,9	6,4
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	9,23	9,10	8,70	9,23	12,27	9,07
primavera	18,33	19,17	18,90	20,13	21,07	20,73
estate	25,80	26,30	25,70	25,07	27,50	26,90
autunno	15,10	14,13	13,50	13,80	15,37	13,17
dev. St.	7,44	7,95	7,45	7,72	7,18	8,37

Allegato 3 Salinità mensile e medie stagionali

S in psu	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	36,3	31,0	30,9	32,1	30,2	33,4
Febbraio	28,9	28,4	35,1	24,9	29,6	32,4
Marzo	34,5	35,1	35,4	28,0	32,9	31,1
Aprile	34,3	19,8	24,9	23,0	26,9	19,7
Maggio	31,4	25,6	22,6	12,3	24,0	26,0
Giugno	28,7	17,3	22,3	30,9	22,9	29,7
Luglio	33,3	26,7	25,5	28,3	30,1	31,7
Agosto	35,3	26,8	26,9	24,8	29,5	32,6
Settembre	32,9	28,9	26,2	29,3	32,0	32,6
Ottobre	35,2	29,2	24,8	24,6	30,7	30,7
Novembre	29,1	28,0	34,0	16,0	25,6	27,0
Dicembre	31,4	18,6	19,9	25,5	32,7	25,1
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	33,21	31,50	33,84	28,34	30,90	32,31
primavera	31,48	20,90	23,24	22,05	24,60	25,11
estate	33,86	27,46	26,21	27,49	30,52	32,30
autunno	31,91	25,24	26,23	22,05	29,67	27,60
dev. St.	2,68	5,26	5,26	5,80	3,33	4,12

Allegato 4 pH mensile e medie stagionali

pH	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	8,25	8,27	8,34	8,15	8,12	8,23
Febbraio	8,23	8,27	8,16	8,03	8,02	8,03
Marzo	8,00	8,22	8,03	7,81	7,98	8,10
Aprile	8,07	8,14	8,08	7,92	7,92	8,12
Maggio	8,14	8,27	8,22	7,98	7,99	8,05
Giugno	8,12	8,53	8,08	7,94	7,98	8,05
Luglio	8,19	8,12	8,15	8,20	8,47	8,58
Agosto	8,27	8,18	8,05	8,13	8,31	8,26
Settembre	8,37	8,44	8,23	7,98	8,26	8,22
Ottobre	8,26	8,35	8,09	7,95	8,10	8,18
Novembre	8,24	8,17	8,41	8,07	8,14	8,17
Dicembre	8,27	8,22	8,21	8,19	8,29	8,32
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	8,16	8,25	8,18	8,00	8,04	8,12
primavera	8,11	8,31	8,13	7,95	7,96	8,07
estate	8,28	8,25	8,14	8,10	8,35	8,35
autunno	8,26	8,25	8,24	8,07	8,18	8,22
dev. St.	0,10	0,12	0,12	0,12	0,17	0,15

Allegato 5 Eh mensile e medie stagionali

Eh in mV	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	460	425	387	433	355	410
Febbraio	197	262	246	197	192	242
Marzo	217	244	268	203	232	243
Aprile	270	233	202	184	225	305
Maggio	252	244	249	234	259	238
Giugno	245	389	354	192	233	239
Luglio	272	328	236	204	196	236
Agosto	286	244	267	310	328	332
Settembre	337	385	247	279	333	331
Ottobre	301	273	329	329	360	372
Novembre	286	298	317	342	364	326
Dicembre	298	320	303	336	215	240
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	291	310	300	278	260	298
primavera	256	289	268	203	239	261
estate	298	319	250	264	286	300
autunno	295	297	316	336	313	313
dev. St.	66,92	65,95	54,46	79,91	67,98	61,16

Allegato 6 Concentrazione mensile dell'Ossigeno Disciolto e medie stagionali

OD in %	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	125	113	123	115	99	114
Febbraio	137	90	117	91	120	126
Marzo	136	133	98	98	99	125
Aprile	111	95	116	88	116	125
Maggio	90	125	136	79	130	85
Giugno	106	260	111	54	59	79
Luglio	84	197	100	69	128	107
Agosto	66	168	115	31	109	92
Settembre	52	171	102	52	67	47
Ottobre	120	129	100	80	59	118
Novembre	44	84	86	83	65	115
Dicembre	60	58	58	90	53	100
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	133	112	113	102	106	122
primavera	102	160	121	74	102	96
estate	68	178	106	51	101	82
autunno	75	90	81	84	59	111
dev. St.	33,01	56,07	19,99	22,97	29,27	23,75

Allegato 7 Concentrazione mensile del Fosforo Reattivo e medie stagionali

RP in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	0,05	0,07	0,08	0,18	0,30	0,08
Febbraio	0,18	0,08	0,08	0,45	0,28	0,13
Marzo	0,11	0,07	0,12	0,40	0,19	0,12
Aprile	0,28	1,06	2,02	0,61	0,26	0,10
Maggio	0,19	0,13	0,19	0,84	0,32	0,14
Giugno	0,12	0,10	0,12	0,33	0,38	0,08
Luglio	0,44	0,14	0,10	0,33	1,90	1,01
Agosto	0,07	0,84	0,06	0,39	0,19	0,86
Settembre	0,22	1,35	0,17	4,95	3,77	2,49
Ottobre	0,29	0,15	0,09	0,55	2,46	2,40
Novembre	1,33	0,11	0,39	0,38	0,92	3,82
Dicembre	1,72	0,09	0,12	6,90	0,51	0,19
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	0,11	0,08	0,09	0,35	0,26	0,11
primavera	0,20	0,43	0,78	0,59	0,32	0,10
estate	0,24	0,78	0,11	1,89	1,95	1,46
autunno	1,11	0,12	0,20	2,61	1,30	2,14
dev. St.	0,54	0,46	0,55	2,18	1,15	1,27

Allegato 8 concentrazione mensile dei Silicati e medie stagionali

Si in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	2,86	2,22	3,00	3,67	18,75	2,83
Febbraio	2,32	1,52	0,66	18,18	7,17	1,06
Marzo	1,48	2,32	2,90	9,22	9,86	2,66
Aprile	7,47	11,88	14,75	35,08	32,15	20,13
Maggio	25,05	37,27	39,59	68,55	38,25	30,20
Giugno	25,10	12,12	10,15	12,12	25,32	17,27
Luglio	28,99	11,99	27,67	45,96	33,03	25,86
Agosto	15,15	14,39	16,41	32,47	14,85	18,33
Settembre	14,88	9,43	10,20	28,85	21,04	13,10
Ottobre	10,40	12,22	10,81	18,48	13,84	14,61
Novembre	20,81	11,56	13,53	58,02	20,45	28,63
Dicembre	14,44	5,15	5,5	18,85	12,29	8,79
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	2,22	2,02	2,18	10,36	11,93	2,18
primavera	19,21	20,42	21,50	38,58	31,90	22,53
estate	19,67	11,93	18,10	35,76	22,97	19,09
autunno	15,22	9,65	9,94	31,79	15,53	17,34
dev. St.	9,49	9,46	11,16	19,98	9,86	10,06

Allegato 9 Concentrazione mensile dei Nitriti e medie stagionali

NO2- in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	0,57	0,53	0,92	1,06	1,24	0,73
Febbraio	0,63	0,68	0,23	1,38	0,78	0,38
Marzo	0,36	0,15	0,11	0,80	0,65	0,27
Aprile	0,14	0,22	0,14	1,58	1,25	0,45
Maggio	0,63	0,84	1,07	3,05	0,95	1,97
Giugno	0,33	0,11	0,22	0,17	0,88	0,15
Luglio	0,36	0,31	0,48	1,68	0,52	0,38
Agosto	0,40	0,22	0,13	1,85	0,14	0,27
Settembre	0,81	0,28	0,35	1,89	1,15	0,60
Ottobre	0,66	0,42	0,36	1,29	1,12	0,60
Novembre	0,78	0,44	0,57	2,19	1,29	1,38
Dicembre	1,27	0,60	0,82	2,43	1,50	0,83
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	0,52	0,45	0,42	1,08	0,89	0,46
primavera	0,37	0,39	0,48	1,60	1,03	0,85
estate	0,53	0,27	0,32	1,81	0,60	0,42
autunno	0,90	0,48	0,58	1,97	1,30	0,94
dev. St.	0,30	0,23	0,33	0,76	0,38	0,52

Allegato 10 Concentrazione mensile dei Nitrati e medie stagionali

NO3- in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	2,94	1,44	2,68	7,70	22,14	5,69
Febbraio	1,45	0,65	0,09	4,13	8,27	1,14
Marzo	0,91	0,53	1,11	2,42	2,17	0,72
Aprile	0,45	4,39	0,30	2,91	4,18	1,07
Maggio	1,38	1,91	2,42	5,23	2,30	2,49
Giugno	3,04	0,16	0,84	2,55	1,39	0,58
Luglio	0,09	0,21	0,11	1,03	0,55	0,35
Agosto	1,20	0,15	0,26	0,42	0,07	0,07
Settembre	6,80	2,13	1,56	11,2	4,06	2,09
Ottobre	1,21	1,19	1,40	6,95	3,17	0,81
Novembre	18,0	3,32	43,0	29,6	14,7	3,06
Dicembre	4,06	0,81	2,06	7,56	1,64	1,58
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	1,77	0,87	1,29	4,75	10,86	2,52
primavera	1,62	2,15	1,19	3,56	2,62	1,38
estate	2,70	0,83	0,64	4,23	1,56	0,84
autunno	7,77	1,77	15,50	14,71	6,49	1,82
dev. St.	4,95	1,34	12,12	7,85	6,64	1,56

Allegato 11 Concentrazione mensile dell'Ammonio e medie stagionali

NH4+ in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	0,16	1,65	0,51	3,39	1,89	1,55
Febbraio	1,01	1,00	0,69	6,63	3,07	2,18
Marzo	1,04	0,98	0,87	6,95	5,19	1,32
Aprile	5,96	3,15	0,49	12,4	5,43	1,32
Maggio	1,61	1,92	1,91	15,6	8,01	1,36
Giugno	3,56	1,56	2,29	1,49	3,69	2,48
Luglio	3,93	3,14	1,89	8,14	7,32	3,80
Agosto	1,38	0,67	1,31	17,0	0,89	2,46
Settembre	1,98	0,55	0,73	17,7	1,37	2,75
Ottobre	3,52	0,71	1,93	8,48	2,47	2,26
Novembre	2,17	2,66	8,02	19,2	5,28	7,29
Dicembre	0,22	0,39	1,16	9,62	0,79	1,36
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	0,74	1,21	0,69	5,66	3,38	1,68
primavera	3,71	2,21	1,56	9,80	5,71	1,72
estate	2,43	1,45	1,31	14,28	3,20	3,00
autunno	1,97	1,25	3,70	12,43	2,85	3,64
dev. St.	1,72	1,00	2,05	5,79	2,45	1,68

Allegato 12 Concentrazione mensile del DIN e medie stagionali

DIN in μM	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	3,68	3,62	4,11	12,14	25,3	7,97
Febbraio	3,09	2,32	1,02	12,13	12,1	3,70
Marzo	2,31	1,66	2,09	10,18	8,00	2,31
Aprile	6,55	7,76	0,92	16,84	10,9	2,83
Maggio	3,62	4,66	5,39	23,83	11,3	5,82
Giugno	6,93	1,83	3,36	4,21	5,96	3,22
Luglio	4,38	3,66	2,48	10,86	8,39	4,54
Agosto	2,99	1,04	1,70	19,31	1,11	2,81
Settembre	9,60	2,96	2,64	30,80	6,58	5,43
Ottobre	5,39	2,32	3,69	16,71	6,75	3,67
Novembre	21,0	6,42	51,6	51,01	21,2	11,7
Dicembre	5,56	1,79	4,04	19,61	3,9	3,77
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	3,03	2,53	2,40	11,48	15,13	4,66
primavera	5,70	4,75	3,22	14,96	9,36	3,96
estate	5,66	2,55	2,27	20,32	5,36	4,26
autunno	10,65	3,51	19,79	29,11	10,64	6,39
dev. St.	5,08	2,04	14,14	12,26	6,92	2,69

Allegato 13 Concentrazione mensile della Clorofilla-a e medie stagionali

Chl- α in $\mu\text{g/L}$	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
Gennaio	0,64	0,48	1,92	1,60	1,92	0,64
Febbraio	4,01	1,28	1,76	1,92	0,96	2,56
Marzo	0,64	0,16	0,16	5,07	0,96	0,16
Aprile	0,75	1,05	0,75	1,20	1,35	0,60
Maggio	0,90	2,99	0,60	2,54	1,64	1,64
Giugno	0,96	0,24	0,24	9,29	0,32	0,80
Luglio	1,84	0,88	1,60	17,59	4,17	1,76
Agosto	1,60	0,96	1,92	14,02	16,02	1,84
Settembre	1,12	0,80	0,72	4,49	3,52	0,64
Ottobre	1,12	0,96	0,96	1,28	1,44	1,12
Novembre	0,64	0,32	0,16	0,80	0,48	0,64
Dicembre	0,32	0,32	0,16	0,16	1,12	0,16
medie stag.	San Nicolò	S.M.M.	Ca'Roman	San Giuliano	Fusina	Petta di Bò
inverno	1,76	0,64	1,28	2,87	1,28	1,12
primavera	0,87	1,43	0,53	4,34	1,10	1,01
estate	1,52	0,88	1,42	12,03	7,90	1,42
autunno	0,69	0,53	0,43	0,75	1,01	0,64
dev. St.	0,98	0,76	0,71	5,68	4,31	0,75

Allegato 14 Ripartizione in % tra sabbia e pelite nelle stazioni

SABBIA %	San Giuliano	Fusina	Ca' Roman	SMM	Petta di Bo'	San Nicolò
Gennaio	12,7	18,8	51,5	41,7	71,0	96,1
Marzo	16,4	17,8	56,3	44,2	72,6	95,8
Maggio	13,3	17,4	53,9	47,1	72,3	95,4
Luglio	16,1	16,4	56,8	46,4	71,6	95,6
Settembre	13,4	17,4	55,9	45,7	71,9	95,7
Novembre	10,9	16,5	59,5	41,4	76,4	95,2
PELITE %	San Giuliano	Fusina	Ca' Roman	SMM	Petta di Bo'	San Nicolò
Gennaio	87,3	81,3	48,5	58,3	29,0	3,9
Marzo	83,6	82,2	43,7	55,8	27,4	4,2
Maggio	86,7	82,6	46,1	52,9	27,7	4,6
Luglio	83,9	83,6	43,2	53,6	28,4	4,4
Settembre	86,6	82,6	44,1	54,3	28,1	4,3
Novembre	89,1	83,5	40,5	58,6	23,6	4,8

Allegato 15 Tassi di sedimentazione medi mensili in grammi al giorno su metro quadro

tassi di sedimentazione	Petta di Bò	Fusina	San Giuliano	Ca' Roman	SMM	S.N
	$g\ m^{-2}\ d^{-1}$					
Gen	324	55	332	297	96	1026
Feb	135	34	430	146	22	1509
Mar	205	221	841	138	65	2161
Apr	584	1269	1127	231	45	1383
Mag	578	1703	2006	264	48	2317
Giu	69	772	1087	161	68	2747
Lug	51	425	682	249	59	2203
Ago	140	358	607	256	147	3320
Set	345	500	1424	295	176	2456
Ott	435	657	1060	260	322	1567
Nov	692	979	424	239	358	1612
Dic	487	69	351	241	281	1568
dev. St.	218,97	520,47	504,82	54,28	117,80	658,44

Allegato 16 Concentrazioni in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ di fosforo organico ed inorganico nel particolato

organico	S. Giuliano	Fusina	Cà Roman	SMM	P. Bo	S.Nicolò
Gennaio	379	264	200	291	182	29
Marzo	172	163	180	144	73	6
Maggio	170	233	314	222	152	25
Luglio	228	328	262	265	292	28
Settembre	278	303	63	295	276	44
Novembre	254	268	209	224	90	41
dev. St.	77,85	57,78	84,71	56,80	91,61	13,49
inorganico	S. Giuliano	Fusina	Cà Roman	SMM	P. Bo	S.Nicolò
Gennaio	573	2039	384	359	353	189
Marzo	558	531	459	348	411	266
Maggio	624	540	399	393	378	245
Luglio	581	507	399	437	344	215
Settembre	537	473	500	361	362	192
Novembre	541	524	476	350	329	193
dev. St.	32,13	622,51	48,18	34,78	28,78	32,28

Allegato 17 Concentrazioni in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ di fosforo organico ed inorganico nel sedimento

organico	S. Giuliano	Fusina	Cà Roman	SMM	P. Bo	S.Nicolò
Gennaio	165	45	113	56	37	27
Marzo	125	64	89	54	59	17
Maggio	118	71	68	62	43	37
Luglio	115	22	108	49	51	12
Settembre	176	89	105	50	38	43
Novembre	143	77	117	32	71	44
dev. St.	25,52	24,10	18,45	10,26	13,24	13,40
inorganico	S. Giuliano	Fusina	Cà Roman	SMM	P. Bo	S.Nicolò
Gennaio	366	432	302	342	364	214
Marzo	402	429	326	304	333	198
Maggio	374	398	336	292	316	197
Luglio	388	424	338	322	343	196
Settembre	387	412	394	334	377	206
Novembre	386	434	333	328	348	187
dev. St.	12,45	14,01	30,48	18,97	21,75	9,39