

CONVENZIONE STRATEGIA MARINA

Accordo di collaborazione scientifica tra ISPRA e OGS nell'ambito dello studio sulle tematiche della Strategia Marina ai fini del conseguimento degli obiettivi prioritari della direttiva 2008/56/CE, come recepita dal D.Lgs. 190/2010

Parte 1

Descrittore 5 - Eutrofizzazione

Rapporto tecnico scientifico intermedio

Data: 30 novembre 2021

Referente tecnico-scientifico per OGS: Michele Giani

Gruppo di lavoro: Martina Kralj, Gianpiero Cossarini, Cosimo Solidoro, Vinko Bandelj, Fabrizio Gianni, Lidia Urbini, Larissa Ferrante, Eliezer Menashé, Elena Partescano, Marina Lipizer, Michele Giani

Sommario

1. Scopo del lavoro	3
2. Programma di lavoro e strutturazione delle attività	4
3. Partecipazione e supporto organizzativo ad un Gruppo di Lavoro di esperti	6
4. Sviluppo attività di ricerca bibliografica, sviluppo di metodologie per analisi di dati, analisi per la definizione degli indicatori	7
4.1 Selezione dei descrittori e degli indicatori	12
4.2 Classificazione delle tipologie di acque e suddivisione in base alle Marine Reporting Units (MRU)	12
4.3 Analisi statistica delle distribuzioni dei dati per gli indicatori selezionati per tipologie di acque	13
4.4 Ricerca di relazioni funzionali tra indicatore per il criterio D5C2 (Chla) e gli indicatori per il criterio D5C1 (nutrienti) per l'identificazione dei valori soglia	16
4.4.1 Approccio statistico per la derivazione di valori soglia basato sul toolkit sviluppato da Phillips et al. (2018).....	16
4.4.2 Risultati analisi multivariata	17
4.4.2.1 Metodi	17
4.4.2.2 Risultati	18
4.4.2.3 Conclusioni	31
4.4.3 Applicazione di un modello lineare ed un GAM (generalized additive model).....	32
4.4.3.1 Risultati per il Water Type 1:	33
4.4.3.2 Risultati per il Water Type 2:	39
4.4.3.3 Risultati per il Water Type 3:	45
4.4.3.4 Conclusioni	46
4.4.4 Analisi esplorativa sulle concentrazioni di ossigeno nelle acque prossime al fondo	46
4.4.5 Analisi esplorativa sulla trasparenza delle acque misurata con il disco di Secchi.....	49
5. Valutazione del GES per il descrittore D5.....	53
5.1. Identificazione dei valori soglia per tipologia di acque	53

5.2 Identificazione delle condizioni di riferimento per tipologia di acque.....	55
5.3 Integrazione degli indicatori per la valutazione del GES	57
6. Riferimenti bibliografici	74

1. Scopo del lavoro

In accordo alla convenzione per la collaborazione scientifica tra ISPRA e l'Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale (OGS) nell'ambito dello studio sulle tematiche della Strategia Marina (MSFD) ai fini del conseguimento degli obiettivi prioritari della direttiva 2008/56/CE, come recepita dal d.lgs.190/2010 è stata avviata l'attività di supporto a ISPRA per testare ed applicare indicatori e metodi di integrazione tra indicatori, e conseguentemente proporre aggiornamenti del programma di monitoraggio della Strategia Marina nell'ambito del Descrittore 5 (Eutrofizzazione).

Il presente rapporto intermedio contiene la descrizione delle attività svolte nell'ambito della convenzione tra ISPRA e OGS relative a "Descrittore 5 – Eutrofizzazione" nel periodo febbraio-dicembre 2020.

2. Programma di lavoro e strutturazione delle attività

Le attività relative allo sviluppo, test ed applicazione di indicatori e metodi di integrazione tra indicatori, e al conseguente aggiornamento del programma di monitoraggio della Strategia Marina nell'ambito del Descrittore 5 (Eutrofizzazione), previsti dall'Allegato Tecnico 1 della convenzione per la collaborazione scientifica tra ISPRA e l'Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale (OGS) nell'ambito dello studio sulle tematiche della Strategia Marina (MSFD), sono strutturate come da convenzione in più parti. Ad ogni parte viene assegnato un responsabile interno OGS a completamento della struttura descritta nell'allegato tecnico della convenzione.

ATTIVITA' A: partecipazione e supporto organizzativo ad un Gruppo di Lavoro di esperti;
(Responsabile OGS: Michele Giani)

L'attività prevede la partecipazione alle riunioni del Gruppo di Lavoro di esperti nazionali del Descrittore 5, coordinato da ISPRA, e la fornitura di supporto organizzativo per il raggiungimento degli obiettivi oggetto di convenzione.

Attività A.1 (febbraio-dicembre 2020): meeting tecnico-scientifici

Attività A.2 (dicembre 2020): presentazione dell'approccio nazionale a MSFD

ATTIVITA' B: Sviluppo e consolidazione degli approcci alla valutazione del GES per il Descrittore 5 della Strategia Marina e contributo alla definizione del nuovo programma di Monitoraggio MSFD per il Descrittore 5 **(Responsabile OGS: Martina Kralj)**

L'attività prevede la messa a disposizione dell'expertise tecnico-scientifico, in particolare in relazione ai dati a propria disposizione e ai dati disponibili presso il Sistema Informativo Centralizzato della Strategia Marina gestito da ISPRA, condivisi attraverso la piattaforma EMODnet Chemistry, e agli strati informativi provenienti da Copernicus. L'attività fornirà supporto per:

Attività B.1: sviluppo e consolidazione degli approcci alla valutazione del GES per il Descrittore 5 della Strategia Marina, con particolare riferimento all'utilizzo dei Criteri primari per il D5 previsti dalla Decisione UE 2017/848 per ciascuna Marine Reporting Unit. Per ciascun indicatore primario dovranno essere individuate le metriche e le metodologie di elaborazione dei dati più idonee.

Dovranno infine essere individuati i criteri di valutazione per la definizione del GES riferito al Descrittore 5, incluse le modalità di aggregazione dei criteri;

Attività B.2: Definizione del nuovo programma di Monitoraggio MSFD per il Descrittore 5.

ATTIVITA' C: I risultati delle Attività A e B verranno restituiti a ISPRA tramite un report tecnico-scientifico e matrici dei dati secondo schemi e dettagli tecnici condivisi tra le parti. OGS contribuirà infine alla stesura del rapporto tecnico-scientifico conclusivo rispetto all'approccio nazionale al Descrittore 5.

3. Partecipazione e supporto organizzativo ad un Gruppo di Lavoro di esperti

Descrizione ATTIVITA' A: partecipazione alle riunioni del Gruppo di Lavoro di esperti nazionali del Descrittore 5, coordinato da ISPRA, e la fornitura di supporto organizzativo per il raggiungimento degli obiettivi oggetto di convenzione.

L'attività si è incentrata sulle riunioni elencate nella Tabella 3.1.

Tabella 3. 1 Elenco delle riunioni telematiche.

data	tipologia incontro	partecipanti	temi discussi
24 febbraio 2020	skype	Erika Magaletti (ISPRA) Giordano Giorgi (ISPRA) Martina Kralj (OGS) Marina Lipizer (ISPRA) Maria Eugenia Molina Jack (OGS) Michele Giani (OGS) Alessandra Giorgetti (OGS)	Definizione dei tempi per la disponibilità dei dati italiani per il periodo 2011-2017 relativi al D5 attraverso EMODnet Chemistry: clorofilla, NO ₃ , NO ₂ , SiO ₄ , PO ₄ , TN, TP, O ₂ , secchi disk, accoppiati con profondità, temperatura e salinità Proposte per la definizione delle Spatial Assessment Units per l'Adriatico su cui fare le valutazioni integrate del GES dopo aver definito i thresholds per i vari indicatori
6 luglio 2020	skype	Erika Magaletti (ISPRA) Giordano Giorgi (ISPRA) Michele Giani (OGS)	Richiesta informazioni relative ai LoD/LoQ per i nutrienti e la clorofilla relativamente ai data set per il mare Adriatico
15 luglio 2020	telefonico ed email	Erika Magaletti (ISPRA) Giordano Giorgi (ISPRA) Alessandra Nguyenxuan (ISPRA) Martina Kralj (OGS) Michele Giani (OGS)	Segnalazione problemi riscontrati dopo il primo quality check nel data set relativo ai monitoraggi 2015-2017 per il mare Adriatico per i seguenti parametri: ossigeno disciolto, clorofilla, nutrienti e TN.
21 luglio 2020	skype	Erika Magaletti (ISPRA) Michele Giani (OGS)	Aggiornamento sulle tempistiche di sviluppo delle attività previste
7 settembre 2020	skype	Erika Magaletti (ISPRA) Giordano Giorgi (ISPRA) Alessandra Nguyenxuan (ISPRA) Michele Giani (OGS)	Definizione formato (ODV) nell'export dei dati dei nutrienti 2015-2017 dal database ISPRA Discussione sulle tempistiche previste per la trasmissione dei dati corretti in base alle segnalazioni trasmesse il 15/07
18 dicembre 2020	skype	Erika Magaletti (ISPRA) Michele Giani (OGS) Marina Lipizer (OGS) Martina Kralj (OGS)	Testare metodi statistici per derivare valori soglia per i nutrienti dalle relazioni con la clorofilla

4. Sviluppo attività di ricerca bibliografica, sviluppo di metodologie per analisi di dati, analisi per la definizione degli indicatori

Descrizione ATTIVITA' B: sulla base dell'expertise tecnico-scientifico, dei dati e delle informazioni che detiene, e dei dati che saranno messi a disposizione da ISPRA e altre istituzioni, OGS fornirà la sua collaborazione per sviluppare attività di ricerca bibliografica e sviluppo di metodologie per analisi di dati.

Nel periodo di riferimento (febbraio-dicembre) la Sotto-attività B1 è stata incentrata sull'acquisizione dei dati relativi agli elementi per i criteri primari D5C1 (nutrienti nella colonna d'acqua), D5C2 (clorofilla nella colonna d'acqua), D5C5 (ossigeno disciolto nella parte inferiore della colonna d'acqua) e per il criterio secondario D5C4 (limite fotico (trasparenza) della colonna d'acqua) per la sottoregione Adriatico. Inoltre sono stati acquisiti i dati relativi a temperatura e salinità necessari per la classificazione delle acque marine (UNEP/MAP, 2019). Tali dati sono stati forniti da ISPRA nel formato Ocean Data View, ma non attraverso la banca dati di EMODnet Chemistry, come inizialmente concordato. Ciò ha comportato la necessità di effettuare un controllo di qualità dei dati che normalmente viene effettuato da EMODnet Chemistry. Non è stato tuttavia possibile continuare con le successive analisi dei dati in quanto il dataset relativo alla sottoregione Tirreno non era stato ancora ricevuto.

Per la sottoregione Mar Adriatico, i file con i dati relativi ai parametri corrispondenti ai criteri D5C1 - D5C2 - D5C4 - D5C5, ovvero le concentrazioni dei nutrienti, della clorofilla 'a' e dell'ossigeno disciolto, accoppiati ai dati di temperatura, salinità e disco secchi, per il periodo 2015-2017, sono stati forniti da ISPRA il 10 giugno, in formato ODV. Tale dataset risultava comprensivo di 48 stazioni, monitorate da 7 regioni, per un totale di 39.829 stringhe nella sottoregione Mar Adriatico e ulteriori 6 stazioni monitorate dalla regione Puglia ubicate nella sottoregione Ionio (6132 stringhe). Unitamente ai dati, ogni regione ha anche fornito il limite di rilevabilità (DL) per ciascun parametro (7 luglio 2020, Tab. 4.1).

Il dataset è stato sottoposto ad un primo controllo di qualità dei dati dal quale è risultato che i valori dell'ossigeno non erano sempre espressi in $\mu\text{mol L}^{-1}$, mentre per i nutrienti e la clorofilla sono state rilevate alcune anomalie, come valori negativi o valori fuori dagli intervalli di variazione del parametro per l'area di studio e dati traslati di colonna. Tali difformità e alcune informazioni

mancanti sui DL forniti da ciascuna regione sono stati messi in evidenza e segnalati a ISPRA il 15 luglio 2020.

In data 2 ottobre 2020 sono stati ricevuti da OGS i file con i dati revisionati da ciascuna regione. Va evidenziato, tuttavia, che la data non era in un formato utilizzabile nel programma ODV; la data di campionamento è stata quindi recuperata dai file precedenti trasmessi in data 10 giugno 2020 ed accoppiata ai dati separatamente.

Tabella 4.1 Limiti di rilevabilità relativi ai monitoraggi effettuati dalle regioni adriatiche per nitriti (NO₂), nitrati (NO₃), ammonio (NH₄), fosfati (PO₄), silicati (Si(OH)₄), clorofilla a (Chla), azoto totale (TN) e fosforo totale (TP).

	Abruzzo	Emilia Romagna	Friuli Venezia Giulia	Marche	Molise	Puglia	Veneto
NO ₃ (μmol L ⁻¹)	0.07	0.10	0.02	1.78		0.14	0.80
NO ₂ (μmol L ⁻¹)	0.07	0.01	0.02	0.36		0.14	0.10
NH ₄ (μmol L ⁻¹)	0.07	0.03	0.11	0.71		0.14	0.55
PO ₄ (μmol L ⁻¹)	0.03	0.01	0.01	0.16	0.10	0.16	0.16
Si(OH) ₄ (μmol L ⁻¹)			1.66	0.89		0.70	
Chla (μg L ⁻¹)	0.5-1						
TN (μmol L ⁻¹)							
TP (μmol L ⁻¹)		0.01	0.02	0.16		0.16	0.16

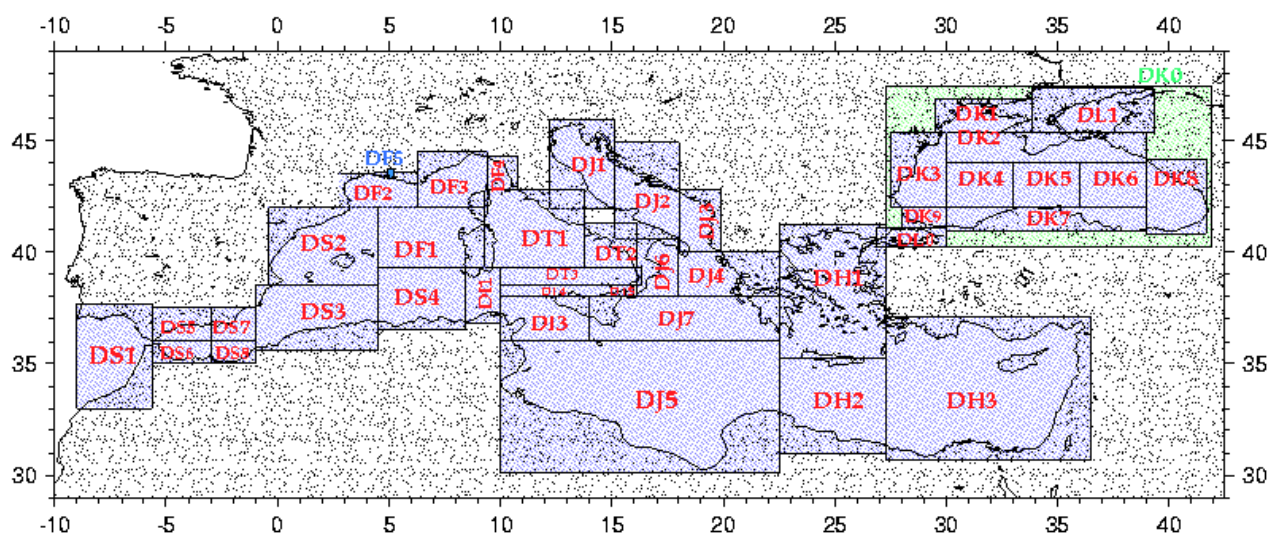


Figura 4.1 Sottoregioni del Mar Mediterraneo (MEDAR/MEDATLAS, 2001) utilizzate per il confronto con gli intervalli di variabilità per temperatura, salinità, ossigeno disciolto, nitriti, nitrati, ammonio, fosfati, silicati, azoto totale, fosforo totale e clorofilla a.

Su tale dataset per ciascun parametro è stato eseguito un ulteriore minuzioso controllo di qualità dei dati. I valori di salinità e temperatura sono stati esaminati rispetto agli intervalli proposti nel rapporto MEDAR/MEDATLAS (2001, Tab. 4.2) per le sottoregioni dei mari italiani indicate nella Figura 4.1, mentre per i nutrienti e la clorofilla 'a', sono stati applicati gli intervalli (range) di variabilità proposti da Barth et al. (2015), riportati nella Tabella 4.3. I dati che eccedevano tali intervalli sono stati analizzati singolarmente, e nel caso in cui fossero associati ad eventi estremi (es. $\text{NO}_3 > \text{range}$ e $\text{SAL} < \text{range}$) sono stati identificati con il quality flag (QF2) (Tab. 4.4), mentre i valori al di fuori dell'intervallo e non giustificabili sono stati identificati con un QF3.

Tabella 4.2 Intervalli di variabilità proposti nel rapporto MEDAR/MEDATLAS (2001) per ciascuna sottoregione relativi alla profondità 0-200 m per temperatura (T°C) e salinità (SAL).

Sottoregione	LAT. MIN.	LAT. MAX	LON. MIN.	LON. MAX	PROF. (m)	T °C	SAL
LIGURIAN SEA WEST	N42 00.00	N44 30.00	E006 18.00	E009 24.00	0-200	10-29	36-39
LIGURIAN SEA EAST	N42 48.00	N44 18.00	E009 24.00	E010 48.00	0-200	12-27	33-39
SARDINIA STRAIT	N36 48.00	N39 18.00	E008 24.00	E010 00.00	0-200	12-28	36-39
SICILIA STRAIT	N36 00.00	N38 00.00	E010 00.00	E014 00.00	0-200	12-28	36-39
ADRIATIC NORTH	N41 54.00	N45 54.00	E012 11.00	E015 07.00	0-150	5-28	19-39
ADRIATIC MIDDLE	N40 36.00	N44 54.00	E015 07.00	E018 02.00	0-200	8-28	30-39
ADRIATIC SOUTH	N40 00.00	N42 48.00	E018 02.00	E019 54.00	0-200	8-28	36-39
IONIAN 1 (NE)	N38 00.00	N40 00.00	E018 00.00	E022 30.00	0-200	10-30	36-40
IONIAN 3 (NW)	N38 00.00	N40 36.00	E016 07.80	E018 00.00	0-200	12-28	36-39
IONIAN (MIDDLE) 4	N36 00.00	N38 00.00	E014 00.00	E022 30.00	0-200	12-30	36-40
TYRRHENIAN (NW) 1	N39 18.00	N42 48.00	E009 18.00	E013 48.00	0-200	12-30	36-39
TYRRHENIAN (NE) 2	N39 18.00	N41 18.00	E013 48.00	E016 6.00	0-200	12-29	36-39
TYRRHENIAN 3	N38 30.00	N39 18.00	E010 00.00	E016 18.00	0-200	12-29	36-39
TYRRHENIAN 4	N38 00.00	N38 30.00	E010 00.00	E015 00.00	0-200	12-29	36-39
TYRRHENIAN 5 (MESSINA)	N38 00.00	N38 30.00	E015 00.00	E016 00.00	0-200	12-28	36-39

Conformemente ai DL forniti da ciascuna regione, per i nutrienti e la clorofilla, sono stati individuati i valori che risultavano essere inferiori a tale limite. Tali dati sono stati sostituiti con l'opportuno valore di DL, e identificati con il QF6, come suggerito da Lipizer et al. (2020).

Per i dati dei nutrienti sono stati eseguiti ulteriori controlli di qualità e successivamente sono stati attribuiti gli opportuni QF (da 1 a 4), secondo Barth et al. (2015):

- $TN > DIN$ e $TP > PO_4$, (DIN= azoto disciolto inorganico) ovvero la verifica che le concentrazioni dei nutrienti azotati e fosforati totali (TN e TP) fossero maggiori dei nutrienti inorganici azotati e fosforati;
- $DIN:PO_4$, $DIN:TN$ e $PO_4:TP$, tali rapporti sono stati verificati e classificati sulla base degli intervalli indicati da Barth et al. (2015) e riportati nella Tabella 4.5.

Tabella 4.3 Intervalli di variabilità proposti da Barth et al. (2015) per ciascuna sottoregione relativi alla profondità 0-200 m per l'ossigeno disciolto (DO), nitrati (NO_3), nitriti (NO_2), fosfati (PO_4), silicati ($Si(OH)_4$), ammonio (NH_4), azoto totale (TN), fosforo totale (TP) e clorofilla a (Chl a).

Sottoregione	DO mL L ⁻¹	NO_3 $\mu\text{mol L}^{-1}$	NO_2 $\mu\text{mol L}^{-1}$	PO_4 $\mu\text{mol L}^{-1}$	$Si(OH)_4$ $\mu\text{mol L}^{-1}$	NH_4 $\mu\text{mol L}^{-1}$	TN $\mu\text{mol L}^{-1}$	TP $\mu\text{mol L}^{-1}$	Chl a $\mu\text{g L}^{-1}$
LIGURIAN SEA WEST	3-8	0-7	0-1	0-1	0-9	0-2	4-7	0-1	0-1
LIGURIAN SEA EAST	3-8	0-7	0-1	0-1	0-9	0-2	4-7	0-1	0-1
SARDINIA STRAIT	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
SICILIA STRAIT	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
ADRIATIC NORTH	3-10	0-16	0-10	0-1.5	0-60	0-30	4-15	0-1.5	0-20
ADRIATIC MIDDLE	3-9	0-9	0-3	0-1	0-20	0-10	4-15	0-1	0-2
ADRIATIC SOUTH	3-9	0-9	0-2	0-1	0-11	0-10	4-30	0-1	0-2
IONIAN 1 (NE)	3-8	0-9	0-1	0-1	0-10	0-10	4-20	0-1.5	0-2
IONIAN 3 (NW)	3-8	0-9	0.5	0-1	0-9	0-2	4-20	0-1	0-1
IONIAN (MIDDLE) 4	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-20	0-1	0-1
TYRRHENIAN (NW) 1	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
TYRRHENIAN (NE) 2	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
TYRRHENIAN 3	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
TYRRHENIAN 4	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1
TYRRHENIAN 5 (MESSINA)	3-8	0-9	0-0.5	0-1	0-9	0-2	4-9	0-1	0-1

Tabella 4.4 Descrizione dei Quality flag utilizzati dalla piattaforma SeaDataNet (SeaDataNet, 2010).

Descrizione dei SeaDataNet Quality Flag	QF
Nessun controllo di qualità	0
Valore buono	1
Probabilmente valore buono	2
Probabilmente valore non buono	3
Valore non buono	4
Valore cambiato	5
Valore sotto il limite di rilevabilità	6
Valore in eccesso	7
Valore interpolato	8
Valore mancante	9

Tabella 4.5 Quality flag attribuiti ai rapporti tra DIN:PO₄ e DIN:TN e PO₄:TP secondo Barth et al. (2015).

	Area	QF1	QF2	QF3	QF4
DIN:PO ₄	Nord Adriatico	1-600	600-1600		>1600
	resto del Mediterraneo	1-43			>43
DIN:TN PO ₄ :TP e	Tutto il Mediterraneo	<1	1-1.05	1.05-2	>2

In seguito all'evidenza di valori molto elevati di salinità (>40) e ossigeno (>350 μM), sono stati analizzati tutti i profili di salinità, temperatura e ossigeno. Nel caso in cui si siano riscontrate delle anomalie (i.e.: valori di salinità costante lungo tutta la colonna d'acqua, variazioni di salinità >1 unità in 0.5 m, concentrazioni di ossigeno disciolto con un andamento crescente lineare in funzione della profondità, inversione (riduzione) della densità all'aumentare della profondità), i dati sono stati segnalati come probabilmente non buoni (QF3).

Da tale dataset sono state estratte unicamente le quote di campionamento ove risultavano presenti tutti i dati necessari per la valutazione oggetto di tale studio, ovvero temperatura, salinità, clorofilla, disco secchi, ossigeno e nutrienti, e dove i controlli di qualità hanno dato esito $\text{QF} \leq 2$. Il dataset finale risulta comprensivo di 1.715 stringhe, da questi dati sono state scartate 406 stringhe per anomalie dei dati CTD, o per dati di $\text{TN} > \text{DIN}$ e $\text{TP} > \text{PO}_4$.

Il dataset relativo alle sottoregioni Ionio e Tirreno, comprensivo dei dati per 108 stazioni, monitorate da 8 regioni, per un totale di 481.891 dati, è stato ricevuto in data 8 settembre 2020. Per tale dataset è stato possibile effettuare solo un sommario controllo dei dati, in quanto fornito in un formato diverso da quello concordato inizialmente (sottomissione attraverso EMODnet Chemistry) che non consentiva un rapido cross-check tra dati appartenenti allo stesso campionamento e la realizzazione dei controlli di qualità come suggerito da Barth et al. (2015). Su tale dataset sono stati eseguiti

unicamente controlli sugli intervalli di variazione dei dati per ciascun parametro considerato. Le anomalie riscontrate per ciascuna regione sono state segnalate ad ISPRA in data 19 settembre 2020. Tali anomalie riguardavano prevalentemente valori al di fuori degli intervalli di variabilità, tipici per le sottoregioni considerate, per la temperatura (“146418 °C” e maggiori), e la salinità (“100” e maggiori), shift dei dati di colonna (dati di Chla = 38 µg L⁻¹ e simili, probabili valori di salinità), dati di ossigeno in µmoli L⁻¹ <10 (probabilmente riportati in un’altra unità di misura) e >400 (probabile malfunzionamento del sensore dell’ossigeno disciolto).

4.1 Selezione dei descrittori e degli indicatori

Al fine di poter garantire un approccio di valutazione del GES per il descrittore D5 integrabile a scala di bacino, la scelta degli indicatori è avvenuta tra quelli risultati comuni tra Italia, Slovenia e Croazia. Poiché dal progetto MEDREGION (Giani et al., 2021a) è emerso che per i monitoraggi finalizzati alla MSFD vengono utilizzati prevalentemente DIN, TP, Chla, ossigeno disciolto nelle acque di fondo e trasparenza, si è optato per tali parametri. Sarebbe stato possibile selezionare anche gli ortofosfati, tale parametro è stato però scartato in quanto caratterizzato da limiti di rilevabilità molto variabili e da concentrazioni che molto frequentemente risultavano inferiori ai limiti di rilevabilità, soprattutto nelle acque ad elevata salinità, scarsamente influenzate da apporti fluviali.

4.2 Classificazione delle tipologie di acque e suddivisione in base alle Marine Reporting Units (MRU)

Per la classificazione delle acque ci si è basati sulle tipologie identificate per la WFD (European Commission, 2013), che prevede la suddivisione delle acque in tre tipi sulla base della salinità e della densità, come riportato nella Tabella 4.6. Per i casi in cui vi fosse stata discordanza tra i limiti di densità e salinità nella identificazione, si è scelto il criterio di classificazione basato sulla salinità in quanto relazionato al trasporto dei nutrienti.

Tabella 4.6 Suddivisione delle tipologie di acqua in base alla salinità e densità.

Tipologia di acqua	Salinità	Densità (sigma)
Water Type 1 – WT1	<34.5	<25
Water Type 2 - WT2	34.5-37.5	25-27
Water Type 3 - WT3	>37.5	>27

Per il mare Adriatico sono state considerate le tre Marine Reporting Units (MRU) Nord Adriatico (MRU1), Centro Adriatico (MRU2) e Sud Adriatico (MRU3), definite in base alla suddivisione adottata da ISPRA (ISPRA, 2018).

4.3 Analisi statistica delle distribuzioni dei dati per gli indicatori selezionati per tipologie di acque

Per l'analisi della distribuzione dei dati è stata utilizzata la famiglia di distribuzioni di Johnson (1949), che permette di effettuare una trasformazione dei dati che si possa adattare in maniera soddisfacente a quella normale. Le trasformazioni esponenziale, logistica e seno iperbolica sono utilizzate per generare distribuzioni normali, illimitate, e limitate. Una volta che la variabile è opportunamente trasformata, le densità di probabilità e le percentuali di punti attese sotto le rispettive curve possono essere derivate. Tali operazioni sono state eseguite con il programma Rstudio Team (2021) attraverso il pacchetto SuppDist (Wheeler, 2005). L'analisi statistica è stata eseguita per i seguenti parametri: DIN, TP, Chla, ossigeno disciolto (DO) nelle acque di fondo e Disco Secchi, per ciascun Water Type. I risultati sono riportati nella Tabella 4.7 rappresentati nella Figura 4.2 ed indicano che i dati di Chla hanno una distribuzione log normale, per le WT1 e WT2 e una distribuzione limitata nelle WT3; i dati dei DIN hanno una distribuzione limitata nelle WT1 e illimitata per le WT2 e WT3; i TP hanno una distribuzione log normale, illimitata e limitata nelle WT1, WT2 e WT3 rispettivamente. La distribuzione dei dati dell'ossigeno disciolto risulta limitata nelle WT1, illimitata nelle WT2 e log normale nelle WT3; mentre per il disco secchi risulta log normale nelle WT1 e WT2, e illimitata nelle WT3. Tali distribuzioni possono essere utilizzate per comparare diverse serie temporali di dati di una determinata area, in quanto la variazione delle distribuzioni dei dati potrebbe indicare un cambiamento delle caratteristiche della tipologia d'acqua analizzata.

Tabella 4.7 Distribuzione dei valori in percentili per ciascuna tipologia di acqua.

Parametro Water Type		Percentile										
		0.01	0.05	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8	0.9	0.95	0.99
DIN	WT 1	0.00	0.00	0.00	0.77	2.25	8.74	23.44	34.03	44.57	48.85	51.43
	WT 2	0.05	0.27	0.47	0.85	1.27	2.36	4.17	5.74	8.61	11.56	17.83
	WT 3	0.00	0.39	0.64	0.94	1.19	1.69	2.42	3.02	4.17	5.50	9.41
TP	WT 1	0.05	0.09	0.13	0.20	0.26	0.41	0.60	0.74	0.93	1.09	1.33
	WT 2	0.00	0.08	0.13	0.17	0.19	0.22	0.30	0.37	0.56	0.86	2.12
	WT 3	0.12	0.13	0.14	0.16	0.18	0.24	0.36	0.48	0.75	1.13	2.57
DO	WT 1	77	101	120	146	167	201	233	249	267	278	291
	WT 2	99	157	180	203	217	236	254	264	278	290	317
	WT 3	193	205	211	219	226	237	250	258	270	281	303
Disco Sechi	WT 1	0.88	1.20	1.48	1.97	2.46	3.6	5.28	6.56	8.64	10.54	14.10
	WT 2	1.31	2.53	3.32	4.41	5.31	7.03	9.10	10.55	12.84	15.02	19.94
	WT 3	2.85	4.85	6.42	8.88	11.01	15.00	19.11	21.41	24.17	26.00	28.38
Chlα	WT 1	0.01	0.15	0.28	0.44	0.61	1.1	2.14	3.31	6.22	10.61	29.47
	WT 2	0.08	0.13	0.18	0.25	0.33	0.50	0.76	0.98	1.38	1.80	2.89
	WT 3	0.02	0.04	0.05	0.08	0.10	0.15	0.22	0.27	0.37	0.47	0.75

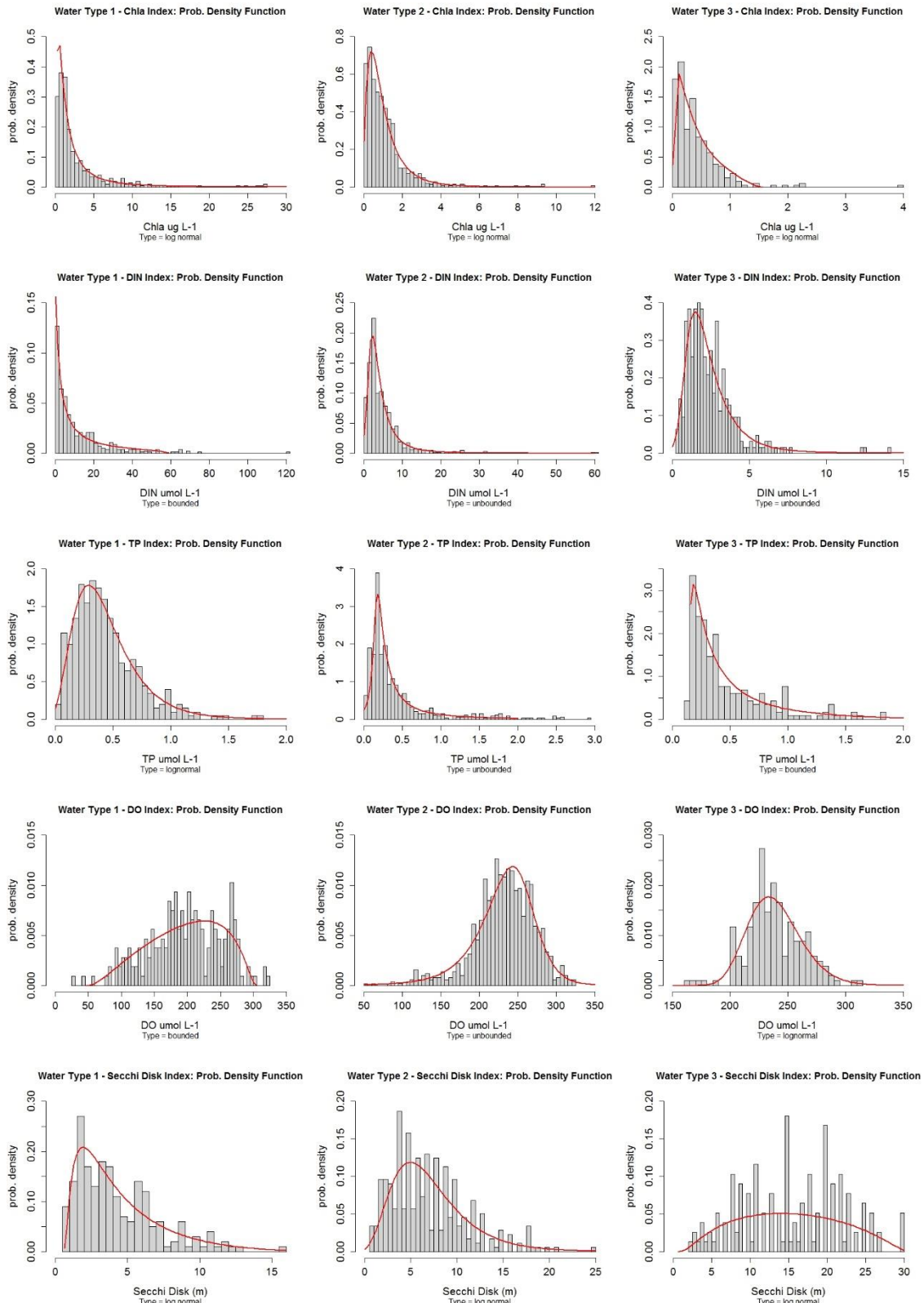


Figura 4.2 Distribuzione dei dati di clorofilla (Chla), azoto inorganico disciolto (DIN), fosforo totale (TP), ossigeno disciolto nelle acque di fondo (DO) e disco secchi nelle Water Type 1, 2 e 3.

4.4 Ricerca di relazioni funzionali tra indicatore per il criterio D5C2 (Chl_a) e gli indicatori per il criterio D5C1 (nutrienti) per l'identificazione dei valori soglia

4.4.1 Approccio statistico per la derivazione di valori soglia basato sul toolkit sviluppato da Phillips et al. (2018)

L'approccio statistico adottato si basa sul lavoro metodologico sviluppato dai gruppi di lavoro sulla WFD per verificarne la possibile estensione ed applicazione nell'ambito della MSFD.

Per ciascun Water Type sono state calcolate le relazioni statistiche tra l'Environmental Quality Ratio (EQR) biologico e il DIN e il TP, secondo l'approccio metodologico proposto da Phillips et al. (2018). L'EQR biologico è basato sulla clorofilla in base al lavoro già svolto da Giovanardi et al., 2018 e UNEP/MAP (2019). Tali relazioni sono risultate significative solo per il fosforo totale nella Water Type 1 e debolmente significative per il DIN nella Water Type 3 (Tab. 4.8)

Sulla base dei limiti Good/Moderate (G/M) definiti per la clorofilla per le diverse tipologie di acque (UNEP/MAP, 2019) è stato derivato, quando la relazione è risultata statisticamente significativa, il corrispondente valore soglia per lo specifico nutriente (Tab. 4.8).

Tabella 4.8 Relazioni tra EQR-Chl_a e TP o DIN per i diversi tipi di acqua basate su 4 diversi modelli di regressione lineare e i valori soglia derivati per ciascun modello. Sono stati utilizzati i dati disponibili a tutte le profondità. Dei monitoraggi MSFD relativi agli anni 2015-2017.

Water type	Regressori	N	r	r ²	p	Modello 1 (EQR su NUT)	Modello 2 (Nut su EQR)	Modello 3 (SMA)	Modello 4 (RMA)
WT1	EQR-Chl avs TP	28	-0.650	0.423	<0.001	1.29 µmol L ⁻¹	0.62 µmol L ⁻¹	0.83 µmol L ⁻¹	0.82 µmol L ⁻¹
	EQR-Chl avs DIN	28	0.058	0.003	0.771	-	-	-	-
WT2	EQR-Chl avs TP	105	0.156	0.024	0.112	-	-	-	-
	EQR-Chl avs DIN	105	0.096	0.009	0.328	-	-	-	-
WT3	EQR-Chl avs TP	127	-0.136	0.018	0.14	-	-	-	-
	EQR-Chl avs DIN	127	-0.306	0.094	<0.001	5.77 µmol L ⁻¹	2.80 µmol L ⁻¹	3.32 µmol L ⁻¹	3.06 µmol L ⁻¹

4.4.2 Risultati analisi multivariata

4.4.2.1 Metodi

Le tecniche di analisi esplorativa sono state applicate alle seguenti variabili, maggiormente legate alla definizione di livello trofico: Chla, DO, SAL, TP e DIN. Tutte le analisi sono state fatte solo su campioni con valori validi per tutte e cinque le variabili.

Applicando il test W di Shapiro-Wilk per la normalità si evidenzia che nessuna delle variabili considerate ha una distribuzione normale. La normalità non viene raggiunta neanche dopo la trasformazione in logaritmi.

Ai dati è stato applicato il test non-parametrico di Kruskal-Wallis per verificare la differenza delle mediane rispetto a diverse categorie dei dati considerati: regione, mese, stagione (“estate” = da aprile a settembre, “inverno” = da ottobre a marzo), MRU e Water Type (Tab. 4.6). Dopo il test di Kruskal-Wallis è stato applicato il test non-parametrico post-hoc Dunn's all-pairs comparison con correzione di Bonferroni per test multipli, per verificare quali categorie differiscono tra di loro in maniera significativa e per quali variabili.

Successivamente ai dati è stata applicata la Principal Component Analysis (PCA), sia a tutti i dati contemporaneamente, sia separatamente alle due diverse quote di campionamento. Prima della PCA, oltre alla log-normalizzazione, le variabili sono state anche standardizzate a media 0 e varianza 1, in modo che tutte le variabili avessero lo stesso peso nelle analisi.

La scelta di separare i dati per quota di campionamento è stata motivata dal fatto che i processi tra queste due profondità possono essere piuttosto diversi soprattutto per alcune variabili (p.es. nutrienti). Inoltre, il fatto che la seconda quota non sia fissa, fa sì che sia più difficile interpretare i dati ed è consigliabile scorporare i dati della seconda quota da quelli di superficie per avere una visione più chiara.

Le PCA possono dare indicazioni sulla distribuzione e principali gradienti nei dati, e possono dare una prima idea sull'esistenza o meno di gruppi di dati separati tra loro e del loro numero, e dei fattori che eventualmente determinano tale clusterizzazione.

4.4.2.2 Risultati

Una prima ispezione è stata fatta sulle differenze nei valori delle variabili delle diverse regioni (Tabella 4.9 e Fig. 4.3). La suddivisione per regioni è interessante perché dovrebbe racchiudere in sé il ben noto gradiente nord-sud dell'Adriatico occidentale. In effetti, Chla e SAL seguono un gradiente molto chiaro e logico, con picchi di Chla e minimi di SAL in Veneto ed EMR, e viceversa minimi di Chla e picchi di SAL in Molise e Puglia. Il DO segue in parte questo stesso gradiente, ma con picchi in Molise, FVG e EMR e minimi in Veneto, Puglia ed Abruzzo. Invece sono sospetti i valori di TP, con minimo assoluto e differenze significative tra FVG e tutte le altre regioni, e massimi di due ordini di grandezza più alti per l'Abruzzo. Dalla PCA si nota anche una serie di dati disposti lungo una linea retta nel terzo quadrante, probabilmente legati a valori uguali ai DL di TP di alcune regioni, in particolare Puglia e Marche. Inoltre, i dati del FVG da una parte sembrano essere orientati come quelli del Veneto e dell'EMR (come ci si aspetterebbe, anche se con estremi non così pronunciati), ma dall'altra sono fortemente spostati (unica tra le regioni) verso valori bassi di TP.

Anche nei valori di DIN il gradiente nord-sud non è ben visibile: in effetti i valori più alti si riscontrano per il FVG, con una differenza significativa con quelli, molto più bassi del Veneto, e simili a quelli della Puglia. I valori di EMR e Molise sono invece simili a quelli del FVG.

È evidente quindi che questa ispezione oltre a verificare l'esistenza di un gradiente nord-sud in Chla e SAL, come atteso, ha rivelato anche alcune problematicità nei dati forniti dalle diverse regioni legati alla qualità ed ai DL dei singoli dataset forniti. In particolare, i dati TP dell'Abruzzo sembrano irragionevoli (tranne non ci siano in atto in quelle acque importanti fenomeni di eutrofizzazione) e vanno fortemente ad incidere su qualsiasi tentativo di definire una soglia per il Descrittore 5 basato sul TP. Per questo motivo i dati dell'Abruzzo sono stati esclusi da tutte le successive analisi. Anche i dati di TP molto bassi del FVG influiscono fortemente sulla distribuzione di questa variabile, sebbene verso l'estremo della distribuzione che interessa di meno per la definizione di una soglia per il descrittore 5. La variabilità su base regionale dei valori di alcune variabili, i DL molto diversi tra di loro, i dati molto alti di TP in Abruzzo, supportano l'esigenza di un'intercalibrazione almeno dei nutrienti tra i diversi produttori dei dati. I valori relativamente bassi di DIN per il Veneto, rispetto ai valori alti del FVG, sono probabilmente da mettere in relazione con il numero e la posizione delle stazioni di campionamento che non sembrano sufficienti per rappresentare correttamente lo stato delle acque marine del Veneto.

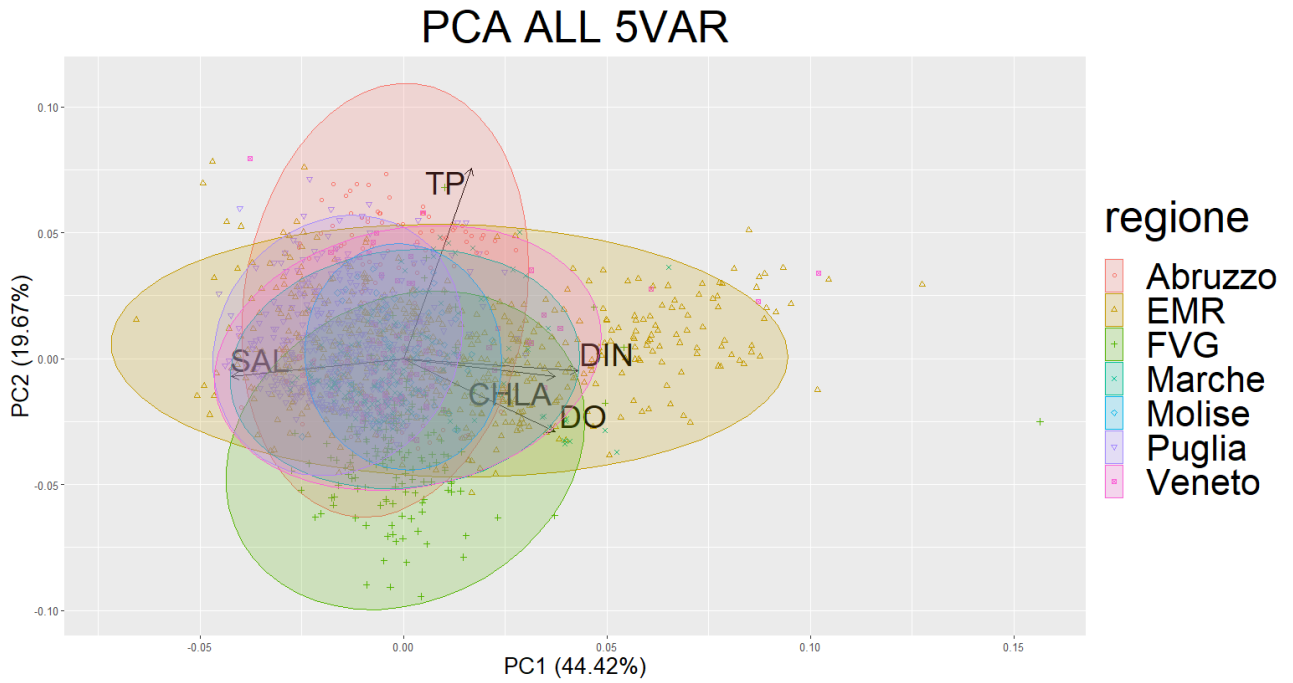


Figura 4.3 Biplot dei primi due assi della PCA su tutti i dati con in evidenza le ellissi dei dati appartenenti ad ogni regione.

Tabella 4.9 Mediana delle variabili misurate nelle singole regioni e risultati del Kruskal-Wallis test e del test post-hoc di Dunn. I livelli di significatività sono così indicati: 0 < *** < 0.001 < ** < 0.01 < * < 0.05 < . < 0.1.

	Tutti i dati	Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DO ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	SAL	TP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	DIN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
	FVG	1.00	243.4	37.38	0.09	5.05
	Veneto	1.3	223.8	36.95	0.26	2.33
	EMR	1.28	242.2	35.52	0.37	4.37
	Marche	0.8	237.5	37.1	0.22	2.85
	Abruzzo	0.4	230.3	37.84	1.3	3.07
	Molise	0.39	247.8	38.01	0.33	4.98
	Puglia	0.33	229.0	38.44	0.31	2.00
KWTest	Tutti i dati	***	***	***	***	***
Post-hoc Dunn	EMR - Abruzzo	***		***	**	
	FVG - Abruzzo	***		**	***	**
	Marche - Abruzzo	**		***	***	
	Molise - Abruzzo					**
	Puglia - Abruzzo			***	***	***
	Veneto - Abruzzo	***		***	***	
	FVG - EMR	.		***	***	.
	Marche - EMR	***		***	***	
	Molise - EMR	***		***		*
	Puglia - EMR	***	**	***		***
	Veneto - EMR		*	***	.	*
	Marche - FVG		.		***	
	Molise - FVG	***			***	
	Puglia - FVG	***	***	***	***	***
	Veneto - FVG		***		***	***
	Molise - Marche	**	.	*	*	
	Puglia - Marche	***		***	**	***
Veneto - Marche	***				**	
Puglia - Molise		**	***		***	
Veneto - Molise	***	**	**		***	
Veneto - Puglia	***		***		*	

In Figura 4.4 è riportata la PCA rifatta su tutti i dati dopo l'esclusione dei dati dell'Abruzzo, mentre in Figura 4.5 e 4.6 sono riportati i biplot delle PCA costruite separando le due quote di campionamento, sempre escludendo i dati dell'Abruzzo. I primi due assi in tutti i casi riescono a catturare la maggior parte della varianza, il massimo nella PCA solo superficiale e il minimo nella PCA della seconda quota di campionamento. I processi indagati sono quindi più risolti a livello superficiale e giustificano l'uso preferenziale dei dati superficiali nella derivazione dei limiti soglia per il Descrittore 5, con l'eccezione dell'ossigeno disciolto come indicatore delle anossie del fondale. Il primo asse è sempre fondamentalmente un gradiente di alta salinità da una parte e alti valori di Chl_a, DO e DIN dall'altra. È evidente che possiamo interpretare il primo asse come il gradiente dovuto all'arricchimento delle acque marine grazie ad apporti terrigeni attraverso i fiumi. Il secondo asse è invece un gradiente di alto TP da una parte e alto DO dall'altra che quindi riflette la dinamica dei processi di arricchimento autogeno di fosforo, ovvero di depauperamento dell'ossigeno. Non a caso, i dati dell'EMR si dispongono lungo il primo asse, comprendendo gli estremi da entrambi i lati. Simile la distribuzione dei dati del Veneto, ma con un range di valori più ristretto, dovuto probabilmente al numero e posizione delle stazioni di campionamento, e quelli delle Marche. I dati del FVG si dispongono invece maggiormente orientati lungo il secondo asse, soprattutto verso il basso, cioè verso valori bassi di TP. I dati di Molise e Puglia mostrano un'estensione più limitata lungo il primo asse e sono anch'essi principalmente orientati dal gradiente del secondo asse. Le differenze tra le tre PCA costruite su tutti i dati, solo su dati superficiali e solo su dati della seconda quota di campionamento, sono dovute alle differenze nella forza dei processi che influiscono su questi due gradienti: il primo gradiente si osserva più fortemente e chiaramente nella PCA sul dataset solo superficiale, mentre nella PCA sulla seconda quota è più debole. Al contrario, il secondo gradiente è più fortemente visibile sulla PCA sui dati della seconda quota. In particolare, i dati del FVG nella PCA sui dati della seconda quota sono orientati solo lungo il secondo asse, indicando quindi che a questa quota non agiscono i processi che generano il primo gradiente. Al contrario, sia la distribuzione dei dati del Veneto, sia quella dei dati dell'EMR, anche nella PCA di Figura 4.6 continua ad essere fortemente legata al primo gradiente. Questa differenza nella distribuzione dei dati tra le tre regioni più fortemente interessate da apporti fluviali può essere dovuta al diverso effetto per quantità e qualità degli apporti fluviali, importanti soprattutto nell'area influenzata dal Po, ma può anche essere conseguenza dei valori molto più bassi del TP misurati nel FVG.

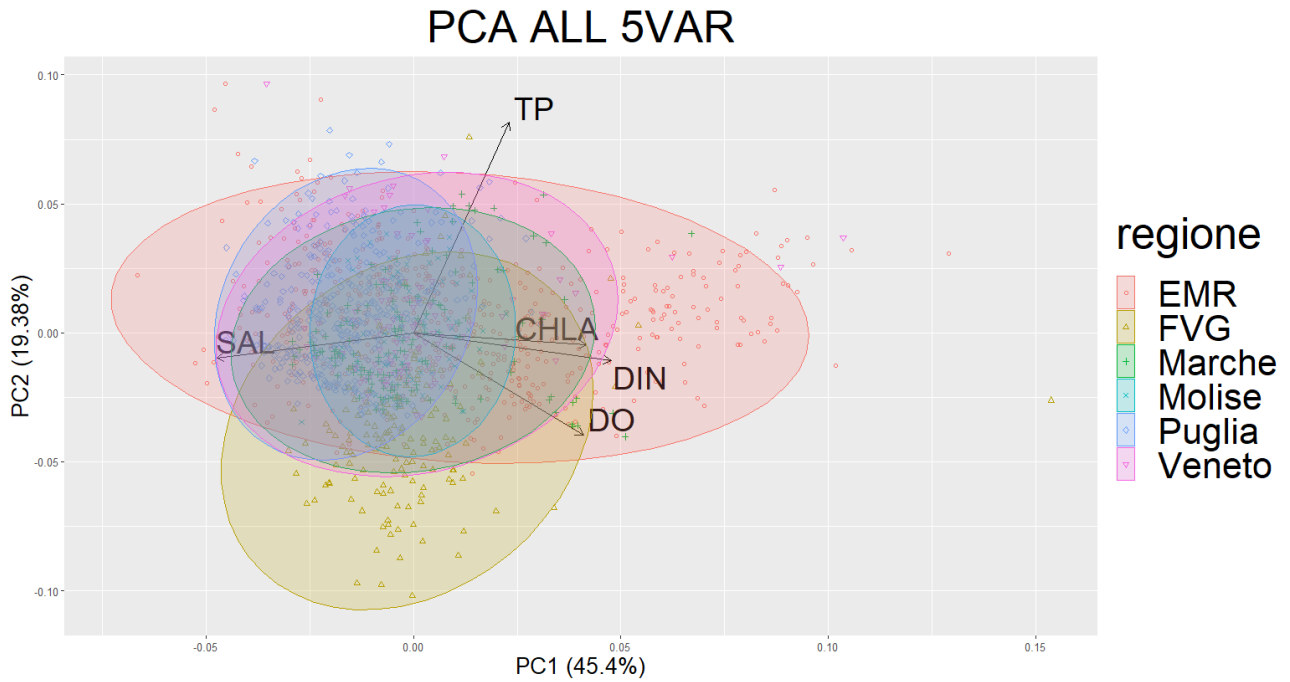


Figura 4.4 Biplot dei primi due assi della PCA su tutti i dati con in evidenza le ellissi dei dati appartenenti ad ogni regione, escluso l’Abruzzo.

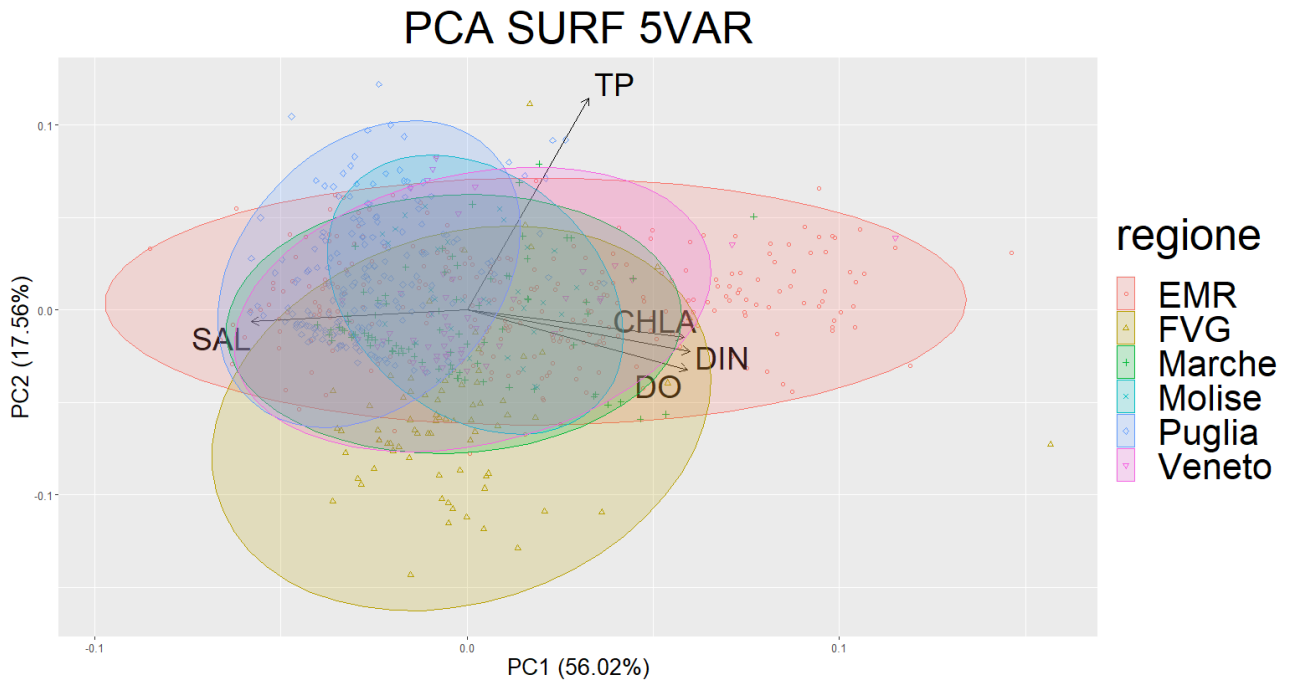


Figura 4.5 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati superficiali con in evidenza le ellissi dei dati appartenenti ad ogni regione, escluso l’Abruzzo.

PCA 2DEPTH 5VAR

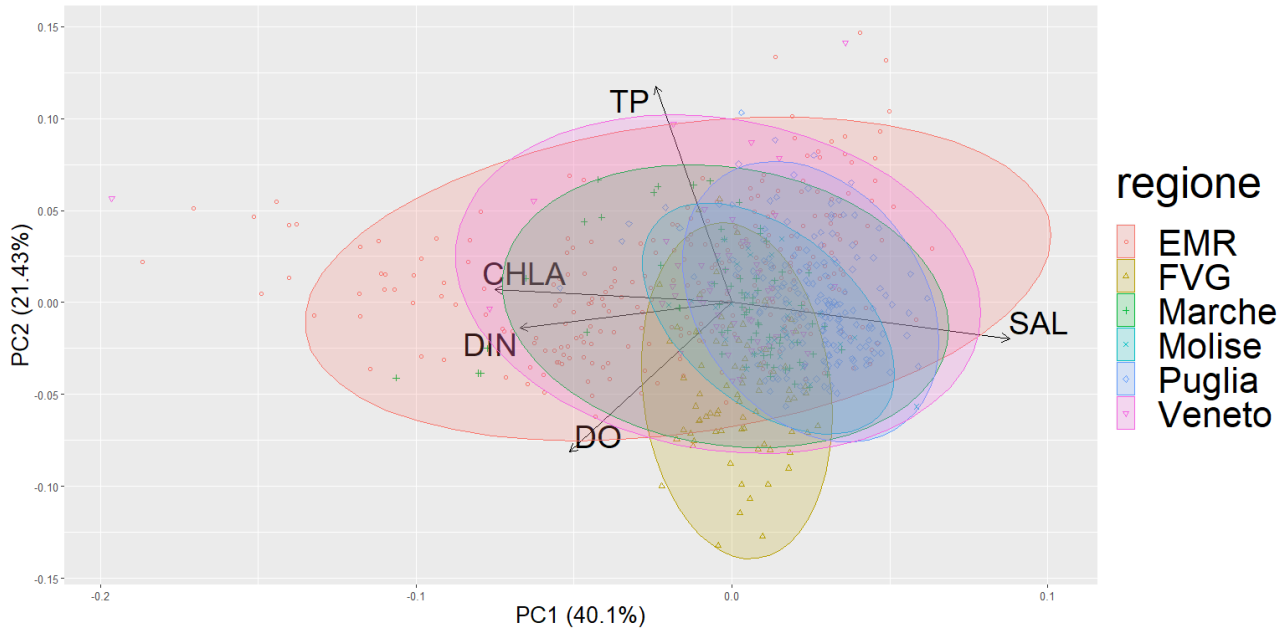


Figura 4.6 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati della seconda quota di campionamento con in evidenza le ellissi dei dati appartenenti ad ogni regione, escluso l’Abruzzo.

Utile risulta anche l’esplorazione della distribuzione dei dati in funzione delle altre categorie: stagione, MRU e WT. Suddividendo i dati in due stagioni (“estate” = da aprile a settembre, “inverno” = da ottobre a marzo) si vede (Figure 4.7-4.9) che la maggioranza di casi estremi di trofia avviene nei mesi invernali, sia in superficie (Fig. 4.8), sia sulla seconda quota (Fig. 4.9). Questo è dovuto all’apporto dei fiumi, tipicamente maggiore in mesi tardo autunnali e tardo invernali. Per quanto riguarda la suddivisione per MRU (Figure 4.10-4.12) nella MRU1 ricadono i dati estremi di trofia, ma anche i dati che si dispongono in basso rispetto al secondo gradiente: in questo caso si tratta dei dati del FVG e permane il dubbio se valori così bassi di TP siano confrontabili con i valori di TP delle altre regioni. La distribuzione dei dati delle MRU2 e MRU3 invece è molto simile ad indicare che i due gradienti rappresentati dai primi due assi delle PCA non riescono a differenziare tra queste due MRU. Infine, la distribuzione dei dati secondo il Water Type (Figg. 4.13-4.15) segue principalmente il gradiente del primo asse, in particolare nei dati superficiali (Fig. 4.14). Visto che l’assegnazione di ogni stazione di campionamento ad uno specifico WT è fatta in funzione principalmente della salinità, tale risultato è perfettamente logico. I dati dei tre WT invece non si differenziano lungo il secondo gradiente rappresentato dalle PCA.

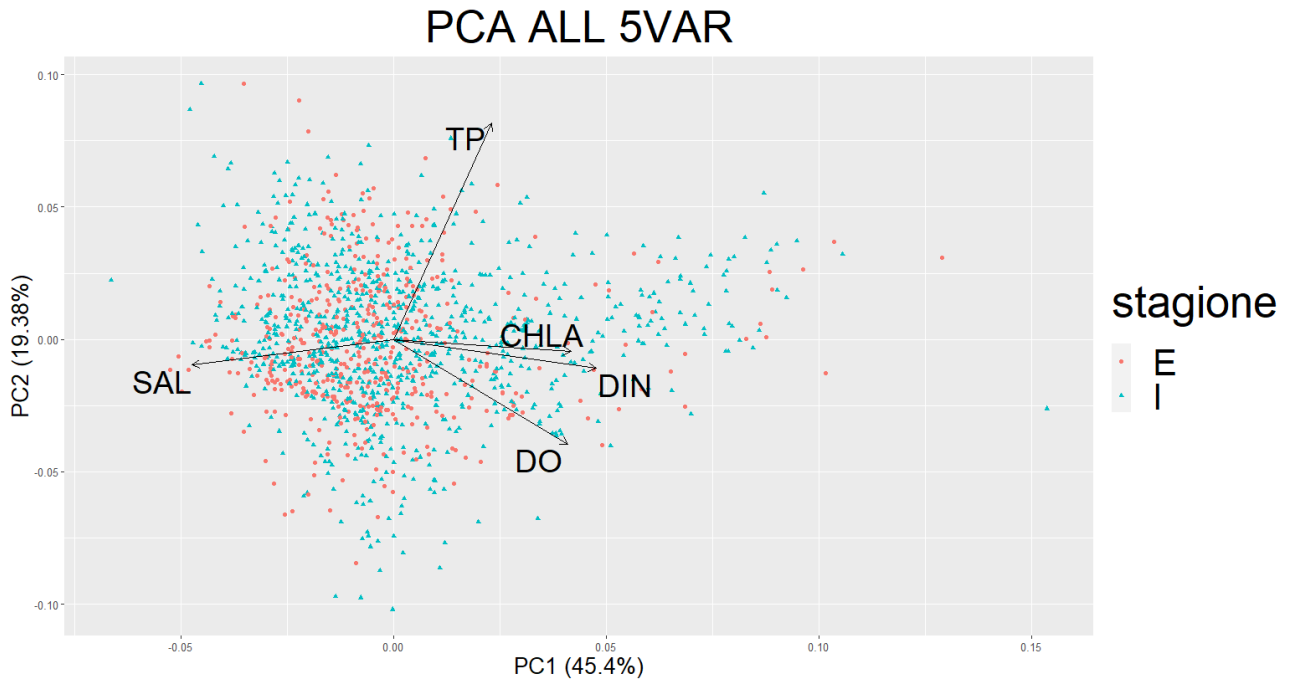


Figura 4.7 Biplot dei primi due assi della PCA su tutti i dati con i dati estivi (E, aprile-settembre) ed invernali (I, ottobre-marzo) rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

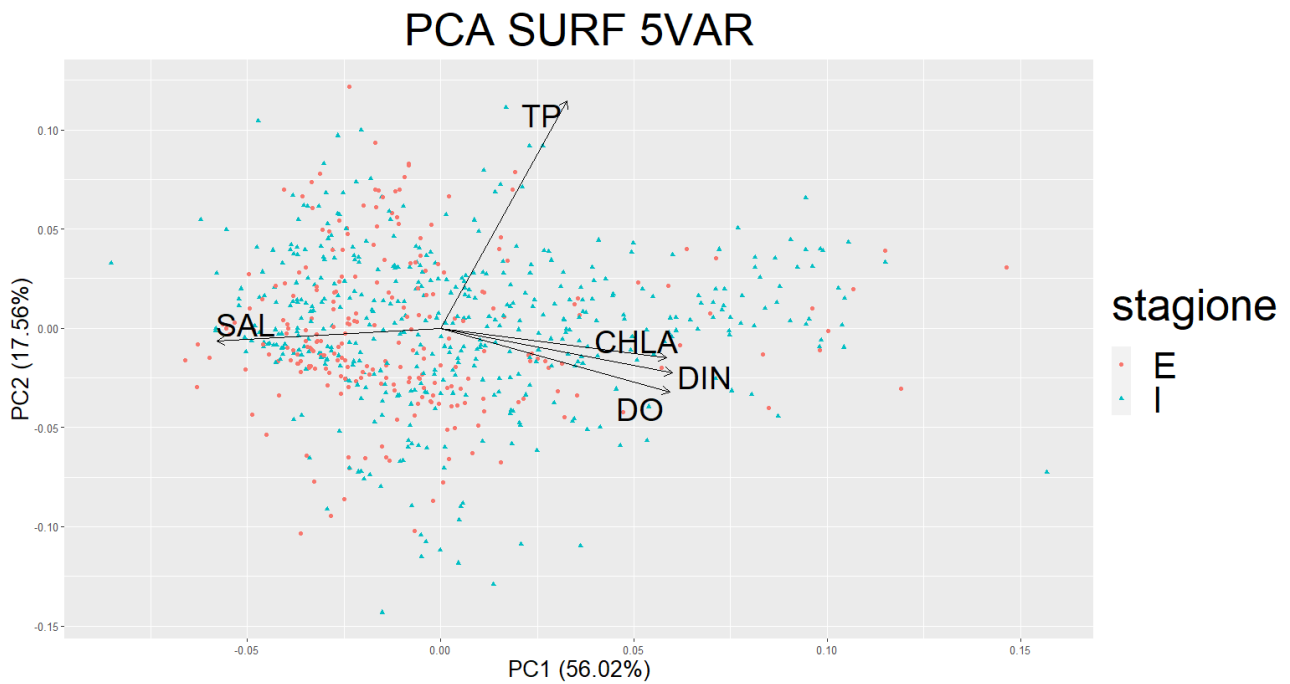


Figura 4.8 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati superficiali con i dati estivi (E, aprile-settembre) ed invernali (I, ottobre-marzo) rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

PCA 2DEPTH 5VAR

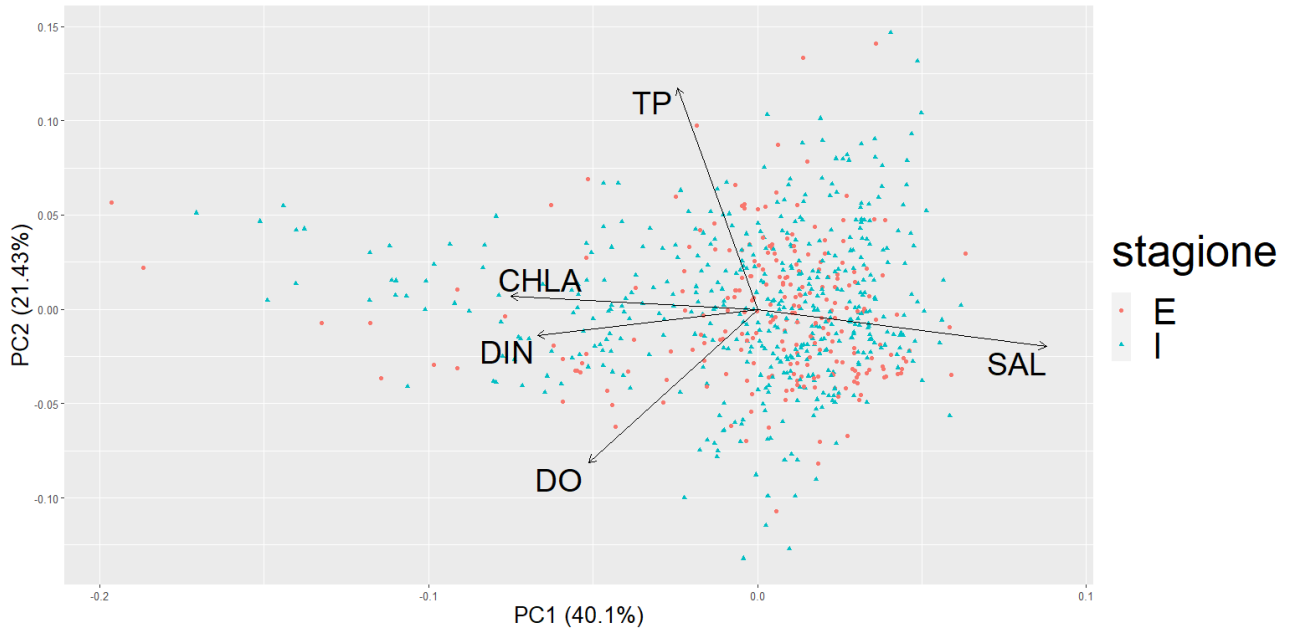


Figura 4.9 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati della seconda quota di campionamento con i dati estivi (E, aprile-settembre) ed invernali (I, ottobre-marzo) rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l’Abruzzo.

PCA ALL 5VAR

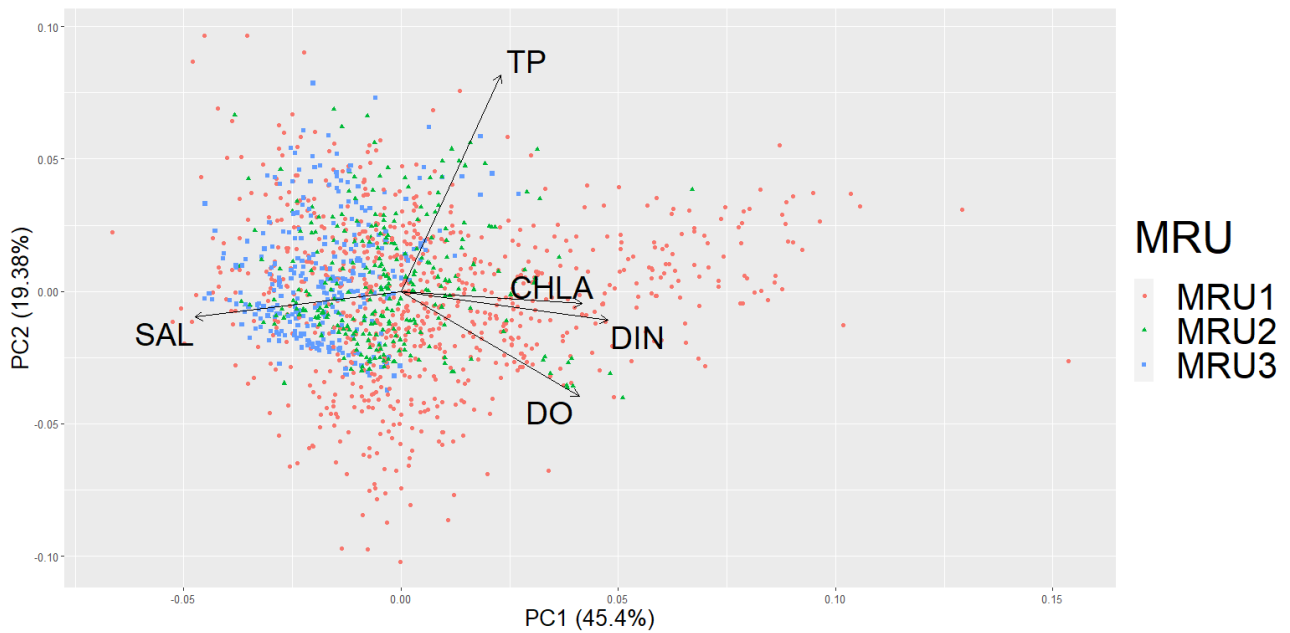


Figura 4.10 Biplot dei primi due assi della PCA su tutti i dati con i dati delle tre MRU rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l’Abruzzo.

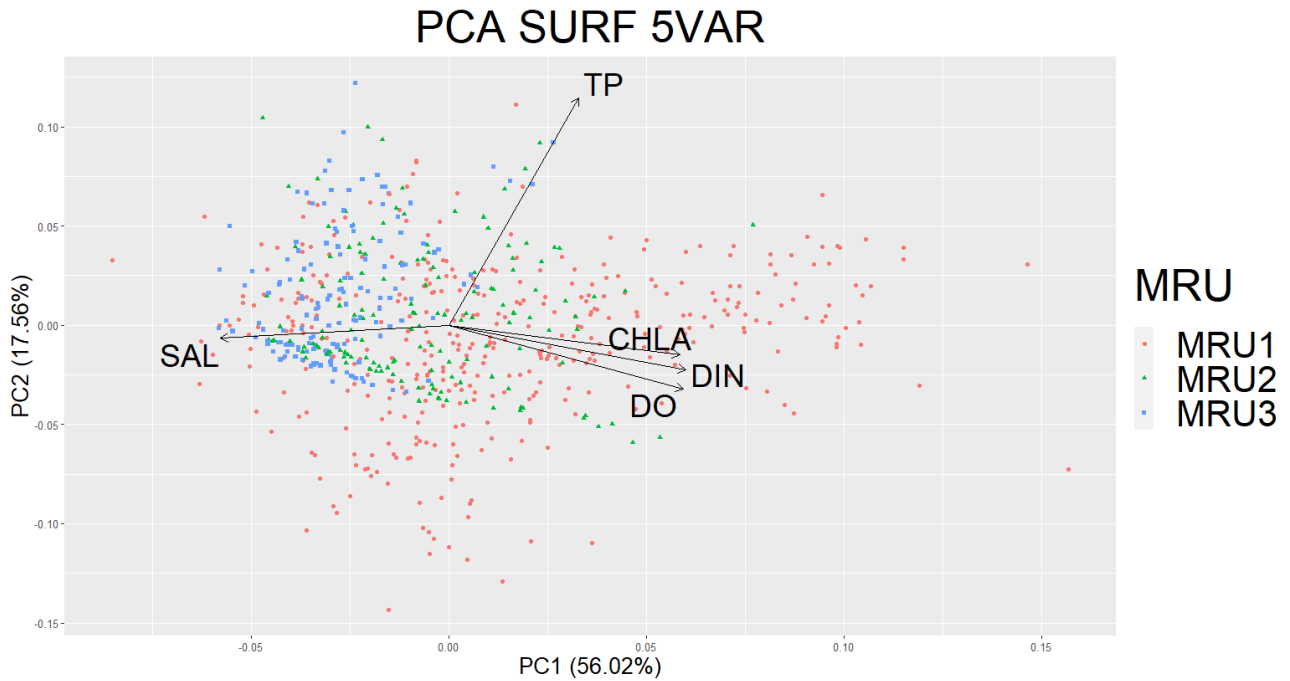


Figura 4.11 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati superficiali delle tre MRU rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

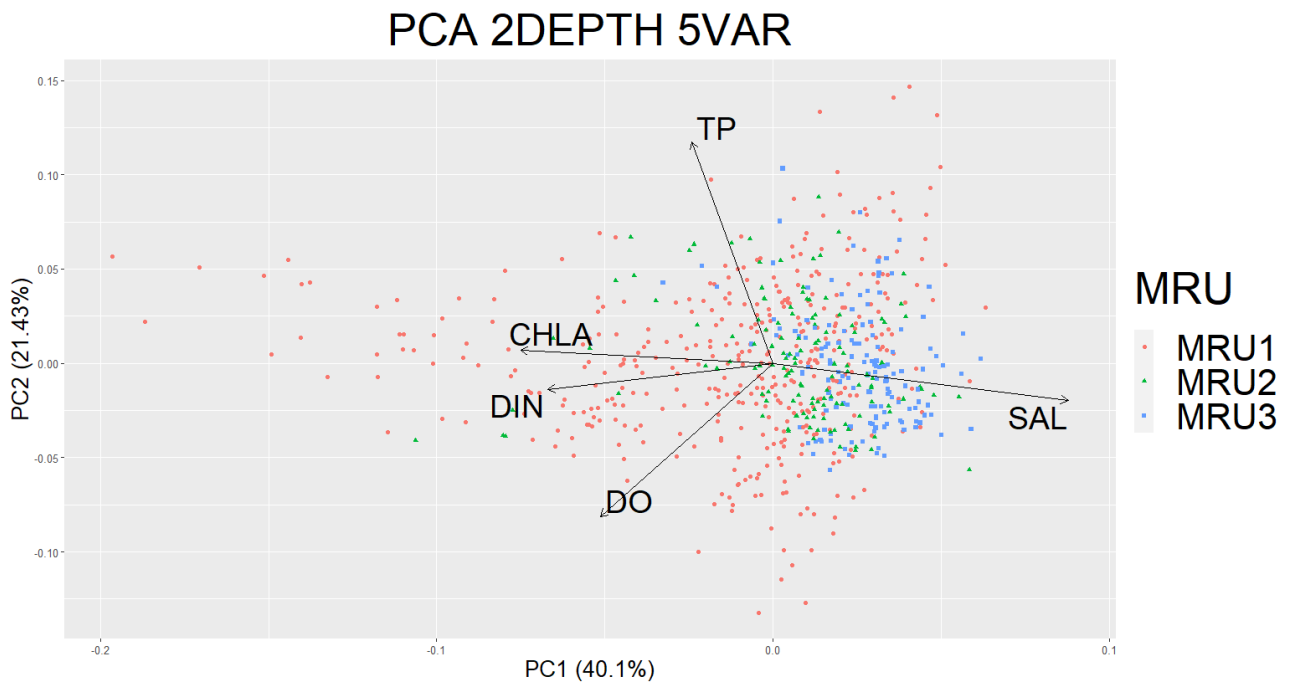


Figura 4.12 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati della seconda quota di campionamento con i dati delle tre MRU rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

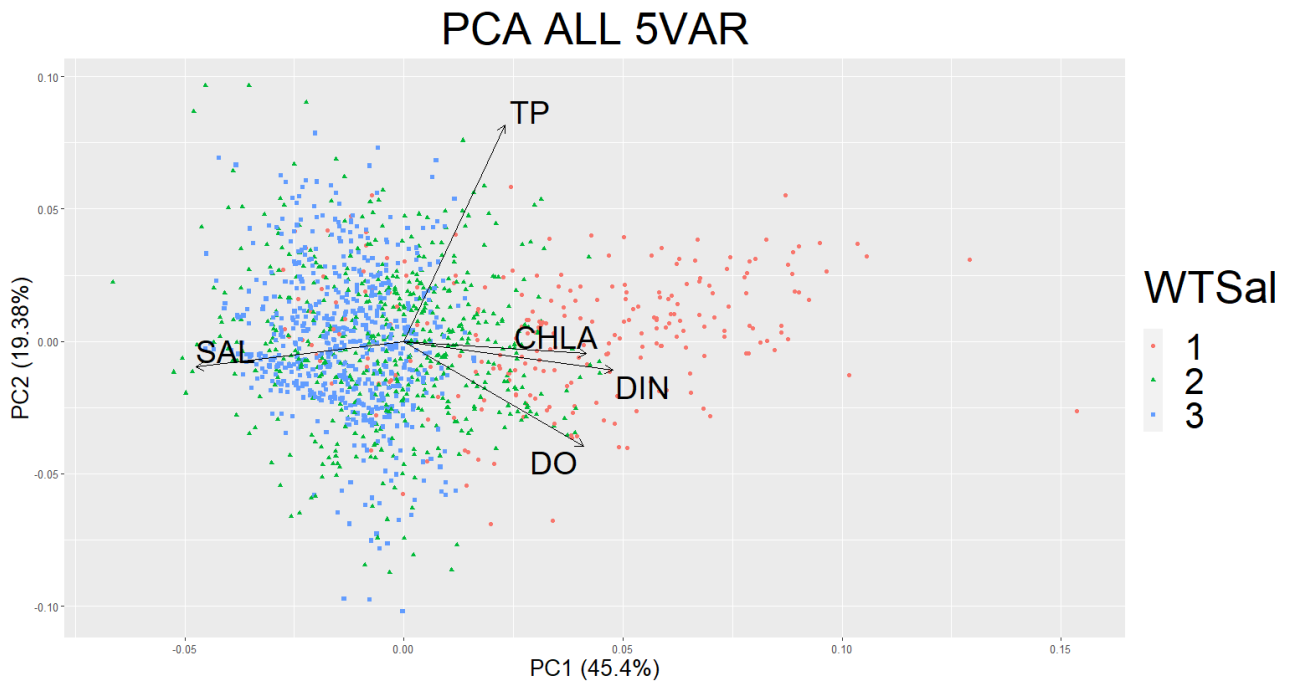


Figura 4.13 Biplot dei primi due assi della PCA su tutti i dati, con i dati dei tre Water Type rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

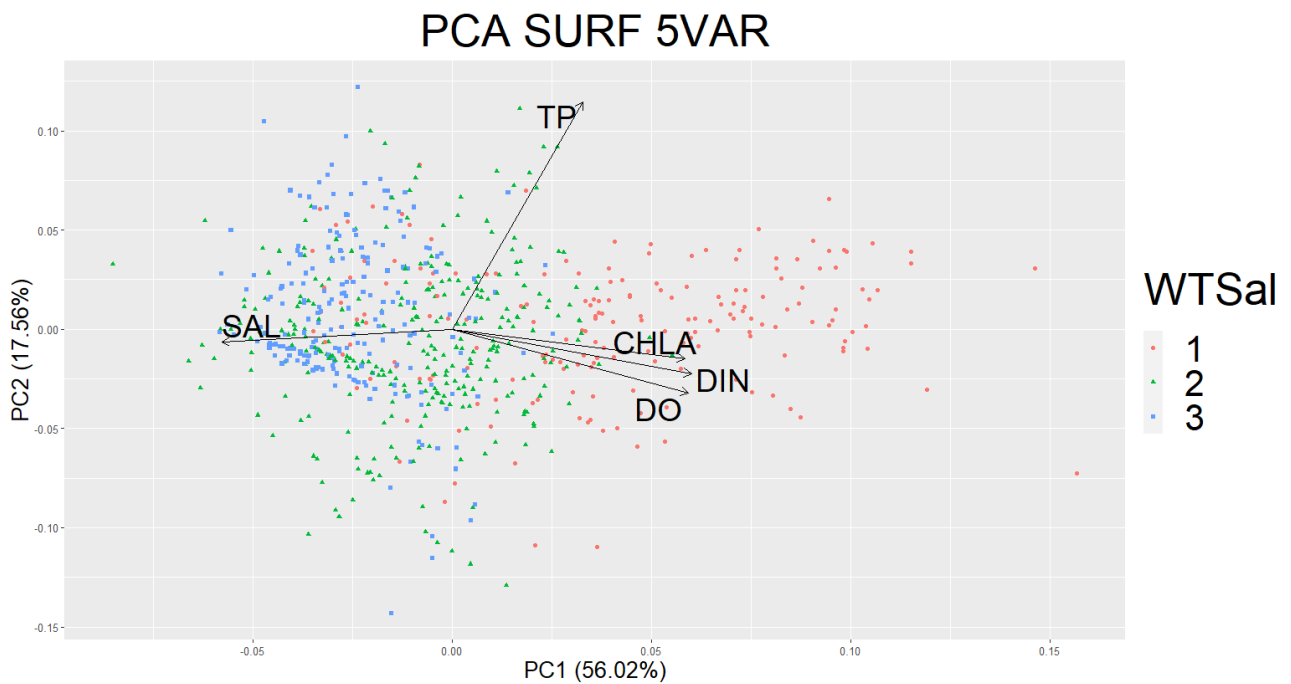


Figura 4.14 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati superficiali, con i dati dei tre Water Type rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l'Abruzzo.

PCA 2DEPTH 5VAR

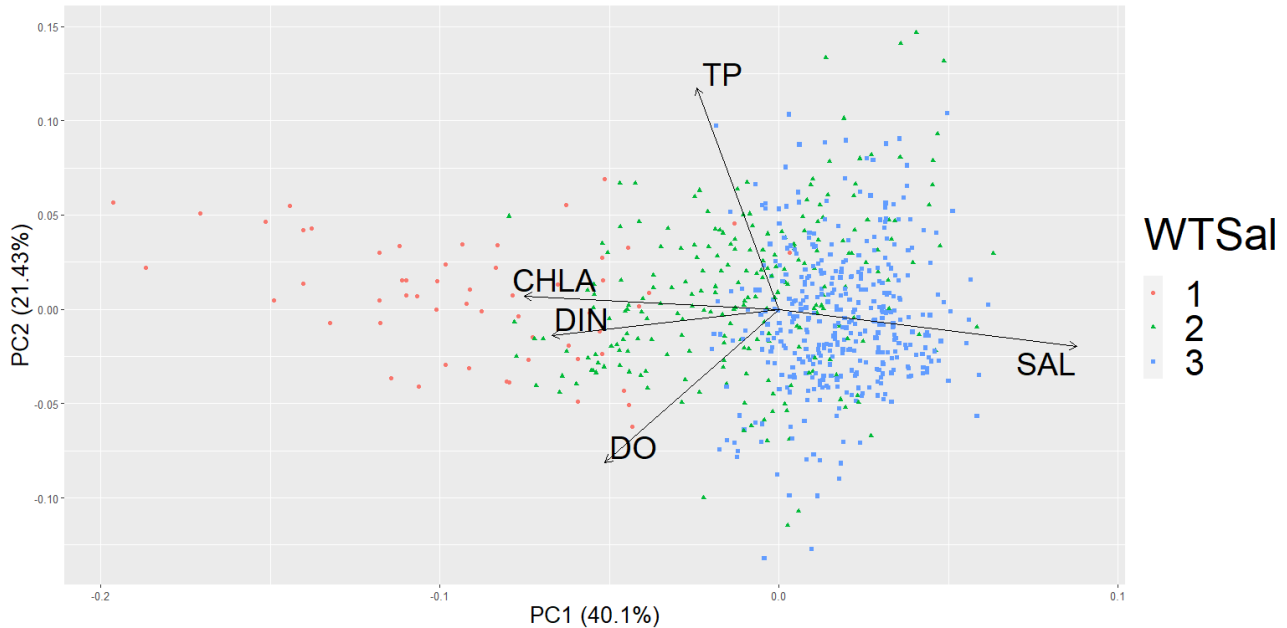


Figura 4.15 Biplot dei primi due assi della PCA sui dati della seconda quota di campionamento con i dati dei tre Water Type rappresentati da simboli e colori diversi, escluso l’Abruzzo.

Osservando i risultati dei test di Kruskal-Wallis e del post-hoc test di Dunn su tutti i dati si vede che i valori mediani delle variabili sono significativamente diversi tra le due “stagioni” considerate, tranne per la SAL. La differenziazione è più pronunciata per le acque superficiali, per le quali anche la salinità in estate è significativamente più bassa che in inverno. Invece alla seconda quota di campionamento solo il DIN è significativamente diverso tra estate ed inverno, e le mediane di TP e SAL sono anche differenti, ma con un livello di significatività inferiore. A questa quota non ci sono differenze in Chla e DO tra le due stagioni.

La suddivisione per MRU produce dataset con valori mediani della Chla e SAL significativamente diversi sia se considerati tutti insieme, sia se divisi nelle due quote di campionamento. In particolare, la MRU1 mostra sempre i valori più alti di Chla e più bassi di SAL, e la MRU3 i valori più bassi di CHLA e più alti di SAL, in accordo con il prevalente gradiente nord-sud dell’Adriatico occidentale. Il TP non mostra valori significativamente diversi tra le tre MRU. L’andamento di questo parametro è maggiormente legato a dinamiche stagionali che non a dinamiche spaziali. Infine, il DO mostra alcune differenze significative tra coppie di MRU, ma con indicazioni contrastanti e non facilmente interpretabili tra MRU.

Tabella 4.10 Mediana delle variabili misurate nelle due “stagioni” (Estate = aprile-settembre, Inverno = ottobre-marzo) e risultati del Kruskal-Wallis test. I risultati del test post-hoc di Dunn sono omessi in quanto per confronti tra due categorie sono esattamente uguali al test di Kruskal-Wallis. I livelli di significatività sono così indicati: 0 < *** < 0.001 < ** < 0.01 < * < 0.05 < . < 0.1.

	Tutti i dati	Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DO ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	SAL	TP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	DIN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
	Estate	0.65	229.7	37.1	0.24	2.85
	Inverno	0.83	235.95	37.26	0.32	3.91
KWTest	Tutti i dati	***	***		***	***
	SURFACE					
	Estate	0.32	220.01	35.8	0.21	2.85
	Inverno	0.6	237.81	36.61	0.33	4.32
KWTest	Tutti i dati	***	***	*	***	***
	Il profondità					
	Estate	1.17	239.7	37.86	0.26	2.72
	Inverno	1.065	234.505	37.69	0.32	3.42
KWTest	Tutti i dati			.	*	***

Le mediane delle variabili utilizzate sono sempre significativamente diverse tra i diversi Water Type sia per i dati superficiali, sia per il dataset completo (tranne in quest’ultimo caso per la differenza tra WT2 e WT3 del DO che non è significativa). WT1 è sempre caratterizzato da Chla, DO, TP e DIN alti e SAL bassa, mentre WT3 è caratterizzato da SAL alta e Chla, DO, TP e DIN bassi. I valori per WT2 sono intermedi rispetto a questi due estremi. Alla seconda quota di campionamento si osserva lo stesso andamento nella significatività delle differenze tra mediane dei parametri, tranne che per il DO che mostra poca differenziazione tra i diversi WT a questa quota. Quindi, rispetto alle MRU, la suddivisione per WT sembra più giustificata, dividendo meglio gruppi di acque con caratteristiche diverse rispetto ad un maggior numero di variabili.

Tabella 4.11 Mediana delle variabili misurate nelle singole MRU e risultati del Kruskal-Wallis test e del test post-hoc di Dunn. I livelli di significatività sono così indicati: 0 < *** < 0.001 < ** < 0.01 < * < 0.05 < . < 0.1.

	Tutti i dati	Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DO ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	SAL	TP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	DIN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
	MRU1	1.23	238.48	36.13	0.29	4.14
	MRU2	0.52	235.64	37.5	0.29	3
	MRU3	0.335	228.76	38.49	0.275	2.1
KWTest	Tutti i dati	***	**	***		***
Post-hoc Dunn	MRU2-MRU1	***		***		
	MRU3-MRU1	***	**	***		***
	MRU3-MRU2	***	.	***		***
	Superficie					
	MRU1	0.8	242.67	34.95	0.29	5.18
	MRU2	0.3	228.12	36.78 5	0.28	3.28
	MRU3	0.15	219.62	38.33	0.27	2.07
KWTest	Tutti i dati	***	***	***		***
Post-hoc Dunn	MRU2-MRU1	***	**	***		
	MRU3-MRU1	***	***	***		***
	MRU3-MRU2	***	*	***		***
	Il profondità					
	MRU1	1.555	233.46	37.05 5	0.29	3.435
	MRU2	0.8	240.64	38.08	0.29	2.85
	MRU3	0.5	236.26	38.62	0.28	2.17
KWTest	Tutti i dati	***	.	***		***
Post-hoc Dunn	MRU2-MRU1	***		***		
	MRU3-MRU1	***		***		***
	MRU3-MRU2	***		***		***

Tabella 4.12: Mediana delle variabili misurate nei singoli Water Type (WT) e risultati del Kruskal-Wallis test e del test post-hoc di Dunn. I livelli di significatività sono così indicati: 0 < *** < 0.001 < ** < 0.01 < * < 0.05 < . < 0.1.

	Tutti i dati	Chla ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DO ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	SAL	TP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	DIN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
	WT1	1.86	275.33	32.69	0.46	14.22
	WT2	0.83	230.33	36.44	0.28	3.36
	WT3	0.52	229.70	38.26	0.26	2.58
KWTest	Tutti i dati	***	***	***	***	***
Post-hoc Dunn	WT1-WT2	***	***	***	***	***
	WT3-WT1	***	***	***	***	***
	WT3-WT2	***	ns	***	***	***
	Superficie					
	WT1	1.41	269.39	32.22	0.46	14.33
	WT2	0.47	228.12	36.29	0.23	2.94
	WT3	0.16	220.95	38.24	0.26	2.43
KWTest	Tutti i dati	***	***	***	***	***
Post-hoc Dunn	WT1-WT2	***	***	***	***	***
	WT3-WT1	***	***	***	***	***
	WT3-WT2	***	***	***	***	***
	Il profondità					
	WT1	4.52	287.675	32.98 5	0.475	14.145
	WT2	1.44	233.6	36.60	0.33	4.05
	WT3	0.72	234.08	38.28	0.26	2.78
KWTest	Tutti i dati	***	*	***	***	***
Post-hoc Dunn	WT1-WT2	***	*	***	***	*
	WT3-WT1	***	ns	***	.	***
	WT3-WT2	***	ns	***	**	***

4.4.2.3 Conclusioni

Dalle analisi esplorative eseguite si possono derivare le seguenti conclusioni:

- I dati di regioni diverse mostrano delle significative variabilità ed eterogeneità, in particolare per i nutrienti. Anche escludendo i dati dell'Abruzzo, che presentano valori di TP evidentemente troppo elevati, permangono dubbi sulla effettiva possibilità di confrontare tra di loro dati con qualità e DL molto diversi. Si ravvisa che qualora la verifica del superamento delle soglie per il Descrittore 5 fosse affidata a queste stesse modalità di raccolta dati, senza un opportuno

esercizio di intercalibrazione, in regioni diverse si potrebbero identificare soglie diverse per effetto della diversa qualità del dato. Inoltre, la rappresentatività spaziale delle stazioni di campionamento rappresenta un ulteriore aspetto da valutare. Ad esempio, le stazioni scelte per alcune regioni, in particolare per il Veneto, sembrano non del tutto rappresentative della variabilità dell'area marina di competenza, producendo a loro volta, soglie del Descrittore 5 non rappresentative

- I due principali gradienti che agiscono sulle acque dell'Adriatico sono uno legato all'arricchimento da apporti terrigeni, l'altro all'arricchimento autogeno (rimineralizzazione) con contemporaneo depauperamento dell'ossigeno disciolto. Tali gradienti sono particolarmente visibili per le acque superficiali, mentre tendono ad essere meno determinanti per la seconda quota di campionamento;
- La strategia migliore da seguire sembra essere quella di lavorare sui dati superficiali che sono quelli in cui non solo i gradienti sono meglio visibili, ma tutte le distribuzioni per stagione, MRU o WT risultano più chiaramente interpretabili. Inoltre, la superficie ha il pregio di essere a quota fissa, rispetto alla seconda quota di campionamento determinata ad ogni campionamento in funzione del picco profondo di clorofilla;
- Dalle analisi eseguite risulta non utile suddividere e considerare separatamente i dati in base alla "stagione" (estate = aprile-settembre, inverno = ottobre-marzo): la variabilità stagionale ed interannuale dei processi che influenzano le caratteristiche del Mar Adriatico è infatti molto alta;
- La suddivisione per MRU per quanto pratica, non trova giustificazione nella caratterizzazione chimico-fisica delle MRU. L'approccio migliore è quello di suddividere i dati per Water Type, in quanto si ottengono gruppi di dati caratterizzati da valori diversi per un maggiore numero di variabili.

4.4.3 Applicazione di un modello lineare ed un GAM (generalized additive model)

Per ciascun dataset corrispondente alle tre diverse Water Type del mar Adriatico è stato applicato un modello lineare ed un GAM (*generalized additive model*) per valutare possibili relazioni non lineari tra la variabile risposta (Chla) e le variabili predittive (TP e DIN). Preliminarmente, nei dataset sono state rimosse le stazioni dell'Abruzzo per la presenza di valori anomali di TP e del mar Ionio in quanto ci si è focalizzati solo sul Mar Adriatico considerando i dati superficiali (vedi paragrafo precedente). Inoltre, tramite un grafico a punti (*dot plot*) è stata valutata la presenza di eventuali

valori anomali (*outliers*). Poiché l'assunzione di normalità, dopo il test di Shapiro-Wilk, non risultava soddisfatta, è stata applicata una correlazione per ranghi di Spearman per valutare la correlazione tra le variabili usando il pacchetto Hmsic (Harrell, 2021) in R (RStudio Team, 2021). Infine la relazione tra variabile risposta e variabili predittive è stata valutata anche tramite grafico a dispersione (*scatterplot*).

Sono state provate diverse combinazioni di modelli lineari inserendo una o entrambe le variabili predittive, con o senza *outliers*, anche applicando una trasformazione logaritmica in base dieci (i dati sono stati prima moltiplicati per mille per evitare valori negativi). È stato scelto il modello migliore in base all'*adjusted r²* (Ezekiel, 1930) e al rispetto delle assunzioni di normalità, omogeneità della varianza ed indipendenza dei dati. Infine, per valutare la capacità del modello di predire valori di clorofilla da nuovi valori delle variabili predittive (*model prediction*), è stato creato un nuovo dataset di valori di TP e DIN utilizzando una sequenza casuale di dati generata dal dataset originario. Per quanto riguarda il GAM, anche in questo caso sono state provate diverse combinazioni di variabili, anche con funzioni *smooth* per valutare una possibile relazione non lineare dei dati. Ogni modello è stato poi testato con diverse famiglie di distribuzione: gaussiana, Gamma, inversa gaussiana usando il pacchetto mgcv (Wood 2011) in R (RStudio Team, 2021). Il modello migliore è stato scelto in base all'*adjusted r²* e al rispetto delle assunzioni di normalità, omogeneità della varianza ed indipendenza dei dati. Come per il modello lineare, è stata valutata la capacità del miglior modello di predire i valori di clorofilla con nuovi valori delle variabili predittive. Tutte le analisi sono state condotte in R (RStudio Team, 2021).

4.4.3.1 Risultati per il Water Type 1:

Dimensione dataset: 202 valori (3 valori mancanti TP)

Outliers: sono stati rimossi quattro valori di clorofilla superiori a 15.69 e un valore di DIN (120.29).

Correlazione tra le variabili: il grado di correlazione tra clorofilla ed i nutrienti è discreto e positivo, superiore al 50%, tuttavia anche la correlazione tra i due nutrienti risulta essere alta indicando un certo grado di collinearità tra le due variabili ($r_s = 0.61$) (Tab. 4.13). Questi risultati non cambiano rimuovendo gli *outliers* o applicando una trasformazione con il logaritmo in base dieci.

Tabella 4.13 Risultati della correlazione di Spearman tra le variabili.

	Clorofilla	TP	DIN
Clorofilla	1	0.51	0.53
TP	0.51	1	0.61
DIN	0.53	0.61	1

Relazione tra variabili predittive e risposta: dai grafici a dispersione, si osserva che la relazione di clorofilla con entrambi i nutrienti è positiva e può essere considerata quasi lineare, in quanto la stima della curva non lineare ottenuta con il metodo LOESS si sovrappone quasi completamente alla retta lineare e non mostra degli andamenti che possano indicare una chiara distribuzione non lineare dei dati (Figg. 4.16-4.17), soprattutto per TP e dopo trasformazione logaritmica (Fig. 4.17).

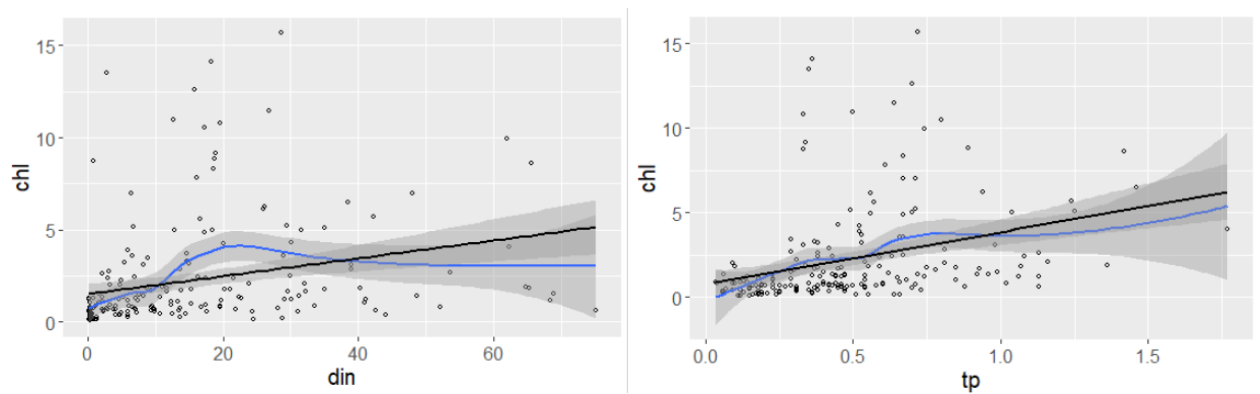


Figura 4.16 Scatterplot tra clorofilla (chl) e i nutrienti (DIN e TP) senza outliers. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

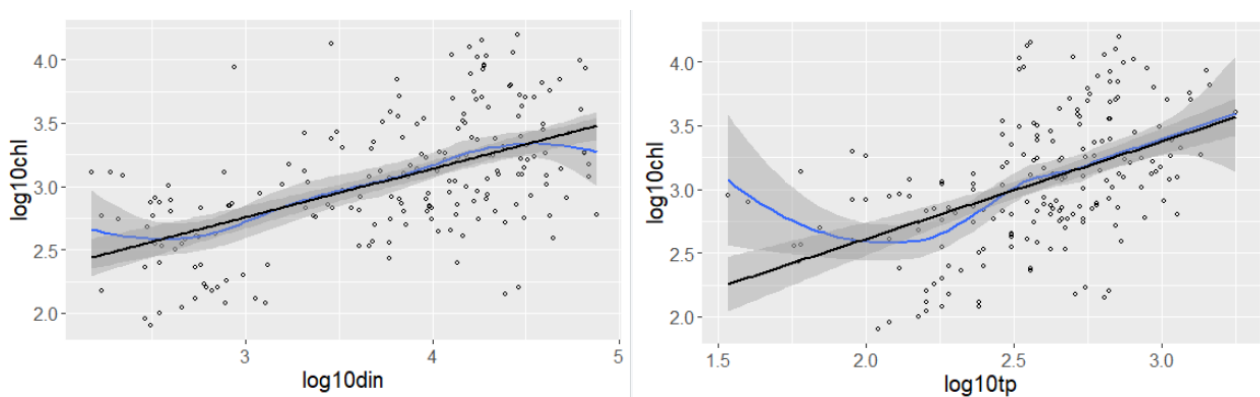


Figura 4.17. Scatterplot tra il logaritmo di clorofilla (\log_{10} chl) e il logaritmo dei nutrienti (\log_{10} DIN e \log_{10} TP) senza outliers. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

Modello lineare: il modello con la maggiore varianza spiegata è risultato essere quello con tutte le variabili trasformate con logaritmo in base 10 e senza *outliers* ($r^2_{adj}=0.37$), tuttavia la maggior parte della varianza rimane non spiegata (>60%). Entrambi i nutrienti sono risultati significativi (p-values <0.001) (Tab. 4.14). La trasformazione si è resa necessaria per rispettare le assunzioni. Sebbene spieghi una bassa percentuale di varianza, il modello riesce a predire bene valori di clorofilla usando nuovi valori di nutrienti (Fig. 4.18).

Tabella 4.14. Risultati del miglior modello lineare per il Water Type 1.

```
lm(formula = log10chl ~ log10TP + log10DIN , data = wt1.4)

Residuals:
  Min      1Q  Median      3Q      Max
-1.20007 -0.28070  0.00229  0.29715  1.18237

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  0.72068    0.24247   2.972 0.00334 **
log10TP      0.47656    0.10124   4.707 4.81e-06 ***
log10DIN     0.29350    0.04485   6.545 5.35e-10 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.4083 on 191 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.3744, Adjusted R-squared:  0.3678
F-statistic: 57.14 on 2 and 191 DF, p-value: < 2.2e-16
```

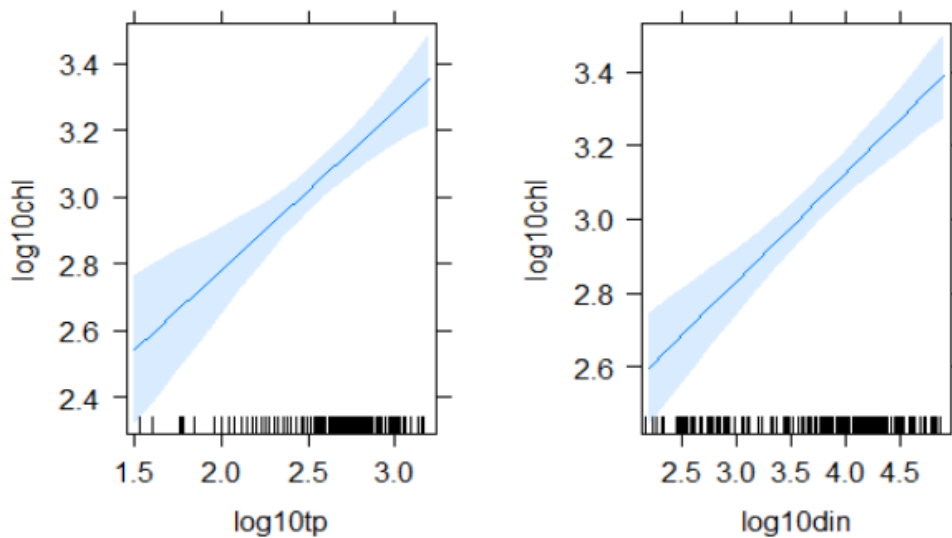


Figura 4.18 Rette di regressione del modello lineare con gli intervalli di confidenza al 95% (bande azzurre) tra i valori di clorofilla (\log_{10} chl) predetti dal modello e nuovi valori di nutrienti. Le linee sull'asse delle x indicano la distribuzione dei dati originali. In ogni grafico i valori della seconda variabile predittiva non plottata sono mediati.

Generalized additive model: Il modello migliore è risultato essere quello con tutte le due variabili trasformate, con una funzione *spline* (*thin plate regression splines*) applicata ad entrambe, con la famiglia gaussiana (*link identity*) e senza *outliers*. Il modello spiega il 42% della varianza ($r^2_{adj} = 0.422$) ed entrambe le variabili predittive sono risultate significative ($p\text{-values} < 0.001$) (Tab. 4.15). Le assunzioni (normalità, omogeneità della varianza, indipendenza dei dati) sono rispettate. La relazione tra clorofilla e TP può essere considerata lineare, mentre tra clorofilla e DIN il modello migliore ha identificato una relazione non lineare (Fig. 4.19). Tuttavia, osservando i grafici ottenuti predicendo i valori di clorofilla da nuovi valori delle variabili predittive, si può considerare lineare anche quest'ultima poiché l'aggiunta di un termine *smooth* produce una curva di regressione che tende a sovradattarsi alla distribuzione dei dati e il modello non migliora significativamente in termini di varianza spiegata (Fig. 4.20). Anche in questo caso, il modello riesce a predire bene valori di clorofilla usando nuovi valori di nutrienti (Fig. 4.20).

Tabella 4.15. Risultati del miglior GAM per il Water Type 1.

Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 $\log_{10}\text{chl} \sim s(\log_{10}\text{DIN}) + s(\log_{10}\text{TP})$

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.05753	0.02803	109.1	<2e-16***

 Signif. codes:
 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value
s(log ₁₀ DIN)	4.730	5.810	10.18	< 2e-16 ***
s(log ₁₀ TP)	1.836	2.343	14.66	9.46e-07 ***

 Signif. codes:
 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.422 Deviance explained = 44.2%
 GCV = 0.15862 Scale est. = 0.15244 n = 194

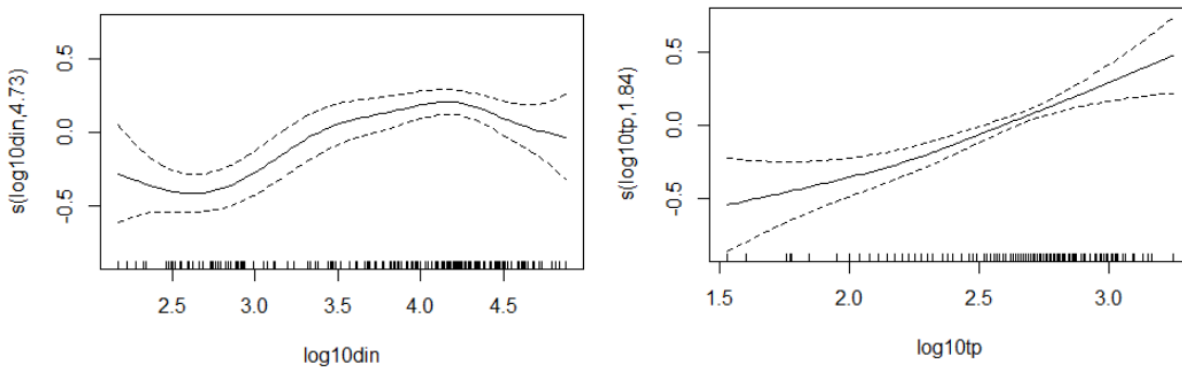


Figura 4.19 Effetto parziale della funzione *spline* di ogni variabile predittiva nel modello sulla variabile risposta. Le linee sull'asse delle x indicano la distribuzione dei dati originali. Le linee tratteggiate indicano gli intervalli di confidenza al 95%.

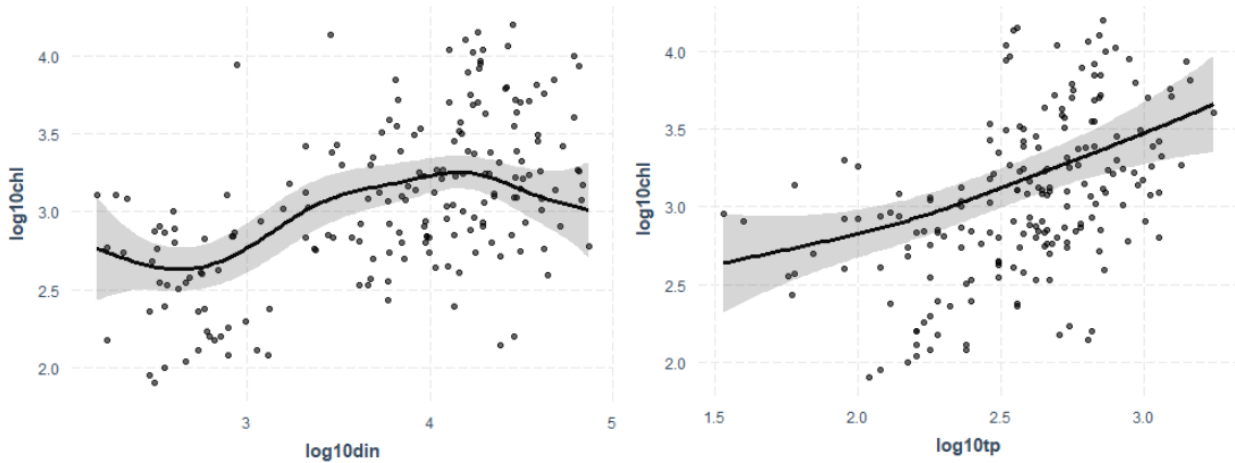


Figura 4.20 Curve di regressione dei modelli GAM con gli intervalli di confidenza al 95% (bande grigie) tra i valori di clorofilla ($\log_{10} chl$) predetti dal modello e nuovi valori di nutrienti. I punti sui grafici rappresentano i dati osservati. In ogni grafico i valori della seconda variabile predittiva non plottata sono mediati.

Ricerca valori soglia nutrienti: poiché il modello GAM risulta spiegare poco più del modello lineare senza apportare ulteriori informazioni utili sulla relazione tra le variabili, è stato scelto il miglior modello lineare precedentemente identificato per ricavare i valori soglia di TP e DIN in funzione di quelli soglia di clorofilla. È stato quindi rilanciato lo stesso modello lineare, ma, in questo caso, senza moltiplicare i valori di clorofilla e dei nutrienti per mille prima della trasformazione logaritmica. Il risultato non differisce rispetto al precedente in termini di r^2 adjusted (Tab. 4.162).

Tabella 4.16 Risultati del miglior modello lineare per il Water Type 1.

```
lm(formula = log10chl ~ log10TP + log10DIN, data = wt1.4)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.20007	-0.28070	0.00229	0.29715	1.18237

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.03085	0.07186	0.429	0.668
log ₁₀ TP	0.47656	0.10124	4.707	4.81e-06 ***
log ₁₀ DIN	0.29350	0.04485	6.545	5.35e-10 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.4083 on 191 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3744, Adjusted R-squared: 0.3678

F-statistic: 57.14 on 2 and 191 DF, p-value: < 2.2e-16

Partendo dall'equazione del modello lineare:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2$$

sono stati sostituiti a y il logaritmo in base dieci della media geometrica (MG) del valore soglia di clorofilla per la Water Type 1 (5 MG clorofilla: $0.70 \log_{10}$ MG clorofilla; Giovanardi et al. 2018), a b_0 il valore dell'intercetta (0.03) ricavata nel modello e a b_i i coefficienti delle variabili predittive del modello lineare ($b_1 \rightarrow b_{\log_{10}DIN}$: 0.29; $b_2 \rightarrow b_{\log_{10}TP}$: 0.48). Infine, dovendo trovare sia i valori soglia di \log_{10} DIN (cioè x_1) che di \log_{10} TP (cioè x_2), si ha un'equazione a due incognite. Per derivare x_1 e x_2 si è scelto di usare la media del rapporto di \log_{10} MG DIN/ \log_{10} MG TP (-3.14). Essendo $\log_{10}DIN = -3.14 \log_{10}TP$ e $\log_{10}TP = -1/3.14 \log_{10}DIN$, per trovare $\log_{10}TP$, x_1 è stato sostituito con $-3.14x_2$, mentre per trovare $\log_{10}DIN$, x_2 è stato sostituito con $-1/3.14x_1$. Risolvendo entrambe le equazioni per x_1 e x_2 , è stato ottenuto un valore limite di $\log_{10}TP$ molto basso uguale a -1.55 ($0.03 \mu\text{mol L}^{-1}$ TP), e un valore limite per $\log_{10}DIN$ molto alto uguale a 4.78 ($60256 \mu\text{mol L}^{-1}$ di DIN).

Dopo aver escluso la possibilità di errori nella sostituzione dei termini e nel calcolo algebrico, emerge che i risultati poco realistici ottenuti sono da attribuirsi alla scelta dei dati che vengono usati per calcolare i valori soglia attraverso questa equazione.

4.4.3.2 Risultati per il Water Type 2:

Dimensione dataset: 348 valori (14 valori mancanti TP, 1 per clorofilla).

Outliers: sono stati rimossi un valore di clorofilla uguale a 7.99, due valori di TP superiori a 1.78 e due valori di DIN superiori a 39.12.

Correlazione tra variabili: il grado di correlazione tra clorofilla e nutrienti è positivo ma basso soprattutto con TP ($r_s = 0.19$) mentre con DIN è leggermente più alto ($r_s = 0.33$). Non si nota collinearità tra le variabili predittive ($r_s = 0.16$) (Tab. 4.17). Questi risultati non cambiano rimuovendo gli *outliers* o applicando una trasformazione con logaritmo in base dieci.

Tabella 4.17. Risultati della correlazione di Spearman tra le variabili.

	Clorofilla	TP	DIN
Clorofilla	1	0.19	0.33
TP	0.19	1	0.16
DIN	0.33	0.16	1

Relazione tra variabili predittive e risposta: gli *scatterplot* tra clorofilla e le variabili predittive dopo aver rimosso gli *outliers* mostrano relazioni positive, anche se la relazione tra TP e clorofilla è molto debole (Figure 4.21-4.22). In TP è ben visibile, inoltre la presenza di valori corrispondenti ai limiti di rilevabilità dello strumento. Le relazioni possono essere considerate lineari, in quanto la stima della curva non lineare ottenuta con il metodo LOESS non mostra degli andamenti che possono indicare una chiara distribuzione non lineare dei dati (Fig. 4.22).

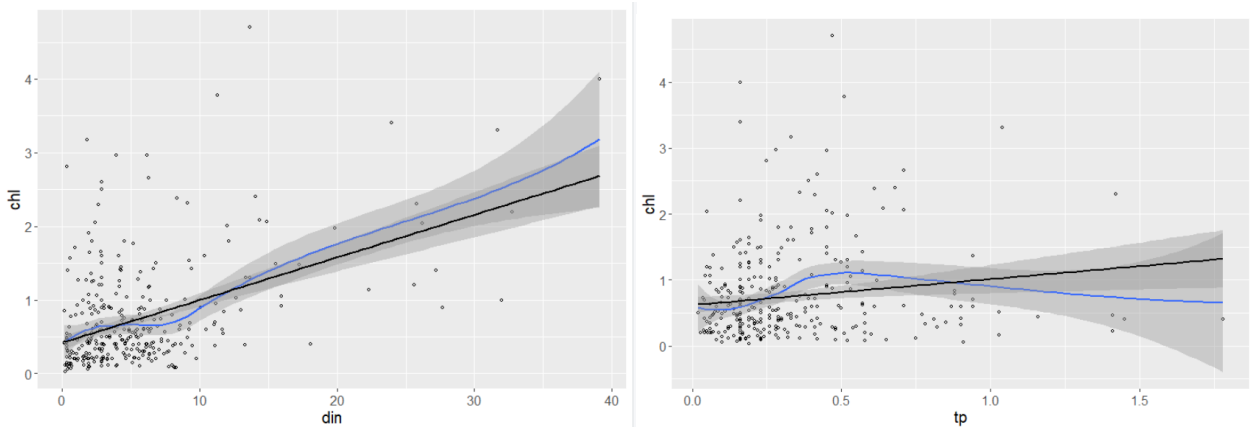


Figura 4.21 *Scatterplot* tra clorofilla e i nutrienti (DIN e TP) senza *outliers*. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

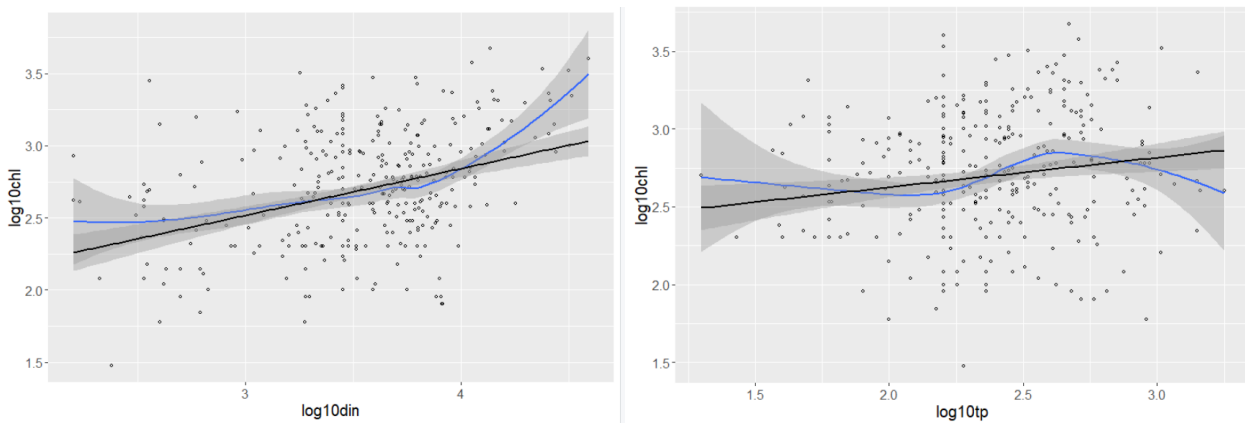


Figura 4.22 *Scatterplot* tra il logaritmo di clorofilla (\log_{10} chl) e il logaritmo dei nutrienti (\log_{10} DIN e \log_{10} TP) senza *outliers*. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

Modello lineare: La varianza spiegata da tutti i modelli lineari testati risulta molto bassa (<20%). Il modello con la maggiore varianza spiegata (17%) è risultato essere quello con clorofilla e TP trasformati con logaritmo in base dieci e DIN non trasformato. Tuttavia in questo modello le assunzioni di omogeneità della varianza ed indipendenza dei dati non sono rispettate, quindi è stato scelto un modello con tutte le variabili trasformate per rispettare le assunzioni e senza *outliers*

($r^2_{adj}=0.14$). Entrambi i nutrienti sono risultati significativi, ma $\log_{10}TP$ in misura minore (p-value = 0.025) rispetto a $\log_{10}DIN$ (p-value <0.001) (Tab. 4.18). La maggiore varianza spiegata è data dal $\log_{10}DIN$, in quanto se questa variabile predittiva viene rimossa dal modello, l' $r^2_{adjusted}$ si riduce a 0.02. Sebbene spieghi una bassa percentuale di varianza, il modello selezionato riesce a predire bene valori di clorofilla usando nuovi valori di nutrienti (Fig. 4.23).

Tabella 4.18 Risultati del miglior modello lineare per il Water Type 2.

```
lm(formula = log10chl ~ log10TP + log10DIN, data = wt2.3)

Residuals:
    Min      1Q   Median      3Q      Max
-0.96742 -0.25396 -0.00379  0.28028  1.05251

Coefficients:
            Estimate Std. Error  t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.27235    0.20164   6.310 9.03e-10 ***
log10TP      0.13619    0.06077   2.241  0.0257 *
log10DIN     0.31189    0.04613   6.761 6.27e-11 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3748 on 328 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.1475, Adjusted R-squared:  0.1423
F-statistic: 28.38 on 2 and 328 DF, p-value: 4.288e-12
```

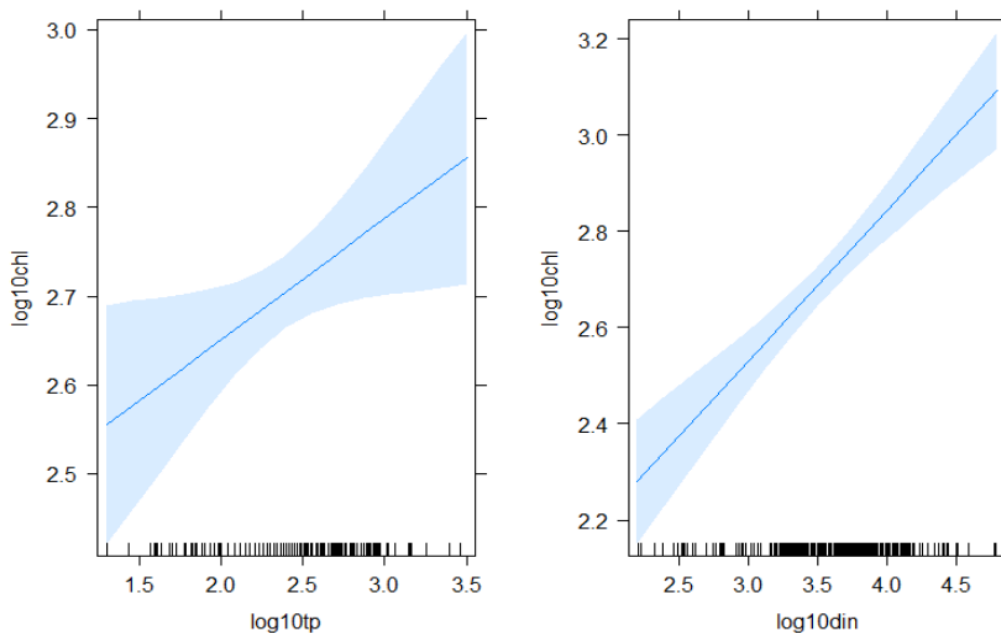


Figura 4.23 Rette di regressione del modello lineare con gli intervalli di confidenza al 95% (bande azzurre) tra i valori di clorofilla ($\log_{10}chl$) predetti dal modello e nuovi valori di nutrienti. Le linee sull'asse delle x indicano la distribuzione dei dati originali. In ogni grafico i valori della seconda variabile predittiva non plottata sono mediati.

Generalized additive model: Il modello migliore è risultato essere quello con tutte le variabili trasformate, con una funzione *spline* (*thin plate regression splines*) applicata ad entrambe le variabili predittive, con la famiglia gaussiana (*link identity*) e con *outliers*. Il modello spiega il 21% della varianza ($r^2_{adj} = 0.208$) ed entrambe le variabili sono risultate significative ($\log_{10}DIN$ p-value < 0.001 e $\log_{10}TP$ p-value < 0.05) (Tab. 4.19). La trasformazione delle variabili si è resa necessaria per il rispetto delle assunzioni. I grafici dell'effetto parziale di ogni termine *smooth* nel modello mostrano che le relazioni tra clorofilla e i nutrienti non sono lineari (Fig. 4.24); lo stesso si osserva dai grafici ottenuti predicendo i valori di clorofilla da nuovi valori delle variabili predittive (Figura 4.25). Tuttavia, come per il Water Type 1, la relazione tra le variabili può essere considerata lineare poiché l'aggiunta di un termine *smooth* produce una curva di regressione che tende a sovradattarsi alla distribuzione dei dati e il modello non migliora significativamente in termini di varianza spiegata.

Tabella 4.19 Risultati del miglior Generalized Additive Model (GAM) per il Water Type 2.

```

Family: gaussian
Link function: identity

Formula:
log10chl ~ s(log10DIN) + s(log10TP)

Parametric coefficients:
      Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.70141   0.01979  136.5 <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
      edf Ref.df  F    p-value
s(log10DIN) 5.613  6.807 9.846 <2e-16 ***
s(log10TP) 4.857  5.974 2.500 0.0222 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.208  Deviance explained = 23.3%
GCV = 0.13433  Scale est. = 0.12968  n = 331

```

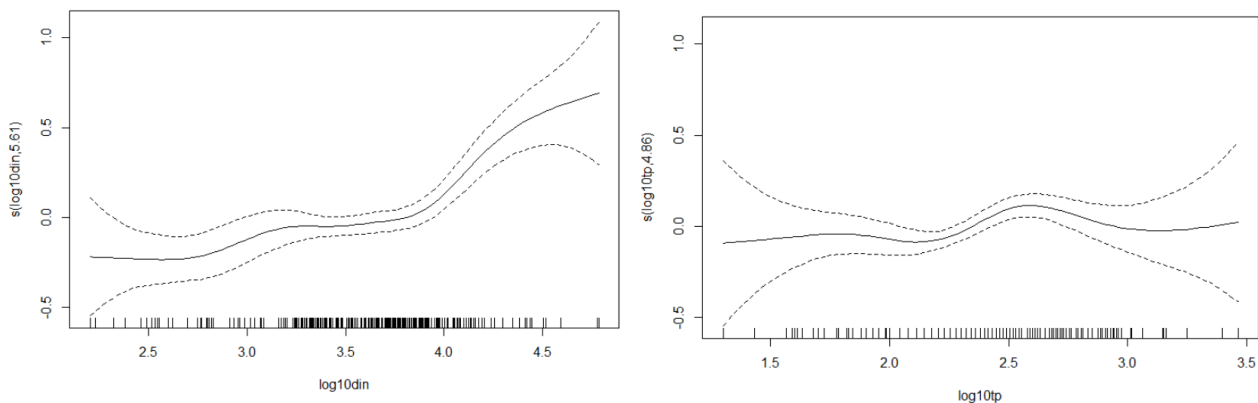


Figura 4.24 Effetto parziale della funzione *spline* di ogni variabile predittiva nel modello sulla variabile risposta. Le linee sull'asse delle x indicano la distribuzione dei dati originali. Le linee tratteggiate indicano gli intervalli di confidenza al 95%.

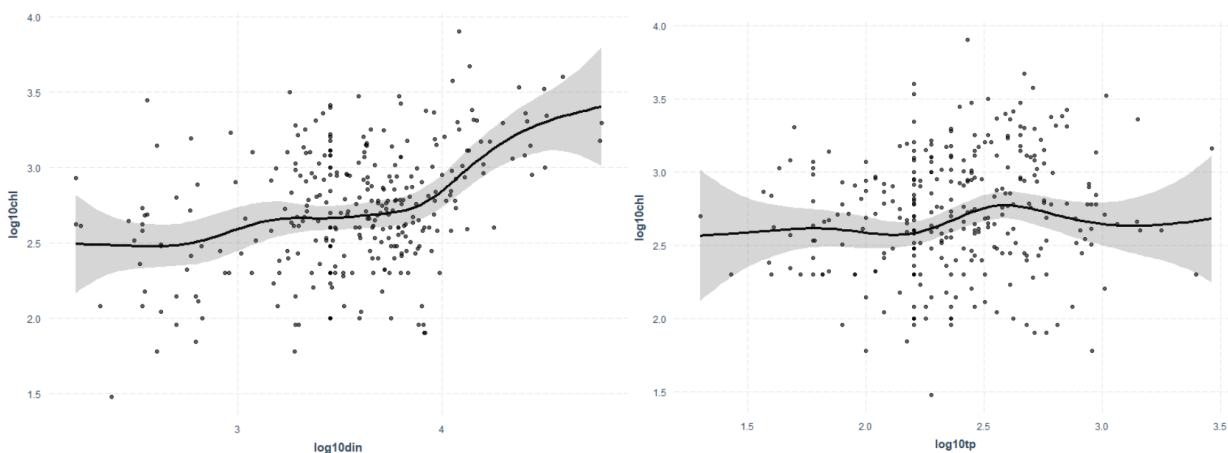


Figura 4.25 Curve di regressione dei modelli GAM con gli intervalli di confidenza al 95% (bande grigie) tra i valori di clorofilla ($\log_{10}chl$) predetti dal modello e nuovi valori di nutrienti. I punti sui grafici rappresentano i dati osservati. In ogni grafico i valori della seconda variabile predittiva non plottata sono mediati.

Ricerca valori soglia nutrienti: poiché il modello GAM risulta spiegare poco più del modello lineare senza apportare ulteriori informazioni utili sulla relazione tra le variabili, è stato scelto il miglior modello lineare precedentemente identificato per ricavare i valori soglia di TP e DIN in funzione di quelli soglia di clorofilla. È stato quindi rilanciato lo stesso modello lineare ma senza moltiplicare i valori di clorofilla e nutrienti per mille prima di fare la trasformazione logaritmica. Il risultato non differisce rispetto al precedente in termini di r^2 *adjusted* (Tab. 4.20).

Tabella 4.20. Risultati del miglior modello lineare per il Water Type 2.

```

Call:
lm(formula = log10chl~ log10TP+ log10DIN, data = wt2.3)

Residuals:
    Min     1Q   Median     3Q    Max
-0.96742 -0.25396 -0.00379  0.28028  1.05251

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -0.38343   0.05325  -7.200 4.13e-12 ***
log10TP      0.13619   0.06077   2.241 0.0257 *
log10DIN     0.31189   0.04613   6.761 6.27e-11 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.3748 on 328 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.1475, Adjusted R-squared:  0.1423
F-statistic: 28.38 on 2 and 328 DF, p-value: 4.288e-12

```

Partendo dall'equazione del modello lineare:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2$$

sono stati sostituiti a y il logaritmo in base dieci della media geometrica (MG) del valore soglia di clorofilla per la Water Type 2 (1.50 MG clorofilla: $0.18 \log_{10}$ MG clorofilla; Giovanardi et al. 2018), a b_0 il valore dell'intercetta (-0.38) ricavata nel modello e a b_i i coefficienti delle variabili predittive del modello lineare ($b_1 \rightarrow b_{\log_{10}DIN}$: 0.31; $b_2 \rightarrow b_{\log_{10}TP}$: 0.14). Infine, dovendo trovare sia i valori soglia di \log_{10} DIN (cioè x_1) che di \log_{10} TP (cioè x_2), si ha un'equazione a due incognite. Per derivare x_1 e x_2 si è scelto di usare la media del rapporto di $\log_{10}MG \text{ DIN} / \log_{10}MG \text{ TP}$ (-1.26). Essendo $\log_{10}DIN = -1.26 \log_{10}TP$ e $\log_{10}TP = -1/1.26 \log_{10}DIN$, per trovare $\log_{10}TP$, x_1 è stato sostituito con $-1.26x_2$, mentre per trovare $\log_{10}DIN$, x_2 è stato sostituito con $-1/1.26x_1$. Risolvendo entrambe le equazioni per x_1 e x_2 , è stato ottenuto un valore limite molto alto per \log_{10} DIN uguale a 2.8 ($630.96 \mu\text{mol L}^{-1}$ di DIN) e un valore limite di \log_{10} TP molto basso uguale a -2.24 ($0.006 \mu\text{mol L}^{-1}$ TP). Dopo aver escluso la possibilità di errori nella sostituzione dei termini e nel calcolo algebrico, emerge che i risultati poco realistici ottenuti sono da attribuirsi alla scelta dei dati che vengono usati per calcolare i valori soglia attraverso questa equazione.

4.4.3.3 Risultati per il Water Type 3:

Dimensione dataset: 110 valori (6 valori mancanti TP)

Outliers: sono stati rimossi due valori di TP maggiori di 1.82.

Correlazione tra le variabili: il grado di correlazione tra clorofilla ed i nutrienti è molto basso, positivo con TP ($r_s = 0.15$) e negativo con DIN ($r_s = -0.06$). Non c'è collinearità tra le variabili predittive ($r_s = 0.01$) (Tab. 4.21). Questi risultati non cambiano rimuovendo gli *outliers* o applicando una trasformazione con logaritmo in base dieci.

Tabella 4.21. Risultati della correlazione di Spearman tra le variabili.

	Clorofilla	TP	DIN
Clorofilla	1	0.15	-0.06
TP	0.15	1	0.01
DIN	-0.06	0.01	1

Relazione tra variabili predittive e risposta: gli *scatterplot* tra clorofilla e le variabili predittive mostrano relazioni positive, sebbene la relazione con DIN sia quasi assente (Figure 4.26-4.27) e diventa negativa se trasformata con il logaritmo in base dieci. Rispetto agli altri Water Type si è deciso di mostrare gli *scatterplot* non rimuovendo alcun possibile *outlier* in quanto la relazione tra clorofilla e TP senza *outliers* si riduce ulteriormente. Le relazioni possono essere considerate quasi lineari, in quanto la stima della curva non lineare ottenuta con il metodo LOESS non mostra degli andamenti che possono indicare una chiara distribuzione non lineare dei dati (Fig. 4.26).

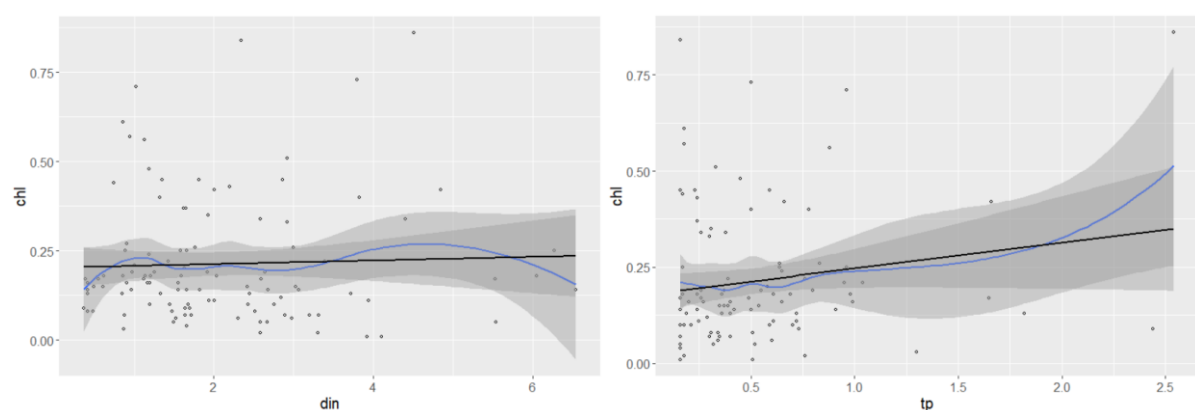


Figura 4.26 Scatterplot tra clorofilla e i nutrienti (DIN e TP) con outliers. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

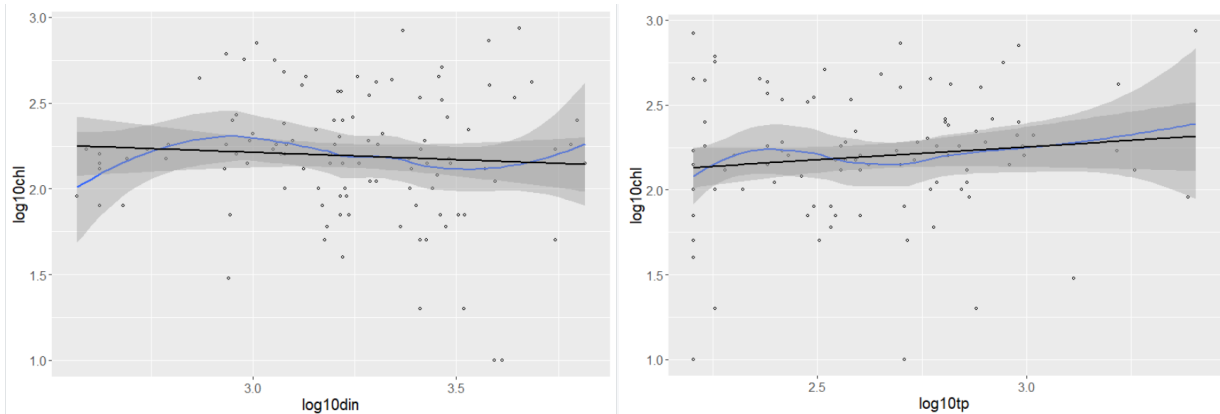


Figura 4.27 Scatterplot tra il logaritmo di clorofilla (\log_{10} chl) e il logaritmo dei nutrienti (\log_{10} DIN e \log_{10} TP) con outliers. Sui grafici è mostrata una retta di regressione lineare (in nero) e una curva non parametrica LOESS (*locally estimated scatterplot smoothing*) (in blu).

Modello lineare: alcuna variabile è risultata significativa nei modelli testati.

Generalized additive model: alcuna variabile è risultata significativa nei modelli testati.

4.4.3.4 Conclusioni

La scelta di testare modelli di ricostruzione sofisticati (quali modelli regressivi e GAM) non ha permesso di individuare valori soglia per entrambi i nutrienti (TP e DIN) a partire dai valori soglia di clorofilla e dalle relazioni statistiche multivariate. La principale ragione è da ricercare nella variabilità ed eterogeneità dei dati di input utilizzati che comprendono l'uso delle medie geometriche e dei valori soglia di clorofilla per la Water Type 1 e 2 proposti da Giovanardi et al. (2018). Sebbene la relazione tra clorofilla e nutrienti risulti debole o discreta sulla base di questi dati (vedi scatterplot e correlazioni), l'analisi ha comunque evidenziato che tali relazioni possono essere considerate lineari e positive.

4.4.4 Analisi esplorativa sulle concentrazioni di ossigeno nelle acque prossime al fondo

La distribuzione dei dati di ossigeno al fondo suddivisa nelle tre MRU dell'Adriatico mostra valori mediamente più alti nelle MRU sud e centro Adriatico ed una dispersione maggiore dei dati nella MRU nord Adriatico (Fig. 4.28). Le statistiche descrittive delle distribuzioni (Tab. 4.22) confermano i risultati dell'ispezione visiva della Figura 4.28: la MRU nord Adriatico presenta il valore mediano più

basso (207 mmol m^{-3}) e il range interquartile più elevato (131 mmol m^{-3}) soprattutto per la presenza di valori bassi. A tal proposito, valori di ossigeno al fondo inferiori al limite di 3 mg L^{-1} sono registrati soltanto nella MRU nord (circa 4% dei dati) e corrispondono a valori registrati durante i mesi di agosto, settembre e ottobre nella zona prospiciente la foce del Po. La scelta dei valori soglia per le diverse MRU può essere basata su limiti predeterminati (ad esempio 3 mg L^{-1}) oppure su un prescelto valore percentile delle distribuzioni in considerazione della significativa eterogeneità delle MRU.

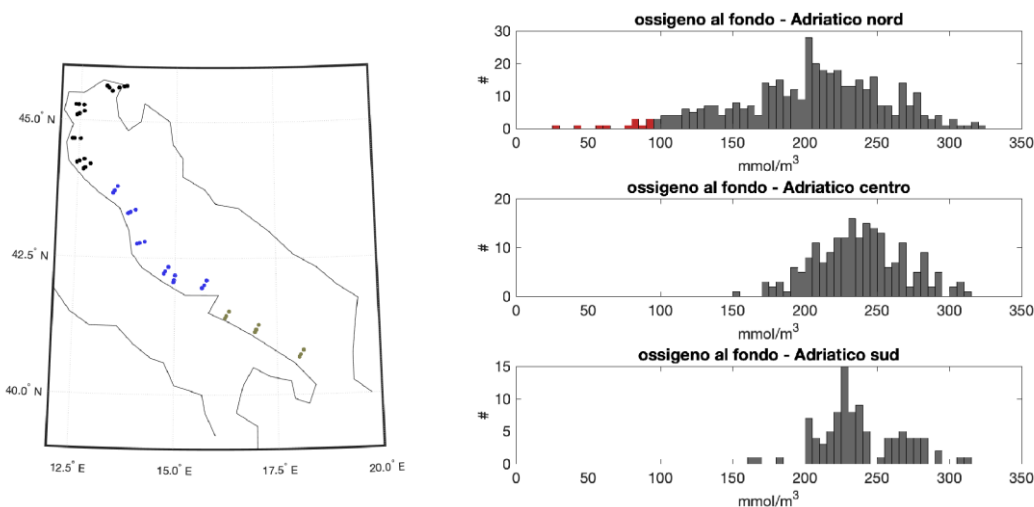


Figura 4.28 Distribuzione geografica dei dati di ossigeno sul fondo (sinistra) suddivisi nelle tre Marine Reporting Units (MRU): nord (nero), centro (blu), sud (grigio) dell'Adriatico. Distribuzione di frequenza dei dati (sinistra) suddivisi nelle tre MRU. Frequenza dei dati inferiori alla soglia di 3 mg L^{-1} (circa 91 mmol m^{-3} ; barre verticali rosse).

Tabella 4.22 statistiche descrittive della distribuzione dei dati di ossigeno al fondo per le tre MRU.

MRU	#	Media	Deviazione standard	Minimo	5 ^a percentile	25 ^a percentile	Mediana	75 ^a percentile	95 ^a percentile	Massimo
nord	406	202.6	52.7	26.6	107.0	173.7	207.4	238.1	279.4	324.1
centro	203	237.7	30.4	153.1	190.0	218.0	237.2	255.9	290.2	311.0
sud	97	237.9	28.4	162.8	201.5	222.2	232.2	260.3	284.5	314.1

L'analisi della distribuzione dei valori dell'ossigeno al fondo in funzione del momento dell'anno di campionamento e della profondità del fondo (Fig. 4.29) evidenzia che la dispersione dei valori è principalmente legata al ciclo stagionale e che l'impatto della profondità del fondo è trascurabile. Seppure con campionamenti di fondo mai superiori a 30 m di profondità, la MRU Adriatico nord è caratterizzata da un ciclo stagionale molto marcato con valori che oscillano da 300 mmol m^{-3} nei mesi invernali a valori anche inferiori a 150 mmol m^{-3} nei mesi estivi. Le due MRU dell'Adriatico

centro e sud, pur riportando dati di fondo campionati a profondità tra i 20 e i 110 m, mostrano una variabilità dei valori di ossigeno legata soprattutto all'andamento stagionale. Valori inferiori a 200 mmol m^{-3} sono registrati soltanto nei mesi estivi e inizio autunno a tutte le quote di profondità del fondo e nel mese di marzo nelle stazioni nord della MRU Adriatico centro.

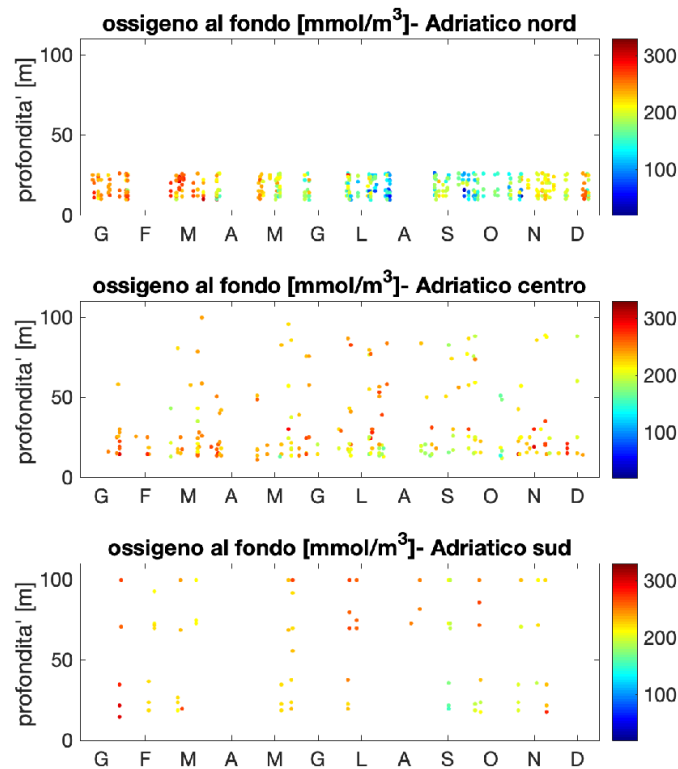


Figura 4.29 Distribuzione dell'ossigeno disciolto al fondo in funzione del periodo dell'anno e della profondità del fondo nelle tre MRU.

Considerando le variabili misurate da sonda o derivate da esse è possibile cercare una caratterizzazione della distribuzione dei valori di ossigeno al fondo nelle tre MRU anche in relazione ai potenziali driver. La lista delle variabili include 2 parametri misurati (temperatura e salinità al fondo) e quattro variabili derivate. La frequenza di Brunt-Väisälä, che è una grandezza derivata dal profilo di densità, misura la stabilità della colonna d'acqua e quindi il suo grado di stratificazione. Per la frequenza di Brunt-Väisälä sono considerati sia il valore medio della colonna che il valore massimo. L'utilizzo apparente di ossigeno (AOU) è la differenza tra il valore di ossigeno disciolto misurato e la concentrazione alla condizione di saturazione alla temperatura e salinità del campione, e rappresenta la misura del consumo o produzione di ossigeno avvenuta nel volume d'acqua. Infine,

la differenza tra i valori di ossigeno a saturazione in superficie e al fondo misura la presenza di processi di consumo e di produzione della colonna d'acqua disaccoppiati tra superficie e fondo.

L'analisi delle correlazioni tra ossigeno al fondo e le variabili ambientali (Tab. 4.23) mostra che la distribuzione dei dati di ossigeno può essere parzialmente spiegata dalla sua correlazione negativa con la temperatura, indicatore della solubilità e dei processi di scambio aria-acqua ai quali il volume d'acqua di fondo è stato eventualmente sottoposto, e dalla correlazione negativa con AOU, indicatore della presenza di processi di consumo di ossigeno che sono avvenuti nel volume d'acqua al fondo rispetto alla condizione di equilibrio con l'atmosfera avvenuta nel momento di formazione della massa d'acqua.

La stabilità della colonna d'acqua contribuisce a spiegare la distribuzione di ossigeno soltanto nella MRU Adriatico nord (correlazione significativa), pur avendo valori di stratificazione minori rispetto a quelli delle MRU del Adriatico centro e sud. Il valore di correlazione è comunque molto basso anche nella MRU nord Adriatico. Infatti, il confinamento è condizione necessaria ma non sufficiente a creare una situazione di deficit del contenuto di ossigeno al fondo. L'accumulo di sostanza organica e il successivo consumo per effetto della mineralizzazione batterica è il principale driver che l'attuale set di dati solo marginalmente riesce ad evidenziare. Il monitoraggio e l'analisi degli apporti fluviali, dei bloom fitoplanctonici e dei processi di sinking della sostanza organica, unitamente alla circolazione e al confinamento verticale dovrebbero integrare il monitoraggio dell'ossigeno al fondo per quantificare una relazione tra driver e risposta dell'indicatore ecosistemico.

Tabella 4.23 correlazione tra ossigeno di fondo ed altre variabili misurate da sonda. Le correlazioni significative al valore di $p=0.05$ sono indicate dal simbolo *.

MRU	Temperatura [°C]	Salinità	AOU [mmol m ⁻³]	Brunt-Väisälä valore medio N [s ⁻¹]	Brunt-Väisälä valore massimo [s ⁻¹]	N	Differenza saturazione superficie/fondo
nord	-0.66 *	0.04	-0.91 *	-0.32 *	-0.22 *		-0.73 *
centro	-0.46 *	0.14	-0.81 *	0.04	-0.08		-0.44 *
sud	-0.54 *	-0.17	-0.90 *	0.04	0.00		-0.66 *

4.4.5 Analisi esplorativa sulla trasparenza delle acque misurata con il disco di Secchi

La trasparenza dell'acqua ha un impatto diretto sui processi biogeochimici (p. es., fotosintesi, foto-ossidazione, ecc.) e sui substrati di fondo come le barriere coralline e le macroalghe (Letelier et al.,

2004; Vodacek et al., 1997; Yentsch et al., 2002; Zimmerman, 2006). L'interpretazione teorica della profondità del disco di Secchi, Z_{sd} (Lee et al., 2015) come funzione del coefficiente di attenuazione diffusa, K_d ($Z_{SD} \sim 1/K_d^{tr_d}$), permette di correlare tali misure alle misure di trasparenza mediante telerilevamento da satellite, poiché K_d è un prodotto standard delle missioni dei satelliti che misurano il colore degli oceani (Lee et al. 2015). Nella regione del mar Baltico, le mappe della profondità del disco di Secchi sono usate nella valutazione dell'eutrofizzazione e come input per i modelli di habitat. Stock (2015) ha dimostrato, nel caso specifico del mar Baltico, che usando un modello additivo generalizzato (GAMs), con dati da MODIS/Aqua (clorofilla a, riflettanza a 678 nm) ed ausiliari (salinità media sul lungo periodo) come inputs, la profondità del disco di Secchi può essere stimata con una buona accuratezza su scala regionale. La trasparenza è un criterio secondario per il descrittore D5 e viene misurata come profondità di scomparsa del disco di Secchi, sebbene sia solo un proxy grossolano per la misura della trasparenza dell'acqua, in moltissimi programmi di monitoraggio (Devlin et al., 2008; Sandén and Håkansson, 1996). Esistono inoltre molte serie temporali multidecadali o centennali delle misure con il disco di Secchi (Fleming-Lehtinen and Lamanenn, 2012; Gallegos et al., 2011, Justic 1988) che sono molto importanti per comprendere i cambiamenti ambientali indotti dalle crescenti pressioni antropiche. I cambiamenti nella profondità di scomparsa del disco di Secchi possono fornire indicazioni sullo sviluppo della biomassa fitoplanctonica in risposta all'eutrofizzazione (Sanden and Hakansson, 1996, HELCOM 2009, Fleming-Lehtinen and Laamanen, 2012). L'aumento del fitoplancton nelle acque superficiali può ridurre la trasparenza e limitare la profondità della zona eufotica con un conseguente decremento dell'ossigeno disciolto dovuta ad una riduzione della produttività primaria a livello del benthos e delle acque profonde.

La misura della trasparenza ha però molte limitazioni poiché non è determinata solo dalla concentrazione del fitoplancton ma anche dalla concentrazione del materiale sospeso derivante dai fiumi, dalla risospensione dei sedimenti, dal plankton eterotrofo, dal detrito (pallottole fecali, organismi morti, ecc.) ed anche dalla sostanza organica disciolta (p. es. Megard and Berman, 1989; Harvey et al., 2019). Tuttavia la possibilità di correlare la profondità del disco di Secchi con le misure da telerilevamento (Kratzer et al., 2003; Stock, 2015; Kari et al., 2017) offre rilevanti possibilità di estendere spazialmente le misure puntuali. Nella Figura 4.30 sono riportate le curve di distribuzione della probabilità cumulata della profondità del disco di Secchi per le differenti tipologie di acque italiane del mare Adriatico

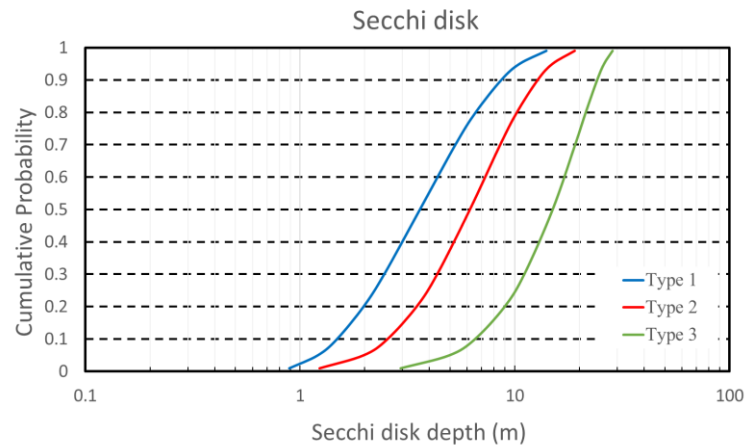


Figura 4.30. Curve di distribuzione della probabilità cumulata per la trasparenza misurata come profondità di scomparsa del disco di Secchi per le tre Water Type (Type 1: blu; Type 2: rosso; Type 3: verde) delle acque italiane del mare Adriatico.

Poiché i dati del disco di Secchi (SD) nel dataset italiano non sono molti, soprattutto per le Water Type 3, si è preferito utilizzare il dataset del progetto MEDREGION che comprende i dati dei monitoraggi italiani, sloveni e croati effettuati per la MSFD nel mare Adriatico. Come risulta evidente dai plot delle curve di distribuzione della probabilità cumulata della profondità del disco di Secchi (Fig. 4.31), la trasparenza risulta ben differenziata nei vari tipi di acqua. Le curve di distribuzione della probabilità cumulata della trasparenza confermano i profili e le differenze riscontrate sul dataset italiano (Fig. 4.30).

Anziché selezionare un valore percentile soglia (ad es. 10 percentile) si è preferito derivare il valore soglia dalla relazione log-log tra profondità del disco di Secchi e concentrazione di Chl_a basata sempre sul dataset per l'Adriatico del progetto MEDREGION (Tab. 4.24). Le concentrazioni della clorofilla sono state mediate lungo la colonna d'acqua dalla superficie fino alla profondità più vicina a quella di scomparsa del disco di Secchi.

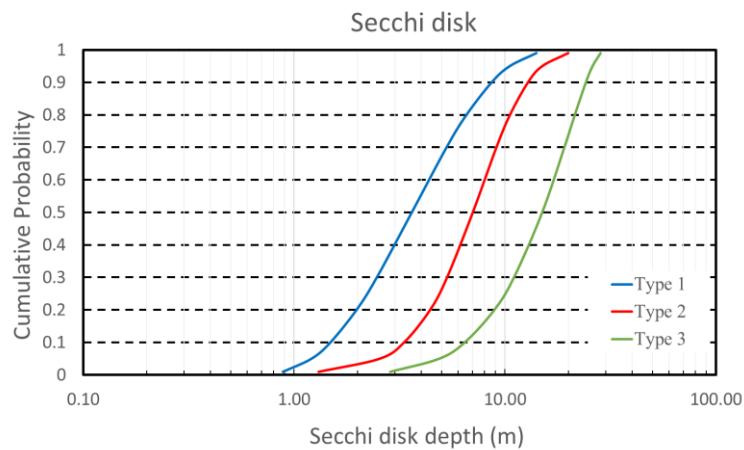


Figura 4.31. Curve di distribuzione della probabilità cumulata per la trasparenza misurata come profondità di scomparsa del disco di Secchi per le acque italiane, slovene e croate del mare Adriatico.

Tabella 4.24 Regressione lineare ordinaria tra $\log 1/SD$ e $\log Chl a$ per i differenti tipi di acqua del mare Adriatico (dataset progetto MEDREGION che include dati italiani, sloveni e croati).

$\log SD^{-1}$ vs $\log Chl a$	a Intercetta	b Coefficiente angolare	n	r	r^2	p
WT 1	-0.7325	0.4486	25	0.568	0.323	0.003
WT 2	-0.786	0.488	143	0.570	0.3252	<0.0001
WT 3	-0.8169	0.5835	37	0.672	0.4512	<0.0001

Dai limiti per la concentrazione di Chl_a riportati nella Tabella 5.2, si possono derivare i limiti per SD in base all'equazione della regressione lineare $\log SD^{-1} = a + b \log Chl a$ usando i coefficienti angolari e le intercette riportati nella Tabella 4.24. In tal modo si ottengono i seguenti valori soglia per SD: 3 m per WT1, 5 m per WT2 e 9 m per WT3. I valori che si otterrebbe considerando il 10 percentile dalle curve di probabilità cumulate sarebbero 1, 3 e 6 m per le Water Type 1, 2 e 3, rispettivamente, mentre i valori del 50-esimo percentile sarebbero 4, 7 and 15 m per WT1, WT2 e WT3, rispettivamente. Pertanto, i valori derivati dalla relazione $\log SD^{-1} - \log Chl a$ corrispondono a percentili intermedi tra il 10- e il 50-esimo.

I valori di riferimento per la trasparenza delle Water Type 1 sono stati ottenuti dai dati per il Nord Adriatico riportati da Justic et al. (1988).

5. Valutazione del GES per il descrittore D5

5.1. Identificazione dei valori soglia per tipologia di acque

Per poter applicare un metodo di valutazione integrata per il descrittore D5 come il Nested Environmental status Assessment (NEAT) proposto da Borja et al. (2016), devono essere definiti i valori soglia per lo stato buono e moderato, tra GES e non GES, per ogni indicatore utilizzato. Poiché l'analisi del dataset italiano, effettuata nei capitoli 4.4.1-4.4.5, non ha fornito relazioni significative tra le variabili considerate per trovare dei valori soglia tra lo stato G/M per i nutrienti, in base agli EQR già stabiliti per la clorofilla, ci si è basati sui risultati ottenuti nel progetto MEDREGION (Giani et al., 2021a,b), per il quale è stato utilizzato un dataset comprendente le acque italiane, slovene e croate del mar Adriatico sulla base dei monitoraggi condotti tra il 2011 e il 2018.

I valori soglia per lo stato G/M, tra GES e non GES, per il descrittore D5C2 Clorofilla *a* sono stati derivati dal lavoro svolto nell'ambito del Mediterranean Geographic Intercalibration Group della WFD (European Commission, 2018). I valori soglia per DIN e TP per le WT1 e WT2 sono stati derivati dalle regressioni tra Ecological Quality Ratio (EQR) normalizzati basati sulla Chl*a* (Giovanardi et al. 2018) e il logaritmo delle concentrazioni di nutrienti, calcolati utilizzando lo Statistical Toolkit sviluppato da Phillips et al. (2018), che è stato applicato con successo alle acque costiere e di transizione (Salas-Herrero et al., 2019). Le relazioni tra EQR e nutrienti non erano statisticamente significative per le acque di tipo 3, pertanto la soglia per le concentrazioni di TP (espresso come media geometrica) è stata scelta sulla base del lavoro di Giovanardi et al. (2018), mentre la soglia per il DIN è stata derivata dalla retta di regressione lineare tra log DIN e log TP ($\log \text{DIN} = 0.322 \log \text{TP} + 0.395$, $p=0.03$, $r^2=0.277$).

Le regressioni tra l'Ecological Quality Ratio (EQR) normalizzato, basato sulla Chl*a*, e il DIN e il TP sono state fatte per ciascun tipo di acqua superficiale. Per aumentare la consistenza numerica dei dati ed i range di variazione dei parametri considerati, il dataset è stato allargato con i dati costieri derivanti dai monitoraggi effettuati dall'ARPA Emilia Romagna dal 2010 al 2019. Correlazioni significative sono state trovate per WT1 e WT2 tra Chl*a* e DIN e tra Chl*a* e TP (Tab. 5.1) usando lo statistical toolkit sviluppato da Philips et al. (2018).

Le soglie G/M per TP e DIN derivate dalle regressioni sono riportate nella Tabella 5.1. È stata scelta la regressione di tipo II (Ranged Major Axis, Modello 4, Legendre e Legendre, 2012) che è la regressione dei minimi quadrati in cui l'EQR-Chl*a* è la variabile dipendente (*y*) e la concentrazione

del nutriente è la variabile indipendente (x). Questo modello incorpora l'incertezza della variabile predittiva (nutrienti) e la variabile derivata (EQR-Chl a) descrivendo il primo asse maggiore attraverso una distribuzione normale bivariata. Il Ranged major axis rappresenta una modificazione della major axis regression in cui la regressione viene fatta sulle variabili che vengono pre-standardizzate dai loro range, i parametri risultanti vengono quindi riportati alle scale originarie.

Tabella 5.1 Risultati dei valori soglia G/M derivati applicando differenti modelli di regressione tra EQR-Chl a e nutrienti (DIN e TP) per i differenti tipi di acqua. N = numero di dati; OLS=Ordinary least square, SMA=Standardised Major Axis, RMA=Ranged Major Axis. Data set MEDEREGION per Italia-Slovenia -Croazia.

Water Type	Regressori	N	r	r ²	p	Modello 1 OLS (EQR su Nut)	Modello 2 OLS (Nut su EQR)	Modello 3 SMA	Modello 4 RMA	Outliers rimossi N
WT 1	EQR-Chl a vs TP	79	-0.702	0.493	<0.001	0.71	0.63	0.66	0.66	1
	EQR-Chl a vs DIN	74	-0.707	0.5	<0.001	16.44	14.25	15.12	15.55	3
WT 2	EQR-Chl a vs TP	39	-0.737	0.543	<0.001	0.48	0.34	0.40	0.42	5
	EQR-Chl a vs DIN	44	-0.704	0.495	<0.001	9.33	4.51	6.09	6.85	1
WT 3	EQR-Chl a vs TP	17	-0.099	0.010	n.s.					
	EQR-Chl a vs DIN	17	-0.111	0.012	n.s.					

Tabella 5.2 Metrica e valori soglia tra stato buono e moderato (G/M) per i diversi tipi di acqua dell'Adriatico adottati nella presente valutazione. S rappresenta l'abbreviazione per la salinità. Data set MEDEREGION per Italia-Slovenia -Croazia.

Criteri	D5C1 Nutrienti nella colonna d'acqua		D5C2 Chlorophyll-a in the water column	D5C4 Transparency	D5C5 Dissolved oxygen in the bottom of water	
	Dissolved Inorganic Nitrogen	Total Phosphorus	Chlorophyll-a	Disco di Secchi (SD)	Ossigeno	
Indicatori	media geometrica [DIN]	media geometric [TP]	media geometrica [Chl-a]	media geometric SD depth	10 th percentile of [O ₂]	
Metrica	µmol L ⁻¹	µmol L ⁻¹	µg L ⁻¹	m	µmol L ⁻¹ (mL L ⁻¹)	
Unità	superficie	superficie	superficie	colonna d'acqua	acque di fondo	
Profondità	annuale	annuale	annuale	annuale	Giugno-Novembre	
Periodo della valutazione						
Valori soglia (G/M)						
Water Type 1 (S<34.5)						
Type I (IT)	15.6	0.66	5 ^a	3	134	(3.0)
Water Type 2 (34.5<S<37.5)						
Type II A Adriatic	6.9	0.42	1.5 ^{a,b}	5	180	(4.0)
Water Type 3 (S>37.5)						
Type III W (IT, HR)	1.60	0.26 ^a	0.64 ^a	9	211	(4.7)

^a Giovanardi et al., 2018; UNEP, 2019, 2021; ^b EC, 2018 (espresso come 90th percentile: 4 µg L⁻¹)

I valori soglia derivati per il DIN nelle acque WT1 sono molto vicini al valore soglia di 15 µmol L⁻¹ utilizzato per il DIN nei monitoraggi delle acque Croate. I valori soglia derivati per le concentrazioni di DIN per WT2 sono del 34% inferiori a quelli utilizzati per i nitrati nelle acque francesi del Mediterraneo; per le acque WT3 il valore soglia è 1.61 µmol L⁻¹ che è del 60 % più elevato di quello

utilizzato per i nitrati nelle acque greche ($1 \mu\text{mol L}^{-1}$) che nel contempo è ben inferiore al valore soglia di $8.7 \mu\text{mol L}^{-1}$ utilizzato da Lefebvre e Devreker (2020) per le acque francesi di mare aperto del Mediterraneo. Il valore soglia derivato per TP è di $0.66 \mu\text{mol L}^{-1}$ per le acque WT1 e di $0.42 \mu\text{mol L}^{-1}$ per le acque WT2, quest'ultimo valore è più basso di quello stimato da Salas Herrero et al. (2019) pari a 0.58 per le acque MED IIA Ad IT Adriatic, ma vicino al valore soglia G/M di 0.48 calcolato da Giovanardi et al. (2018). Una delle principali differenze rispetto a Salas Herrero et al. (2019) deriva dal fatto che nel nostro approccio sono state utilizzate le medie geometriche annuali che appiattiscono gli effetti dei valori estremi, invece dei singoli valori misurati nei monitoraggi annuali.

5.2 Identificazione delle condizioni di riferimento per tipologia di acque

Per poter applicare un metodo di valutazione come il NEAT devono essere definite, oltre ai valori soglia, anche le condizioni di riferimento per ciascun indicatore e per ciascun tipo di acqua, in particolare occorre identificare le condizioni peggiori e le condizioni migliori. Per DIN, TP e ossigeno disciolto i valori di riferimento sono stati derivati come valori mediani dall'ampio dataset per acque offshore del mare Adriatico disponibile tramite EMODnet Chemistry (HCMR/HNODC, 2021). Lo stesso dataset è stato utilizzato anche per definire le concentrazioni di riferimento per WT3, poiché non era riportato nel lavoro di Giovanardi et al. (2018, Tab. 5.2). Per la clorofilla *a* ci si è basati sulle condizioni di riferimento identificate per WT1 e WT2 da Giovanardi et al. (2018, Tab. 5.3).

Il dataset di EMODnet Chemistry per il mare Adriatico contiene dati derivanti da programmi di monitoraggio e di ricerca condotti tra il 1978 ed il 2017. Tutti i dati sono passati attraverso una validazione regionale basata su un controllo di qualità standard (Buga et al., 2021). La statistica descrittiva per i Water Type 1, 2 e 3 è riportata nella Tabella 5.4. Sono state selezionate solo le stazioni in cui erano disponibili contemporaneamente i valori di salinità, clorofilla *a*, ossigeno disciolto e nutrienti.

La Figura 5.1 rappresenta la distribuzione spaziale e temporale delle stazioni che soddisfano i requisiti sopraindicati.

Lo stato peggiore è stato derivato per i tre Water Type per ciascuna MRU dell'Adriatico dalle concentrazioni più elevate per Chl *a*, DIN, TP e quelle più basse per le concentrazioni di DO. In alcuni casi, poiché il numero di dati disponibili era alquanto limitato sono stati considerati anche i dati disponibili nella letteratura scientifica: questi casi sono riportati nella Tabella 5.5 con l'indicazione dei riferimenti bibliografici utilizzati.

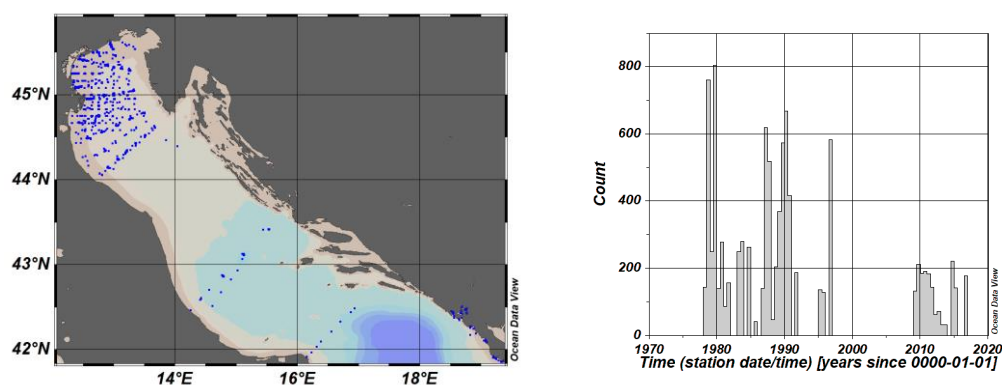


Figura 5.1 Distribuzione spaziale (sinistra) e temporale (destra) delle stazioni nelle quali erano disponibili i dati di salinità, clorofilla a, ossigeno disciolto e nutrienti nel dataset di EMODnet Chemistry Mediterranean Sea - Eutrophication and (v2021) per il periodo 1978 – 2017.

Tabella 5.4 Statistica descrittiva delle principali caratteristiche dei Tipi di acqua (Water Type) derivate dai dati disponibili nel dataset aggregato EMODnet Chemistry Mediterranean Sea - Eutrophication and Acidity (v2021) per il periodo 1978 – 2017.

Water Type	ITS-90 Temperatura dell'acqua (°C)	Salinità	Ossigeno disciolto ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	Fosfato ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	Fosforo totale ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	Clorofilla-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Azoto inorganico disciolto (DIN) ($\mu\text{mol L}^{-1}$)
Water Type 1							
Media	18.84	32.91	263.77	0.19	0.32	2.02	5.95
Mediana	19.7	33.20	261.94	0.12	0.29	1.73	4.98
Dev. Standard	5.50	1.21	36.73	0.20	0.20	1.34	5
Min	5.09	27.6	122.37	0	0	0	0
Max	28.1	34.49	422.94	1.3	1.03	6.28	26.75
N	1407	865	1364	1183	289	942	793
Water Type 2							
Media	18.88	36.42	244.17	0.14	0.27	0.72	2.80
Mediana	19.80	36.58	243.85	0.09	0.23	0.7	1.66
Dev. Standard	5.05	0.77	32.69	0.15	0.19	0.38	3.14
Min	5.02	34.51	125.94	0	0	0	0
Max	29.2	37.49	410.43	1.35	0.99	1.49	19.72
N	2732	2648	2668	2355	581	1731	1630
Water Type 3							
Media	15.77	38.14	236.14	0.12	0.27	0.34	2.38
Mediana	15.37	38.12	242.51	0.07	0.23	0.34	1.41
Dev. Standard	4.26	0.33	45.33	0.17	0.2	0.17	2.70
Min	6.26	37.50	4.02	0	0	0.01	0.01
Max	26.8	39.32	395.69	1.37	1.03	0.64	25.02
N	1792	1747	1715	1603	265	1068	849

Tabella 5.5 Condizione peggiore stato e di riferimento per i tipi di acqua (WT) per ciascuna MRU del mare Adriatico.

MRU	Water Type	DIN ($\mu\text{mol L}^{-1}$)		TP ($\mu\text{mol L}^{-1}$)		Chla ($\mu\text{mol L}^{-1}$)		DO acque fondo ($\mu\text{mol L}^{-1}$)		Profondità Disco di Secchi (m)	
		Condizione peggiore	Condizione di riferimento	Condizione peggiore	Condizione di riferimento	Condizione peggiore	Condizione di riferimento	Condizione peggiore	Condizione di riferimento	Condizione peggiore	Condizione di riferimento
Nord Adriatico	WT1	120.29 ¹	4.58 ³	2.91 ²	0.29 ³	27.46 ¹	1.40 ⁵	27 ⁶	262 ³	0.5 ⁶	10 ⁹
	WT2	68.73 ¹	1.66 ³	2.91 ²	0.23 ³	11.98 ¹	0.33 ⁵	50 ⁶	244 ³	0.5 ⁶	20 ⁹
	WT3	8.18 ¹	1.41 ³	2.60 ¹	0.23 ³	3.91 ¹	0.34 ³	163 ⁶	243 ³	3 ⁶	26 ¹⁰
Centro Adriatico	WT1	39.12 ²	4.98 ³	1.27 ²	0.29 ³	24.87 ⁴	1.4 ⁵	89 ⁷	262 ³	1 ⁶	10 ⁹
	WT2	39.12 ²	1.66 ³	2.60 ¹	0.23 ³	9.30 ¹	0.33 ⁵	153 ⁶	244 ³	0.5 ⁶	20 ⁹
	WT3	27.2 ¹	1.41 ³	2.64 ¹	0.23 ³	8.00 ¹	0.34 ³	189 ⁶	243 ³	2 ⁶	26 ¹⁰
Sud Adriatico	WT3	7.76 ¹	1.41 ³	2.60 ¹	0.23 ³	3.91 ¹	0.34 ³	163 ⁶	243 ³	3 ⁶	26 ¹⁰

1: max per WT nella specifica MRU

2: max per WT1 e WT2 nella specifica MRU

3: mediana data set EMONet Chemistry per la specifica MRU

4: max da Ninčević et al., 1998

5: da Giovanardi et al., 2018

6: min per WT nella specifica MRU

7: Marasović et al., 1991

8: da Ninčević-Gladan et al., 2015

9: da Justic 1988

9: da Buljan e Zore Armanda, 1979

Per la trasparenza, le condizioni di riferimento (Tabella 5.5) sono state scelte dai dati relativi al periodo pre- eutrofizzazione, da Justic et al. (1988) per WT 1 e WT 2 (anni: 1911-1913) e da Buljan and Zore-Armanda (1979) per WT3 (anni: 1962-65).

5.3 Integrazione degli indicatori per la valutazione del GES

Per l'integrazione dei GES thresholds per i singoli indicatori si testerà l'approccio basato sul Nested Environmental status Assessment (NEAT) proposto da Borja et al. (2016) ed applicato nelle acque greche (Pavlidou et al., 2019) e maltesi (Borja et al., 2021). Esso è stato applicato al mare Adriatico nell'ambito del progetto MEDREGION (Giani et al., 2021a, b), pertanto si è scelto di adottare lo stesso approccio limitando la valutazione alle sole acque italiane.

L'architettura del NEAT per il mare Adriatico occidentale è rappresentata nella Figura 5.2. L'unità di valutazione spaziale più piccola (Spatial Assessment Unit: SAU) è stata definita come un quadrato di lato pari a 4.5 miglia nautiche con una superficie di 20 km² nel quale fosse presente almeno una stazione di monitoraggio. L'estensione areale della SAU è simile a quella utilizzata da Lefebvre and Devreker (2020) per la valutazione del descrittore D5 nelle acque costiere francesi. Le SAU vengono raggruppate gerarchicamente dipendentemente dalla Regione e dalla MRU (Nord, Centro e Sud Adriatico). La definizione di piccole SAU che rappresentano aree limitate si è resa necessaria a causa della scarsa copertura spaziale delle stazioni (Fig. 5.3), che non permette di effettuare interpolazioni. Inoltre stazioni contigue potrebbero ricadere in tipi di acque diverse, quindi soggette a differenti valori soglia e range di variazione degli indicatori utilizzati per la valutazione del GES.

NEAT è capace di integrare indicatori associati a differenti componenti ecosistemiche, habitat, descrittori e Marine Reporting Units. L'architettura di base è stata adattata per la valutazione del descrittore D5-Eutrofizzazione, scegliendo gli habitat come criteri (p.es.: D5C1 nutrienti) e le componenti ecosistemiche come indicatori (TP e DIN). Il programma permette l'assegnazione di un differente peso ai criteri primari e secondari per bilanciare la loro integrazione nel valore finale di NEAT per il descrittore, tale peso può essere assegnato a livello di MRU e/o di habitat ma non al livello di componente ecosistemico.

L'aggregazione degli indicatori avviene per ciascuna SAU successivamente alla normalizzazione delle concentrazioni su una scala che varia da 0 (condizione peggiore) a 1 (condizione di riferimento), indipendentemente dalla loro scala originaria. Il valore soglia tra condizione Buona e Mediocre (Good/Moderate: G/M) è fissato a 0.6, mentre le altre soglie calcolate da NEAT sono: Elevato/Buono (High/Good): 0.8; Mediocre/Scadente (Moderate/Poor): 0.4; e Scadente/Pessimo (Poor/Bad): 0.2. I risultati dell'aggregazione sono visualizzati in un numero (valore di NEAT) ed un colore corrispondente allo stato. Il valore di NEAT è ottenuto per l'area considerata nella valutazione, ma può essere visualizzato per ciascuna MRU, per ciascuna regione o per ciascuna SAU. Inoltre è possibile visualizzare il contributo di ciascun componente ecosistemico (p.e.s. concentrazioni di DIN e TP) alla valutazione complessiva, oppure il contributo delle differenti aree alla valutazione. Ciascun valore di NEAT è accompagnato dalla stima della confidenza del risultato. Questa stima viene effettuata usando l'errore standard (che viene inserito assieme al valore dell'indicatore) e calcolata utilizzando le simulazioni di Montecarlo (settate nel nostro caso su 1000 iterazioni) per capire come l'errore si propaga nella valutazione.

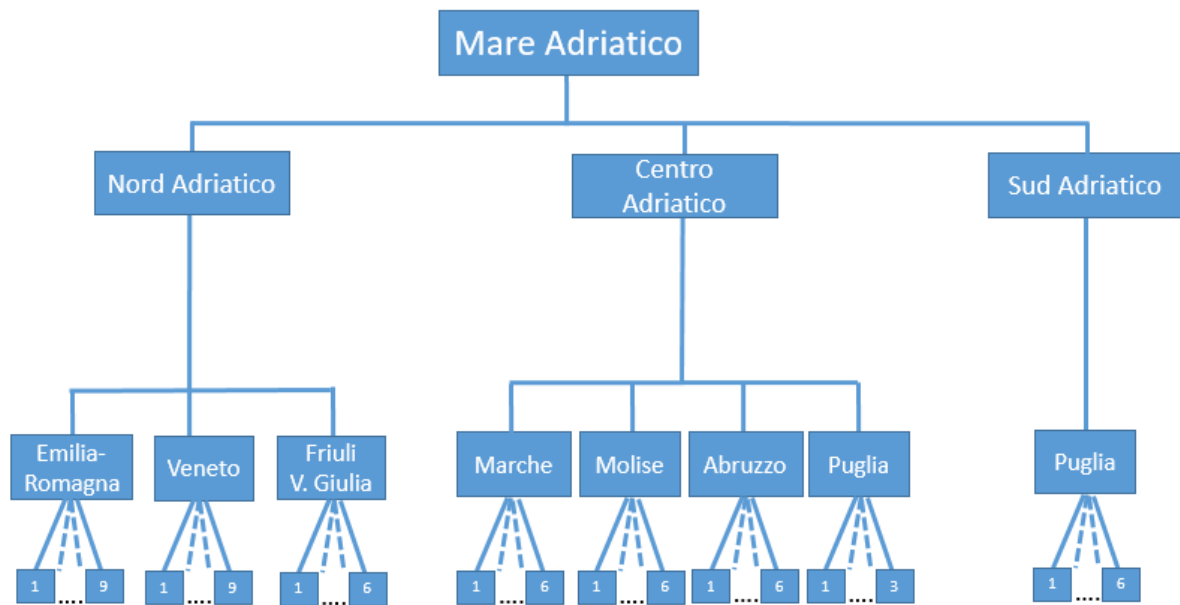


Figura 5.2 Schema delle gerarchie innestate delle Unità Spaziali di Valutazione pre-definite (spatial assessment units: SAUs) utilizzato per l'applicazione del Nested Environmental Assessment Tool (NEAT) alle acque del mare Adriatico occidentale.

La valutazione complessiva ottenuta con il NEAT (Fig. 5.3) è che l'Adriatico occidentale complessivamente può essere considerato nello stato ambientale Buono (con una confidenza del 100%) e anche le MRU raggiungono tutte lo stato buono con un livello di confidenza maggiore del 99%. Anche ciascuna SAU ha raggiunto il GES ma con un livello di confidenza variabile tra il 40 e il 100%.

Nelle Figure 5.4-5.8 vengono presentati i risultati della valutazione fatta con NEAT per ciascun criterio considerato.

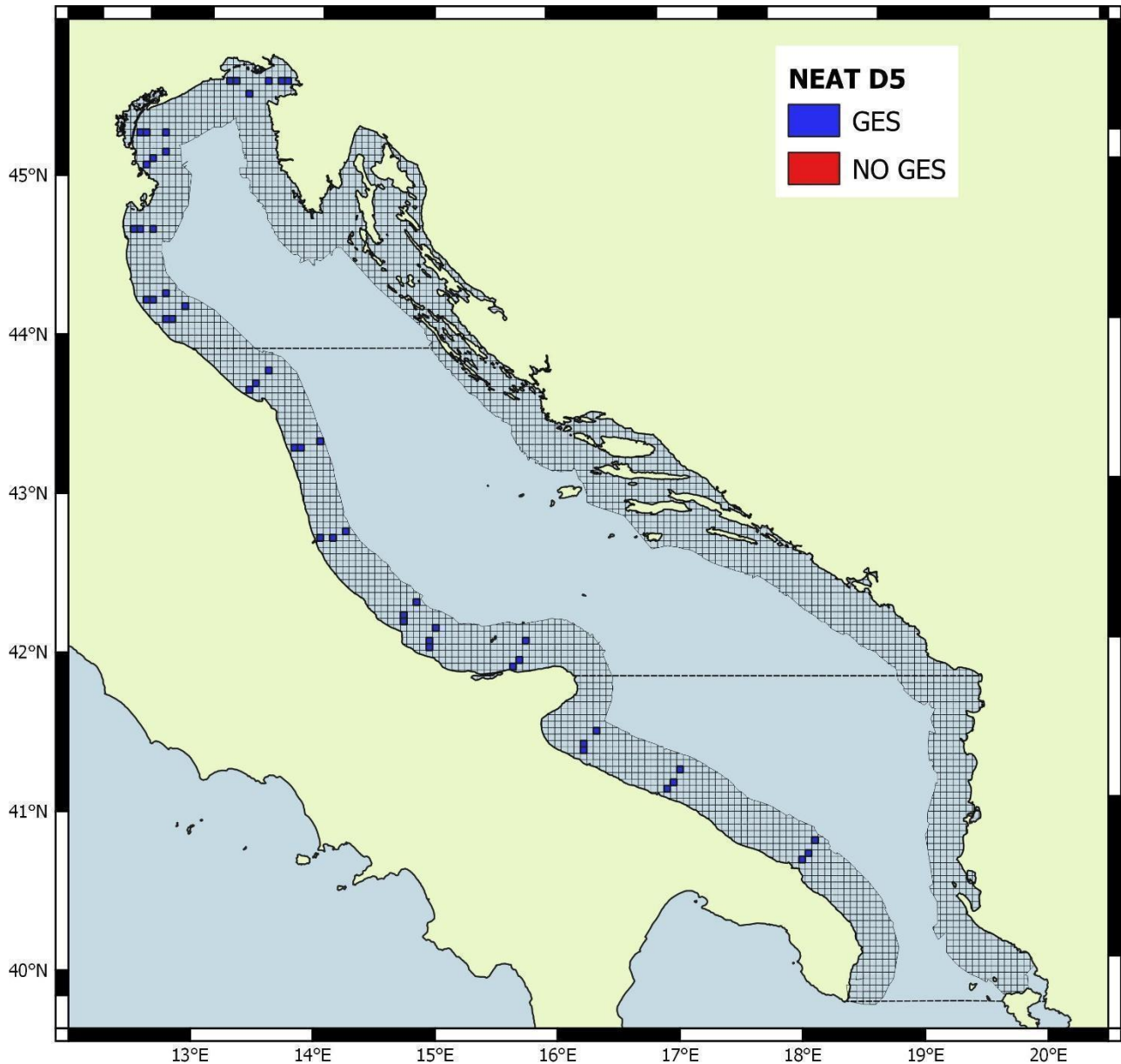


Figura 5.3 Valutazione NEAT per il descrittore D5 per ciascuna SAU del mare Adriatico occidentale.

Il NEAT relativamente al criterio D5C2 Chl a (Fig. 5.4), indica che il GES è raggiunto per ciascuna SAU, con un valore prossimo a 1 (e quindi ai valori delle condizioni riferimento). Durante il periodo considerato in questa valutazione (2011-2018), una tendenza al decremento della clorofilla a è stata evidenziata da misure satellitari (Colella et al., 2016) e da misure in situ, nel periodo estivo, nel sito di misura del Long Term Ecological Research nel golfo di Trieste (Kralj et al., 2019). Tuttavia, diversi studi basati su data set diversi, su differenti periodi temporali, e con differenti coperture spaziali indicano tendenze differenti. Lo studio delle variazioni temporali delle concentrazioni di clorofilla a nel Nord Adriatico fatto da Grilli et al., (2020) non rileva una tendenza significativa nel periodo 1971-2015. Uno studio condotto sempre nel Nord Adriatico considerando dati di clorofilla in situ per il

periodo 1971-2007 ha evidenziato un trend negativo (Mozetič et al., 2010) mentre una serie temporale di dati satellitari ha evidenziato un trend positivo per le concentrazioni di clorofilla a nel periodo 1998-2014 (Salgado Hernanz *et al.*, 2019). Bisogna in ogni caso considerare che la biomassa fitoplanctonica (in base alla stima basata sulla clorofilla a) era più bassa rispetto al picco di eutrofizzazione che è avvenuto tra il 1970 e il 1980 come si evince dai lavori di Giani et al. (2012) e Djakovac et al. (2015) per il Nord Adriatico e di Viaroli et al. (2018) e di Giani et al. (2018) per i carichi di nutrienti sversati nell'Adriatico.

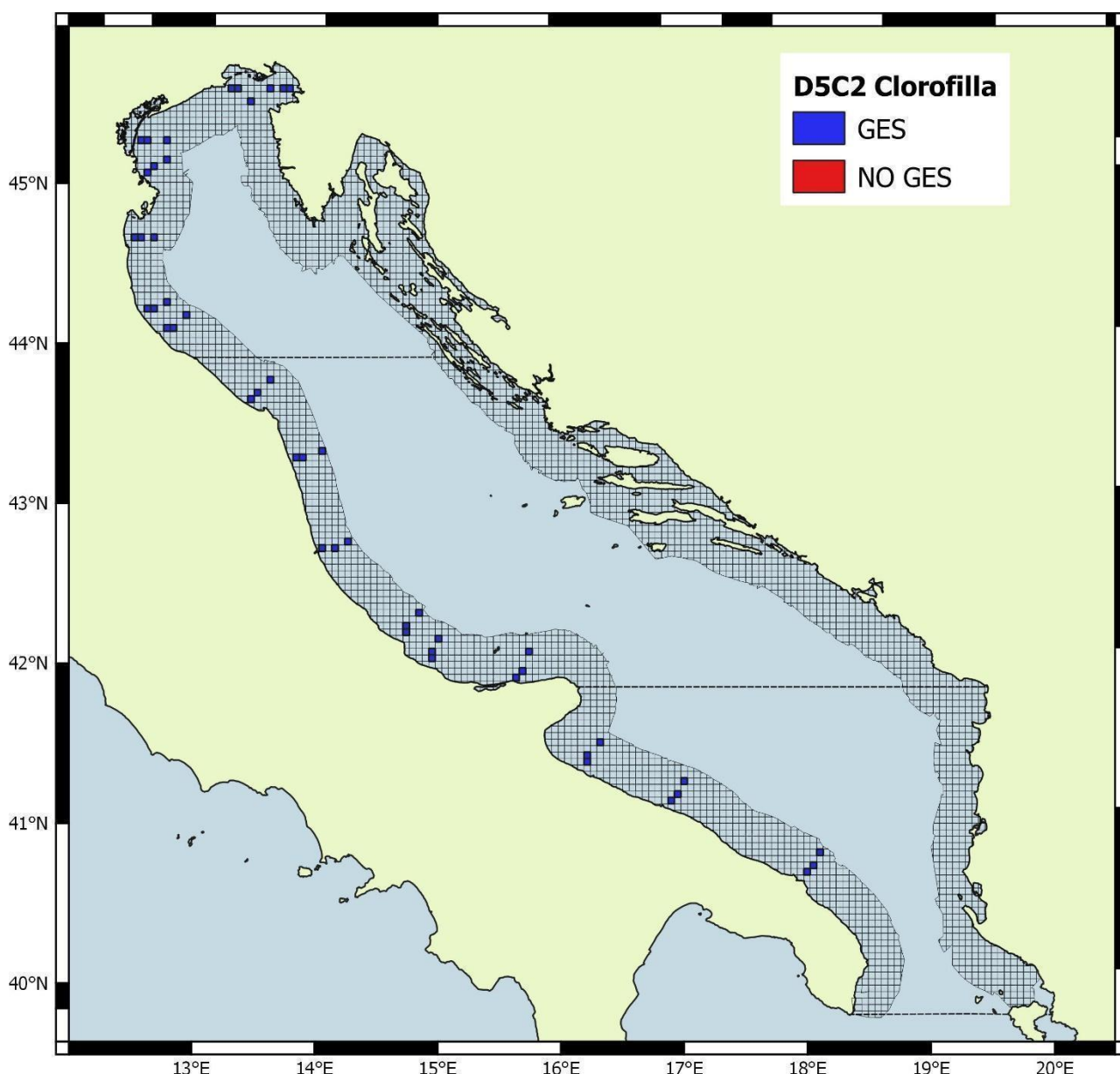


Figura 5.4 Valutazione NEAT per il criterio D5C2- Clorofilla a per ciascuna SAU del mare Adriatico occidentale.

Sorprendentemente nella valutazione NEAT per il D5C1 – nutrienti, il GES non viene raggiunto in 5 SAU dell'Adriatico Meridionale, dove i valori di NEAT sia per DIN che per TP sono inferiori ai valori

soglia G/M. Questo risultato è giustificato per il golfo di Manfredonia ma non per le stazioni più meridionali della regione Puglia (Fig. 5.5).

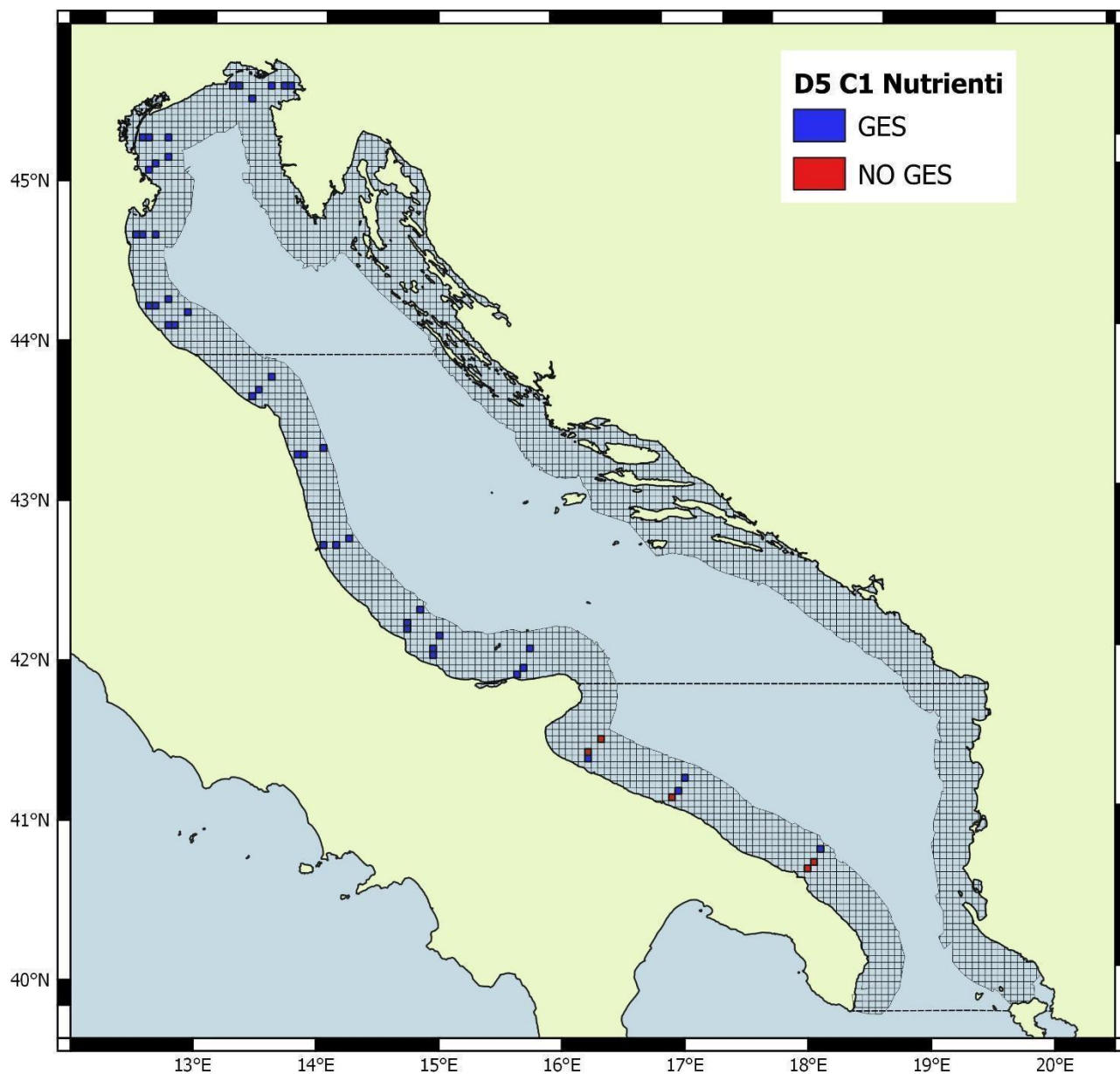


Figura 5.5 Valutazione NEAT per il criterio D5C1-Nutrienti per ciascuna SAU del mare Adriatico.

Per valutare il contributo dei due indicatori che contribuiscono al criterio D5C1 è possibile scegliere l'output di NEAT per ciascuna SAU sulla base degli "componenti ecosistemici", anziché degli "habitat", e quindi visualizzare il risultato del contributo relativo sia della concentrazione di DIN che di TP, come rappresentato nella Figura 5.6, per il Nord Adriatico, e nella Figura 5.7, per il Centro e Sud Adriatico.

Se considerassimo solo l'indicatore relativo al TP per il criterio D5C1, in base ai valori del NEAT risulterebbe che complessivamente 16 SAU non raggiungerebbero il GES (6 SAU in Abruzzo, e 10 SAU in Puglia) mentre in Molise, regione intermedia tra Abruzzo e la Puglia, tutte le SAU raggiungono il GES. Questa situazione dovrebbe essere investigata più in dettaglio poiché il TP nelle acque WT2 è usualmente presente in concentrazioni basse (i valori mediani in superficie nelle Marche sono 0.17 $\mu\text{mol L}^{-1}$, nel Molise 0.40 $\mu\text{mol L}^{-1}$, mentre in Abruzzo le concentrazioni mediane sono molto maggiori (1.1 $\mu\text{mol L}^{-1}$). Anche se i valori mediani delle concentrazioni di TP in Puglia (0.41 $\mu\text{mol L}^{-1}$) sono simili a quelli del Molise, queste acque sono Water Type 3, e pertanto dovrebbero essere caratterizzate da concentrazioni di TP inferiori.

SAU	Area (km2)	Total SAU weight	NEAT value	Status class	Confidence	oxygen	chlorophyll	nitrogen	phosphorus	transparency
Adriatic case study	972	0.000	0.764	good	---	0.659	0.964	0.828	0.775	0.630
Northern Adriatic	425.25	0.000	0.751	good	---	0.532	0.931	0.882	0.914	0.644
Western NAd	303.75	0.000	0.742	good	---	0.497	0.930	0.925	0.880	0.639
EMILIA ROMAGNA	182.25	0.000	0.735	good	---	0.454	0.961	0.932	0.868	0.625
EMR604	20.25	0.021	0.619	good	---	0.341	0.963	0.726	0.622	0.499
EMR614	20.25	0.021	0.788	good	---	0.591	0.971	0.988	0.924	0.633
EMR617	20.25	0.021	0.836	high	---	0.665	1.000	1.000	1.000	0.681
EMR2004	20.25	0.021	0.783	good	---	0.530	1.000	0.997	0.881	0.665
EMR2014	20.25	0.021	0.709	good	---	0.346	0.887	0.975	0.958	0.637
EMR2017	20.25	0.021	0.748	good	---	0.444	0.938	0.995	0.958	0.635
EMR1004	20.25	0.021	0.674	good	---	0.367	0.993	0.804	0.654	0.605
EMR1014	20.25	0.021	0.766	good	---	0.410	1.000	1.000	0.924	0.694
EMR1017	20.25	0.021	0.689	good	---	0.387	0.897	0.907	0.895	0.572
VENETO	121.5	0.000	0.753	good	---	0.562	0.883	0.913	0.898	0.660
VE50530	20.25	0.021	0.640	good	---	0.464	0.744	0.848	0.789	0.536
VE50720	20.25	0.021	0.805	high	---	0.601	1.000	1.000	0.914	0.662
VE60530	20.25	0.021	0.758	good	---	0.575	0.884	0.907	0.979	0.629
VE60720	20.25	0.021	0.631	good	---	0.394	0.720	0.834	0.768	0.609
VE70530	20.25	0.021	0.847	high	---	0.709	0.979	0.945	0.937	0.759
VE70720	20.25	0.021	0.834	high	---	0.629	0.973	0.945	1.000	0.763
Eastern NAd	121.5	0.000	0.775	good	---	0.621	0.933	0.777	1.000	0.657
FRIULI VENEZIA GIULIA	121.5	0.000	0.775	good	---	0.621	0.933	0.777	1.000	0.657
FVGLG1	20.25	0.021	0.816	high	---	0.730	1.000	0.850	1.000	0.609
FVGLG2	20.25	0.021	0.823	high	---	0.816	0.949	0.766	1.000	0.646
FVGLG3	20.25	0.021	0.827	high	---	0.666	0.997	0.830	1.000	0.730
FVGTS1	20.25	0.021	0.724	good	---	0.477	0.891	0.728	1.000	0.666
FVGTS3	20.25	0.021	0.752	good	---	0.669	0.877	0.672	1.000	0.629
FVGTS2	20.25	0.021	0.705	good	---	0.371	0.884	0.814	1.000	0.680

Figura 5.6 Risultati dell'applicazione del NEAT per il Nord Adriatico considerando 4 criteri (ossigeno, clorofilla, nutrienti e trasparenza) e 5 indicatori (ossigeno, clorofilla, azoto [DIN], fosforo [TP] e trasparenza). La scala di colori è così definita: rosso (0-0.2), arancio (0.2-0.4), giallo (0.4-0.6), verde (0.6-0.8), azzurro (0.8-1). Il GES è rappresentato dal colore verde e da quello azzurro.

SAU	Area (km ²)	Total SAU weight	NEAT value	Status class	Confidence	oxygen	chlorophyll	nitrogen	phosphorus	transparency
▼ Middle Adriatic	364.5	0.000	0.786	good	---	0.803	0.984	0.822	0.703	0.593
▼ Western MAd	364.5	0.000	0.786	good	---	0.803	0.984	0.822	0.703	0.593
▼ MARCHE	121.5	0.000	0.759	good	---	0.762	0.960	0.767	0.961	0.450
MARCH_12	20.25	0.021	0.746	good	---	0.765	0.997	0.827	0.979	0.321
MARCH_3	20.25	0.021	0.763	good	---	0.743	0.962	0.755	1.000	0.471
MARCH_6	20.25	0.021	0.788	good	---	0.738	0.966	0.754	1.000	0.569
MARES_12	20.25	0.021	0.865	high	---	0.933	0.997	0.832	1.000	0.816
MARES_3	20.25	0.021	0.630	good	---	0.624	0.867	0.660	0.853	0.275
MARES_6	20.25	0.021	0.761	good	---	0.772	0.969	0.775	0.937	0.448
▼ MOLISE	60.75	0.000	0.809	high	---	0.904	0.987	0.692	0.663	0.667
MOLB2_10	20.25	0.021	0.798	good	---	0.861	1.000	0.720	0.621	0.659
MOLB2_20	20.25	0.021	0.857	high	---	1.000	1.000	0.721	0.663	0.734
MOLB2_6	20.25	0.021	0.773	good	---	0.851	0.962	0.635	0.705	0.606
▼ ABRUZZO	121.5	0.000	0.791	good	---	0.814	1.000	0.858	0.530	0.654
ABRGU04	20.25	0.021	0.742	good	---	0.770	1.000	0.830	0.512	0.525
ABRGU05	20.25	0.021	0.782	good	---	0.829	1.000	0.795	0.542	0.631
ABRGU06	20.25	0.021	0.810	high	---	0.795	1.000	0.914	0.528	0.726
ABRVA13	20.25	0.021	0.776	good	---	0.778	1.000	0.829	0.572	0.626
ABRVA14	20.25	0.021	0.800	high	---	0.880	1.000	0.814	0.457	0.686
ABRVA15	20.25	0.021	0.832	high	---	0.830	1.000	0.968	0.570	0.729
▼ PUGLIA MAd	60.75	0.000	0.806	high	---	0.762	1.000	0.990	0.573	0.681
PUG1CA02bis	20.25	0.021	0.779	good	---	0.720	1.000	0.971	0.539	0.642
PUG1CA03	20.25	0.021	0.843	high	---	0.879	1.000	0.999	0.621	0.685
PUG1CA04	20.25	0.021	0.796	good	---	0.687	1.000	1.000	0.557	0.717
▼ Southern Adriatic	182.25	0.000	0.749	good	---	0.668	1.000	0.714	0.594	0.673
▼ Western SAd	182.25	0.000	0.749	good	---	0.668	1.000	0.714	0.594	0.673
▼ PUGLIA SAd	182.25	0.000	0.749	good	---	0.668	1.000	0.714	0.594	0.673
PUG3FO02bis	20.25	0.021	0.621	good	---	0.442	1.000	0.780	0.533	0.384
PUG3FO03	20.25	0.021	0.614	good	---	0.367	1.000	0.576	0.566	0.523
PUG3FO04	20.25	0.021	0.638	good	---	0.454	1.000	0.545	0.567	0.543
PUG4BA03	20.25	0.021	0.799	good	---	0.770	1.000	0.920	0.562	0.685
PUG4BA04	20.25	0.021	0.831	high	---	0.720	1.000	1.000	0.554	0.827
PUG4BA02bis	20.25	0.021	0.717	good	---	0.661	1.000	0.580	0.533	0.651
PUG6CB02bis	20.25	0.021	0.803	high	---	0.879	1.000	0.555	0.595	0.758
PUG6CB03	20.25	0.021	0.807	high	---	0.944	1.000	0.468	0.577	0.763
PUG6CB04	20.25	0.021	0.907	high	---	0.774	1.000	1.000	0.667	0.921

Figura 5.7 Risultati dell'applicazione del NEAT per il Centro e Sud Adriatico considerando 4 criteri (ossigeno, clorofilla, nutrienti e trasparenza) e 5 indicatori (ossigeno, clorofilla, azoto [DIN], fosforo [TP] e trasparenza). La scala di colori è così definita: rosso (0-0.2), arancio (0.2-0.4), giallo (0.4-0.6), verde (0.6-0.8), azzurro (0.8-1). Il GES è rappresentato dal colore verde e da quello azzurro.

La Figura 5.8 presenta i risultati relativi alla trasparenza, che sono stati ottenuti attribuendo a questo criterio lo stesso peso rispetto agli altri, pur essendo un criterio secondario. Si può osservare che il GES non viene raggiunto in alcune stazioni del Nord Adriatico ma anche nell'Adriatico Centrale e Meridionale (specificatamente nel Golfo di Manfredonia).

Nel settore meridionale del Nord Adriatico si osserva che le SAU che non raggiungono il GES sono caratterizzate da una salinità media di 34.7, e quindi sono classificate come WT2, mentre le SAU vicino alla costa sono classificate come WT1 (salinità 32.4).

Anche nell'Adriatico Centrale (Fig. 5.7), le SAU che non raggiungono il GES riguardano acque classificate come WT2, in quanto hanno una salinità media superficiale compresa tra 35.1 e 36.5.

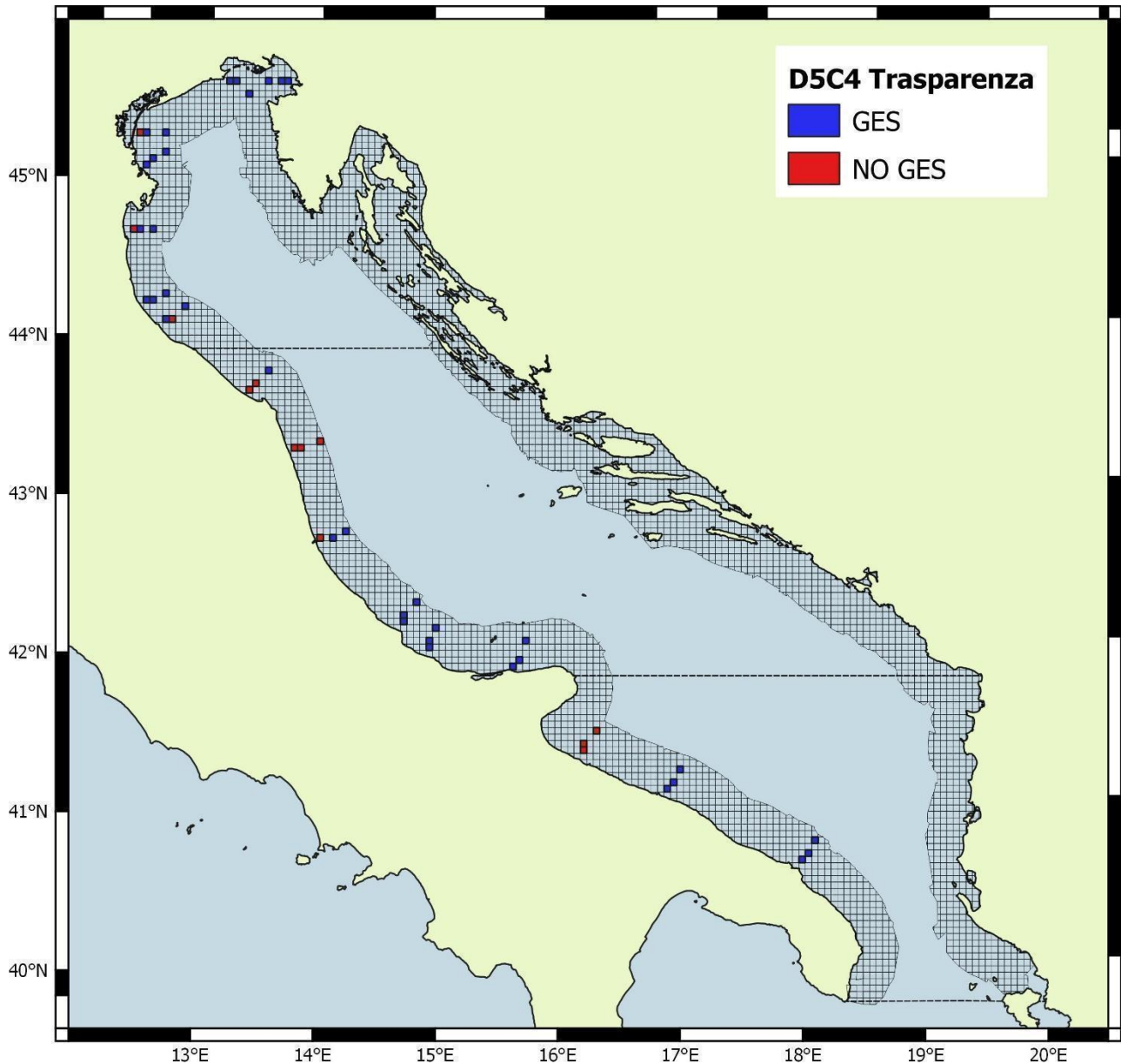


Figura 5.8 Valutazione NEAT per il criterio D5C4-Trasparenza nelle acque di fondo per ogni SAU del Mare Adriatico.

Per quanto riguarda il descrittore D5C5, si osserva che la carenza di ossigeno nelle acque di fondo caratterizza diverse MRU nel Mare Adriatico. Il GES non è stato raggiunto in diverse SAU della parte nord- occidentale del Mare Adriatico (Fig. 5.9), nell'area a sud del delta del Po, ma anche nel Golfo di Trieste, aree note per occasionali episodi di ipossia (Djakovac et al. 2015, Kralj et al., 2019). Bassi valori di ossigeno associati a situazioni di non-GES riguardo ai nutrienti e alla trasparenza sono stati riscontrati nel Golfo di Manfredonia (Regione Puglia, Fig. 5.9).

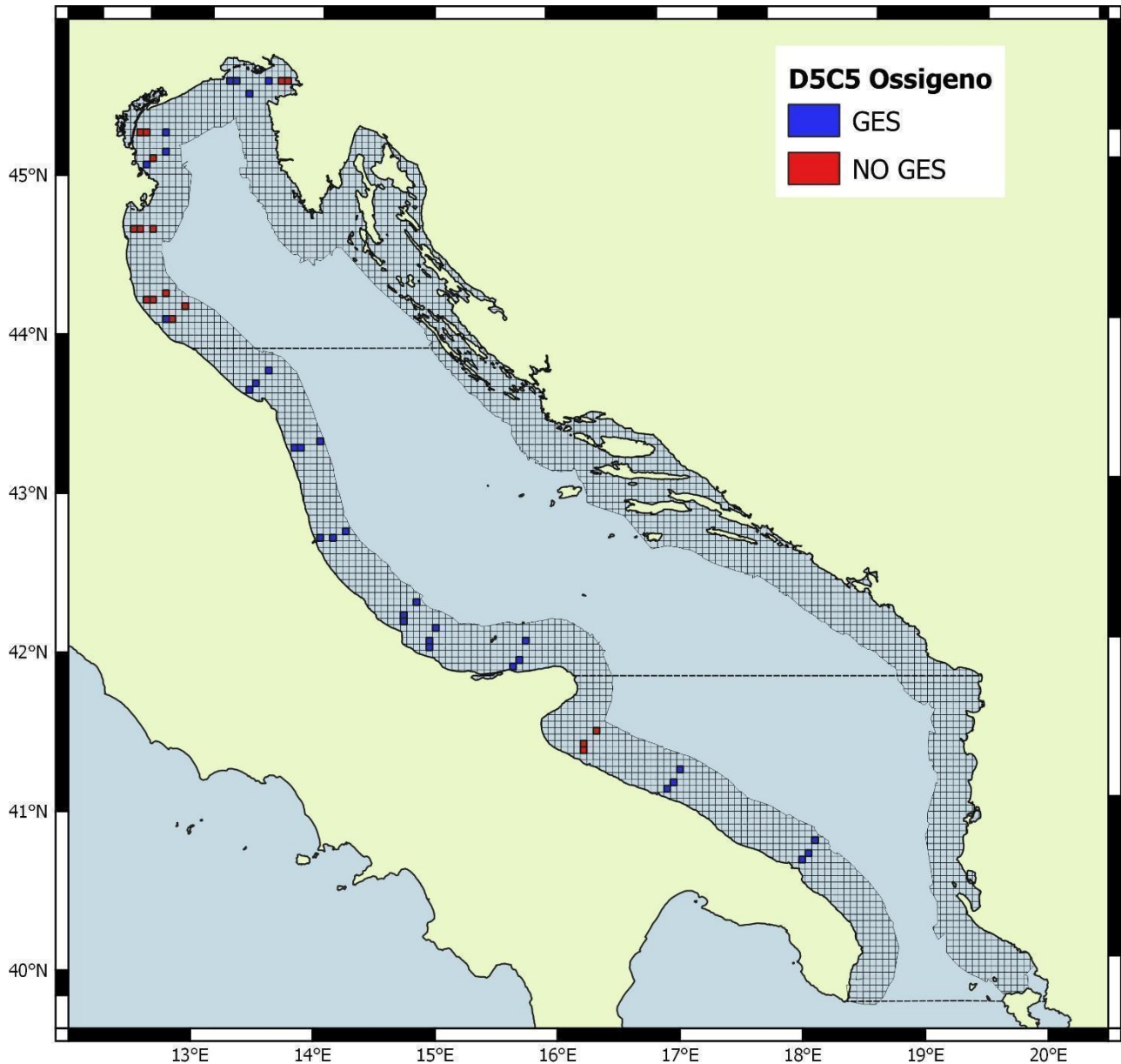


Figura 5.9. Valutazione NEAT per il criterio D5C5-Ossigeno disciolto nelle acque di fondo per ciascuna SAU delle MRU del mare Adriatico.

È importante evidenziare che sebbene uno o più indicatori non raggiungano il GES, il valore NEAT per quelle SAU indica tuttavia uno stato ambientale buono. I valori molto elevati, prossimi a 1 sembrano influenzare fortemente il valore finale. Per verificare i risultati della valutazione effettuata con NEAT è stato utilizzato l'indice TRIX, dando però un peso molto basso (0.001) alla trasparenza, in modo da renderla trascurabile nella valutazione NEAT (Tabelle 5.6 e 5.7). Se consideriamo il valore 5 del TRIX come soglia tra stato Buono e Mediocre (Rinaldi and Giovanardi, 2011), le due valutazioni risultano molto simili e solo in una SAU si trova un risultato discordante. Nella Figura 5.10 sono rappresentati i valori dell'indice TRIX per ciascuna SAU. I valori di TRIX e di NEAT (con peso per la trasparenza=0.001) sono risultati inversamente correlati ($r = -0.4359$, $p = 0.0002$).

In questo approccio sono stati utilizzati solamente i dati superficiali poiché abbiamo basato la nostra valutazione per i differenti tipi di acque sugli EQR-Chla già definiti nel lavoro precedentemente svolto in seno alla WFD (EC 2018; Giovanardi et al., 2018). Uno step successivo dovrebbe essere fatto per la valutazione dei dati integrati lungo la colonna d'acqua, specialmente per WT2 e WT3, dove normalmente il massimo di clorofilla non è presente in superficie ma in profondità. A tal fine però servirebbe ridefinire i valori soglia e caratterizzare la colonna d'acqua con un numero sufficiente di misure per ottenere relazioni statisticamente significative tra i valori di clorofilla e di nutrienti integrati lungo la colonna d'acqua.

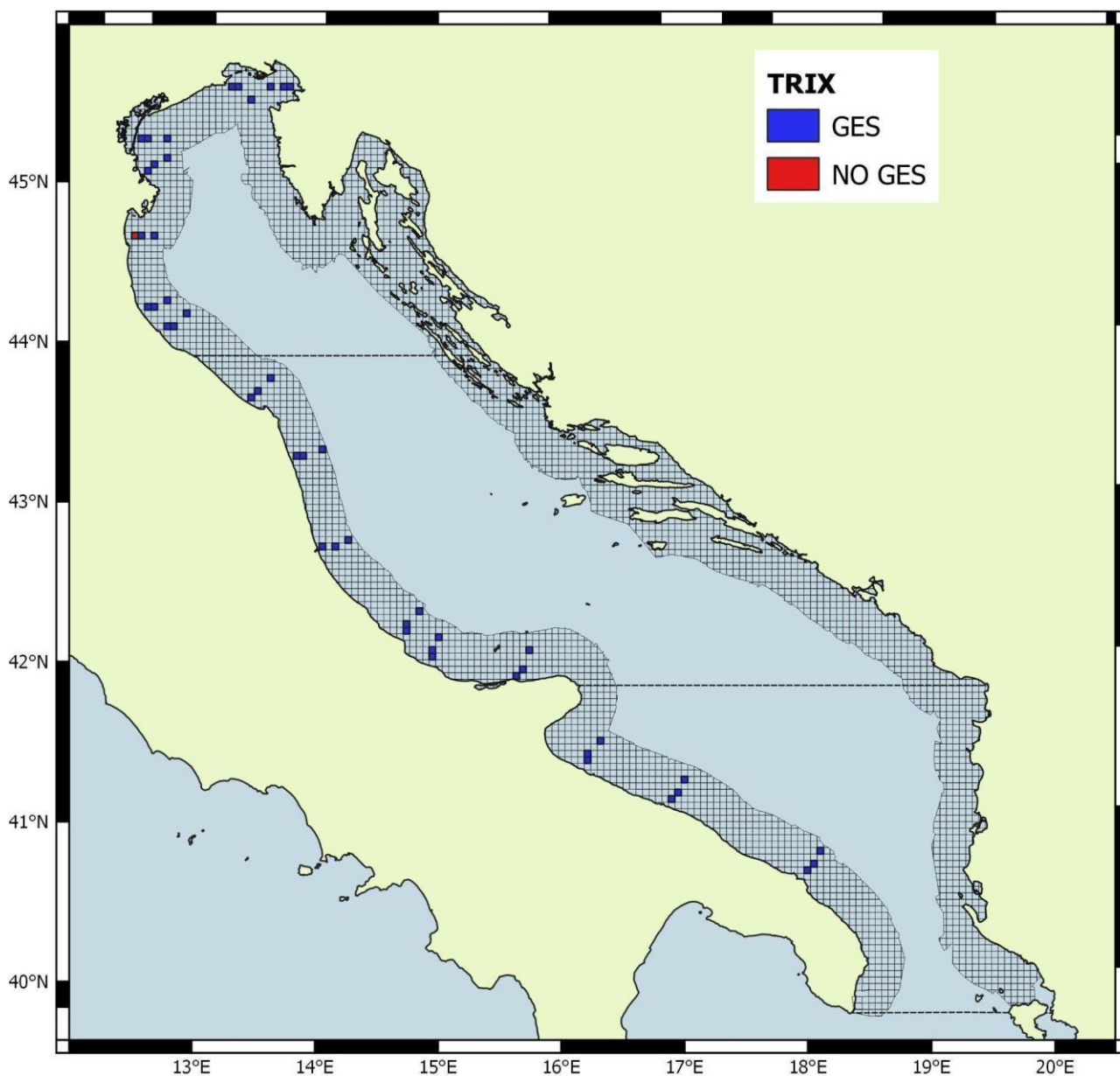


Figura 5.10: Valutazione del descrittore D5 basata sull'indice TRIX per ciascuna SAU delle MRU del mare Adriatico.

Tabella 5.6 Confronto tra valutazione NEAT e l'indice TRIX per la valutazione GES di ciascuna SAU del Nord Adriatico. Per il NEAT sono stati attribuiti differenti pesi al criterio D5C4 basato sulla profondità del Disco di Secchi: peso=1 e peso = 0.001.

SAU	NEAT Peso trasparenza: 1	NEAT Peso trasparenza: 0.001	NEAT valutazione	TRIX	TRIX valutazione
TS2CZ	0.724	0.743	GES	3.54	GES
FVGTS1	0.724	0.744	GES	3.39	GES
FVGTS3	0.752	0.794	GES	3.62	GES
FVGLG1	0.816	0.885	GES	3.63	GES
FVGLG2	0.823	0.882	GES	3.25	GES
FVGLG3	0.827	0.859	GES	3.19	GES
VE50720	0.805	0.852	GES	4.27	GES
VE50530	0.64	0.675	GES	4.19	GES
VE60530	0.758	0.801	GES	3.60	GES
VE60720	0.631	0.638	GES	4.23	GES
VE70530	0.847	0.876	GES	3.25	GES
VE70720	0.834	0.858	GES	3.38	GES
EMR604	0.619	0.659	GES	5.07	NO GES
EMR614	0.788	0.839	GES	4.56	GES
EMR617	0.836	0.888	GES	3.86	GES
EMR1004	0.674	0.697	GES	4.98	GES
EMR1014	0.766	0.791	GES	4.19	GES
EMR1017	0.689	0.728	GES	3.78	GES
EMR2004	0.783	0.823	GES	4.41	GES
EMR2014	0.709	0.733	GES	3.67	GES
EMR2017	0.748	0.786	GES	3.44	GES

Tabella 5.7 Confronto tra valutazione NEAT e l'indice TRIX per la valutazione GES di ciascuna SAU del Centro e Sud Adriatico. Per il NEAT sono stati attribuiti differenti pesi al criterio D5C4 basato sulla profondità del Disco di Secchi: peso= =1 e peso = 0.001.

SAU	NEAT Peso trasparenza: 1	NEAT Peso trasparenza : 0.001	NEAT valutazione	TRIX	TRIX valutazione
MARCH_3	0.763	0.861	GES	3.67	GES
MARCH_6	0.788	0.86	GES	3.45	GES
MARCH_12	0.746	0.888	GES	3.44	GES
MARES_3	0.630	0.749	GES	4.11	GES
MARES_6	0.761	0.865	GES	3.87	GES
MARES_12	0.865	0.948	GES	3.52	GES
ABRGU04	0.742	0.814	GES	4.04	GES
ABRGU05	0.782	0.833	GES	3.85	GES
ABRGU06	0.810	0.839	GES	3.49	GES
ABRVA13	0.776	0.826	GES	3.64	GES
ABRVA14	0.800	0.838	GES	3.84	GES
ABRVA15	0.832	0.866	GES	3.00	GES
MOLB2_6	0.773	0.828	GES	4.00	GES
MOLB2_10	0.798	0.844	GES	3.86	GES
MOLB2_20	0.857	0.897	GES	4.07	GES
PUG1CA03	0.843	0.896	GES	2.94	GES
PUG1CA04	0.796	0.822	GES	2.89	GES
PUG1CA02bis	0.779	0.825	GES	3.65	GES
PUG3FO03	0.614	0.644	GES	3.31	GES
PUG3FO04	0.638	0.67	GES	3.40	GES
PUG4BA03	0.799	0.837	GES	3.23	GES
PUG4BA04	0.831	0.832	GES	2.95	GES
PUG6CB03	0.807	0.822	GES	2.83	GES
PUG6CB04	0.907	0.903	GES	2.51	GES
PUG3FO02bis	0.621	0.7	GES	3.29	GES
PUG4BA02bis	0.717	0.739	GES	3.49	GES
PUG6CB02bis	0.803	0.818	GES	2.85	GES

Oltre al confronto dei risultati del NEAT con il TRIX è stato utilizzato anche il metodo di valutazione quantitativa multiparametrica dello stato eutrofico riportato da Lefebvre and Devreker (2020). Tale procedura si basa su metodi sviluppati nell'ambito dell'OSPAR, e prevede un primo passaggio in cui si assegna un punteggio "+" se il valore per l'indicatore considerato è maggiore del valore soglia o si attribuisce "-" se inferiore e un secondo passaggio in cui si effettua l'integrazione dei punteggi secondo una griglia per l'attribuzione dei pesi. Quando D5C1, D5C2 e D5C5 sono superiori al valore soglia si attribuisce un punteggio di 2, poiché sono effetti causali diretti dell'eutrofizzazione, mentre quando D5C4 è superiore al valore soglia ("+") si attribuisce un punteggio pari a 1, poiché è un

criterio secondario e non è specifico dei processi eutrofici. Se invece il criterio è inferiore al valore soglia, si attribuisce un punteggio = a 0. Nel nostro caso il punteggio totale massimo è 7 (Tab. 5.8)

Tabella 5.8 Metodo di valutazione quantitativa multiparametrica dello stato eutrofico basato sull'approccio di Lefebvre and Devreker (2020).

D5C1 Nutrienti	D5C2 Chla	D5C5 DO	D5C4 SD	Punteggio totale	Stato ambientale
+	+	+	+	7	NO GES
+	+	+	-	6	NO GES
	2 criteri +		+	5	NO GES
	2 criteri +		-	4	NO GES
	1 criterio +		+	3	GES
	1 criterio +		-	2	GES
-	-	-	+	1	GES
-	-	-	-	0	GES

I risultati ottenuti applicando il punteggio ed il metodo di integrazione proposto da Lefebvre and Devreker (2020) confermano la valutazione effettuata con il NEAT con l'esclusione di 4 SAU (una in Friuli Venezia Giulia e tre in Puglia) come riportato nella Tabella 5.9.

Tabella 5.9 Comparazione della valutazione tramite NEAT (in verde con il peso della trasparenza =1 e in celeste con il peso della trasparenza = 0.5), con l'attribuzione di punteggi ed integrazione secondo Lefebvre & Devreker (2020), in grigio, e con il metodo One Out All Out.

SAU	valore NEAT peso trasparen= 1	GES/NO GES	valore NEAT trasp =0.5	GES/NO GES	DIN punteggio	TP punteggio	CHLa punteggio	SD punteggio	OD punteggio	Punteggi o totale	GES/NO GES	One Out All Out
EMR604	0.619	GES	0.637	GES	-	-	-	+	+	3	GES	NOGES
EMR614	0.788	GES	0.81	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR617	0.836	GES	0.859	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR1004	0.674	GES	0.683	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR1014	0.766	GES	0.777	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR1017	0.689	GES	0.706	GES	-	-	-	+	+	3	GES	NOGES
EMR2004	0.783	GES	0.8	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR2014	0.709	GES	0.72	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
EMR2017	0.748	GES	0.765	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
VE50530	0.64	GES	0.655	GES	-	-	-	+	+	3	GES	NOGES
VE50720	0.805	GES	0.825	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
VE60530	0.758	GES	0.776	GES	-	-	-	-	+	1	GES	NOGES
VE60720	0.631	GES	0.634	GES	-	-	-	-	+	1	GES	NOGES
VE70530	0.847	GES	0.86	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
VE70720	0.834	GES	0.845	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
ABRGU04	0.742	GES	0.772	GES	-	+	-	-	+	3	GES	NOGES
ABRGU05	0.782	GES	0.804	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES
ABRGU06	0.81	GES	0.823	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES
ABRVA13	0.776	GES	0.798	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES
ABRVA14	0.8	GES	0.817	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES
ABRVA15	0.832	GES	0.847	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES
MARCH_3	0.763	GES	0.805	GES	-	-	-	+	-	1	GES	NOGES
MARCH_6	0.788	GES	0.819	GES	-	-	-	+	-	1	GES	NOGES
MARCH_12	0.746	GES	0.807	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
MARES_3	0.63	GES	0.681	GES	-	-	-	+	-	1	GES	NOGES
MARES_6	0.761	GES	0.806	GES	-	-	-	+	-	1	GES	NOGES
MARES_12	0.865	GES	0.901	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
FVGLG1	0.816	GES	0.845	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
FVGLG2	0.823	GES	0.849	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
FVGLG3	0.827	GES	0.841	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
FVGTS1	0.724	GES	0.733	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
FVGTS2	0.705	GES	0.77	GES	-	-	-	-	+	2	GES	NOGES
FVGTS3	0.752	GES	0.712	GES	-	+	-	-	-	4	NO GES	NOGES
MOLB2_6	0.773	GES	0.796	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
MOLB2_10	0.798	GES	0.818	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
MOLB2_20	0.857	GES	0.874	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
PUG1CA02bis	0.779	GES	0.799	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
PUG1CA03	0.843	GES	0.866	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
PUG1CA04	0.796	GES	0.807	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
PUG3FO02bis	0.621	GES	0.655	GES	-	-	-	+	+	3	GES	NOGES
PUG3FO03	0.614	GES	0.627	GES	+	-	-	+	+	5	NO GES	NOGES
PUG3FO04	0.638	GES	0.652	GES	+	-	-	+	+	5	NO GES	NOGES
PUG4BA02bis	0.717	GES	0.727	GES	+	-	-	-	-	2	GES	NOGES
PUG4BA03	0.799	GES	0.815	GES	-	-	-	-	-	0	GES	GES
PUG4BA04	0.831	GES	0.832	GES	-	+	-	-	+	4	NO GES	NOGES
PUG6CB02bis	0.803	GES	0.809	GES	+	-	-	-	-	2	GES	NOGES
PUG6CB03	0.807	GES	0.814	GES	+	+	-	-	-	2	GES	NOGES
PUG6CB04	0.907	GES	0.905	GES	-	+	-	-	-	2	GES	NOGES

Attività B.2 contributo alla definizione del nuovo programma di Monitoraggio MSFD per il Descrittore 5.

In considerazione dei risultati della revisione e dell'analisi dei dati di monitoraggio per la Strategia Marina, si propongono di seguito i principali aspetti che sarebbe importante considerare per la definizione del prossimo piano di monitoraggio.

Aspetti relativi alla qualità dei dati

Si considera necessario:

- un miglioramento delle capacità analitiche di alcuni laboratori regionali al fine di rendere comparabili i limiti di rilevabilità delle metodiche per l'analisi dei nutrienti, allineandoli ai valori più bassi ottenibili, in particolare per il fosforo;
- documentare la taratura della strumentazione oceanografica per la misura dei parametri fisici e chimico fisici di base (es. temperatura, salinità, ossigeno e clorofilla, qualora derivata da sensori di fluorescenza);
- la partecipazione periodica (indicativamente 2 volte all'anno) di tutti i laboratori di analisi ai proficiency test per nutrienti e clorofilla (ad esempio QUASIMEME)

Risoluzione spazio-temporale dei monitoraggi MSFD

Si suggerisce di

- integrare il dataset italiano MSFD con altri dataset (qualora esistenti e disponibili; ad esempio come fatto nel presente rapporto con il dataset MEDREGION) al fine di garantire una più robusta base di dati per le analisi;
- integrare il dataset italiano con i dataset del sistema Copernicus che includono dati da satellite, in situ e i risultati dei modelli di analisi e previsione;
- adottare una frequenza temporale minima stagionale, e nelle aree caratterizzate da consistenti apporti fluviali e soggette a processi eutrofici, come le acque costiere della regione Emilia Romagna, una frequenza mensile con una strategia di monitoraggio adattativa, che vari la frequenza temporale e spaziale, per mappare meglio gli eventi ipossici/anossici che si possono verificare stagionalmente nelle acque prossime al fondo

- aumentare la copertura spaziale del monitoraggio, soprattutto in aree interessate da apporti fluviali (p.es. nel Veneto)

Risoluzione verticale dei monitoraggi MSFD

Oltre alla quota superficiale viene campionata la quota con il massimo di fluorescenza. Nel caso si volessero integrare i dati sulla colonna d'acqua due quote di campionamento sono troppo poche per permettere un'integrazione rappresentativa della distribuzione della biomassa fitoplanctonica nella colonna d'acqua. A titolo di esempio nei monitoraggi per MSFD svolti in Slovenia e Croazia le quote a cui vengono effettuati i campionamenti per i nutrienti e la clorofilla a variano tra 4 e 5.

I due principali gradienti che agiscono sulle acque dell'Adriatico sono uno legato all'arricchimento da apporti terrigeni, l'altro all'arricchimento autogeno (rimineralizzazione) con contemporaneo depauperamento dell'ossigeno disciolto. Tali gradienti sono particolarmente visibili per le acque superficiali, mentre tendono ad essere meno determinanti per la seconda quota di campionamento. La strategia migliore da seguire sembra essere quella di considerare solo i dati superficiali che sono quelli in cui non solo i gradienti sono più marcati, ma tutte le suddivisioni per stagione, per MRU o WT risultano più chiare. Inoltre, la superficie ha il pregio di essere a quota fissa, rispetto alla seconda quota di campionamento determinata in funzione del picco profondo di clorofilla.

Per poter arrivare ad una valutazione integrata ed omogenea della sottoregione mare Adriatico risulta, infine, di particolare importanza, la condivisione della strategia di monitoraggio e dei criteri di valutazione del GES con gli altri paesi che si affacciano sullo stesso mare come Slovenia, Montenegro e Croazia.

ATTIVITA' C: I risultati delle Attività A e B sono stati inseriti un report tecnico-scientifico secondo schemi e dettagli tecnici condivisi con ISPRA.

6. Riferimenti bibliografici

- Barth A., Buga L., Fryberg L., Gatti J., Giorgetti A., Giorgi G., Iona S., Larsen M. M., Lipizer M., Schaap D., Schlitzer R., Vinci M., Watelet S., Wnzer M. (2015) EMODnet Thematic Lot n° 4 – Chemistry - Methodology for data QA/QC and DIVA products. doi: 10.6092/9f75ad8a-ca32-4a72-bf69-167119b2cc12.
- Borja A., Elliott M., Andersen J.H., Berg T., Carstensen J., Halpern S., et al., (2016) Overview of integrative assessment of marine systems: the ecosystem approach in practice. *Frontiers in Marine Science*, 3: 20. doi:10.3389/fmars.2016.00020.
- Borja A., Menchaca I., Garmendia J. M., Franco J., Larreta J., Sagarmínaga Y., Schembri Y., González R., Antón R., Micallef T., Camilleri S., Solaun O., Uriarte A., Uyarra M. C. (2021) Big insights from a small country: The added value of integrated assessment in the marine environmental status evaluation of Malta. *Front. Mar. Sci.*, <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.638232>.
- Buga L., Sarbu G., Fryberg L., Wesslander K., Gatti J., Iona S., Tsompanou M., Larsen M. M., Østrem A.K., Lipizer M., Molina Jack M.E., Giorgetti A. (2021) Quality Control steps for EMODnet Chemistry Eutrophication aggregated datasets - v2021, 10/03/2021, 13 pages, 10.6092/4e85717a-a2c9-454d-ba0d-30b89f742713.
- Buljan M., Zore-Armanda M. 1979. Hydrographic properties of the Adriatic Sea in the period from 1965 through 1970. *Acta Adriatica* 20:1-368.
- Colella S., Falcini F., Rinaldi E., Sammartino M., Santoleri R. (2016). Mediterranean Ocean Colour Chlorophyll Trends. *PLoS ONE* 11(6): e0155756. doi:10.1371/journal.pone.0155756.
- Devlin M. J., Barry J., Mills D.K., Gowen R.J., Foden J., Siveyer D., Tett P. (2008) Relationships between suspended particulate material, light attenuation and Secchi depth in UK marine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 429-439.
- Djakovic T., Supic, N., Bernardi Aubry, F., Degobbis, D., Giani, M. (2015). Mechanisms of hypoxia frequency changes in the northern Adriatic Sea during the period 1972-2012, 2015. *J. Mar. Syst.* 141, 179–189.
- European Commission 2013. Commission Decision (EU) 2013/480/EU of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC
- European Commission. 2018. Commission Decision (EU) 2018/229 of 12 February 2018 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Commission Decision 2013/480/EU.

Ezekiel, M., 1930, *Methods of correlation analysis*. Wiley, New York, NY, USA.

Fleming-Lehtinen V., Laamanen M. (2012). Long-term changes in Secchi depth and the role of phytoplankton in explaining light attenuation in the Baltic Sea. *Estuarine Coastal Shelf Science* 102–103: 1–10.

Gallegos C. L., Werdell P. J., McClain C. R. (2011) Long-term changes in light scattering in Chesapeake Bay inferred from Secchi depth, light attenuation, and remote sensing measurements. *Journal of Geophysical Research*, 116, <http://dx.doi.org/10.1029/2011JC007160>.

Giani M., Djakovac T., Degobbis D., Cozzi S., Solidoro C., Fonda Umani S. (2012). Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 115: 1-13.

Giani M., Cozzi S., Tartari G. 2018. Tendenze dei carichi di nutrienti riversati dal fiume Po nel mare Adriatico, *Biol. Mar. Mediterr.* 25 (1): 23-26

Giani M., Kralj M., Pavlidou A., Varkitzi I., Borja A., Lipizer M., Cadiou J.-F., Francé J., Cozzoli F., Magaletti E., Partescano E., Skejić S., Ivanković D., Urbini L., Dall'Angelo C., Vidjak O., Ninčević Gladan Ž., S. Matijević, Paramana T., Dassenakis M., Del Carmen Garcia Martinez M., Pantazi M., Assimakopoulou G., Stanca E., Basset A., Pagou K. (2021a). Results of the test of different methodological approaches for GES evaluation based on D5 criteria on case studies at sub basin scale. MEDREGION project, Deliverable D6.6., 30 June 2021, 87 pp.

Giani M., Kralj M., Urbini L., Lipizer M., Partescano E., Borja A., Cadiou J.-F., Francé J., Magaletti E., Partescano E., Pavlidou A., Varkitzi I., Pagou K., Skejić S., Ivanković D., Matijević S., Dall'Angelo C., Vidjak O., Ninčević Gladan Ž., Paramana T., Dassenakis M., Cozzoli F., Stanca E., Basset A., Del Carmen Garcia Martinez M. (2021b). MEDREGION Deliverable D6.7. Proposal for a standard approach for D5, 31 July 2021, 29 pp.

Giovanardi F., Francé J., Mozetič P., Precali R. (2018). Development of ecological classification criteria for the Biological Quality Element phytoplankton for Adriatic and Tyrrhenian coastal waters by means of chlorophyll a (2000/60/EC WFD). *Ecological Indicators* 93, 316-332.

Grilli F., Accoroni S., Acri F., Bernardi Aubry F., Bergami C., Cabrini M., Campanelli A., Giani M., Guicciardi S., Marini M., Neri F., Penna A., Penna P., Pugnetti A., Ravaioli M., Riminucci F., Ricci F., Totti C., Viaroli P., Cozzi S. (2020). Seasonal and interannual trends of oceanographic parameters over 40 years in the northern Adriatic Sea in relation to nutrient loadings from EMODnet Chemistry data portal. *Water*, 12(8): 2280, Doi: 10.3390/w12082280.

Harrell F.E. (2021). Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.6-0. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>.

Harvey E.T., Walve J., Andersson A., Karlson B. Kratzer S. (2019). The Effect of Optical Properties on Secchi Depth and Implications for Eutrophication Management. *Frontiers in Marine Science* 5:496. doi: 10.3389/fmars.2018.00496.

HELCOM (2009) "Eutrophication in the Baltic sea – an integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea Region," in 115B. *Baltic Sea Environmental Proceedings* (Helsinki: Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission).

Hellenic Centre for Marine Research, Hellenic National Oceanographic Data Centre (HCMR/HNODC) (2021). *Mediterranean Sea - Eutrophication and Acidity aggregated datasets 1911/2020 v2021*. Aggregated data products are generated by EMODnet Chemistry under the support of DG MARE Call for Tenders EASME/EMFF/2016/006-lot4, EASME/2019/OP/0003-lot4. <https://doi.org/10.6092/EP6N-TP63>.

ISPRA (2018) Valutazione ambientale. Definizione del Buono Stato Ambientale. Traguardi ambientali. Summary report. Descrittore 5 Eutrofizzazione. Ottobre 2018, 8 pp. [descrittore-5-2013-eutrofizzazione-1 \(isprambiente.it\)](https://isprambiente.it)

Johnson, N.L. 1949. Systems of frequency curves generated by methods of translation. *Biometrika*, 36: 149-176.

Justic D. (1988). Trend in the Transparency of the northern Adriatic Sea 1911-1982. *Marine Pollution Bulletin* 19: 32-35.

Kari E., Kratzer S., Beltrán-Abaunza J. M., Therese Harvey E., Vaičiute D. (2017) Retrieval of suspended particulate matter from turbidity –model development, validation, and application to MERIS data over the Baltic Sea. *International Journal of Remote Sensing* 38, 1983–2003. doi: 10.1080/01431161.2016.1230289.

Kralj M., Lipizer M., Čermelj B., Celio M., Fabbro, C, Brunetti F., Francé J., Mozetič P., Giani M. 2019. Hypoxia and dissolved oxygen trends in the northeastern Adriatic Sea (Gulf of Trieste). *Deep-Sea Research II* 164: 74-88.

Kratzer S., Håkansson B., Sahlin C. (2003). Assessing Secchi and photic zone depth in the Baltic Sea from satellite data. *Ambio*, 32(8): 577–85.

Lefebvre A., Devreker D. (2020). First Comprehensive Quantitative Multi-Parameter Assessment of the Eutrophication Status from Coastal to Marine French Waters in the English Channel, the Celtic Sea, the Bay of Biscay, and the Mediterranean Sea. *Journal of Marine Science and Engineering* 8: 561; doi:10.3390/jmse8080561.

Legendre, P., Legendre, L., 2012. *Numerical ecology*, 3rd English Edition. ed, *Developments in Environmental Modelling*. Elsevier, Amsterdam; Boston.

Letelier R.M., Karl D.M., Abbott M. R., Bidigare R. R. (2004). Light driven seasonal patterns of chlorophyll and nitrate in the lower euphotic zone of the North Pacific Subtropical Gyre. *Limnology and Oceanography*, 49, 508–519.

Lee Z. P., Shang S., Huc C., Du K., Weidemann A., Hou W., Lin J., Lin G. (2015). Secchi disk depth: A new theory and mechanistic model for underwater visibility. *Remote Sensing of Environment* 169, 139–149.

Lipizer M., Vinci M., Giorgetti A., Buga, L., Fichaut M., Gatti J., Iona S., Larsen M., Schlitzer R., Schaap D., Wenzler M., Molina Jack M.E. (2020) EMODnet Thematic Lot n°. 4 - Chemistry EMODnet Phase IV Updated guidelines for SeaDataNet ODV production.

Megard R.O., Berman T. (1989). Effects of algae on the Secchi transparency of the southeastern Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography* 34(8):1640-1655.

MEDAR/MEDATLAS II (2001) – Mediterranean Data Archaeology and Rescue of Temperature, Salinity and Bio-Chemical Parameters. Temperature, Salinity Broad-(global and regional) range check values in the Mediterranean for T & S QC. <https://hnodc.hcmr.gr/medar/index.html>

Mozetič P., Solidoro C., Cossarini G., Socal G., Precali R., France J., Bianchi F., De Vittor C., Smodlaka N., Fonda Umani S. (2010). Recent trends towards oligotrophication of the northern Adriatic: evidence from chlorophyll a time series. *Estuar. Coasts* 33, 362-375, doi:10.1007/s12237-009-9191-7.

Pavlidou A., Simboura N., Pagou K., Assimakopoulou G., Gerakaris V., Hatzianestis I., Panayotidis P., Pantazi M., Papadopoulou N., Reizopoulou S., Smith C., Triantaphyllou M., Uyarra M. C., Varkitzi I., Vassilopoulou V., Zeri C., Borja Á. (2019). Using a holistic ecosystem-integrated approach to assess the environmental status of Saronikos Gulf, Eastern Mediterranean. *Ecological Indicators* 96, 336-350.

Phillips, G., Kelly, M., Teixeira, H., Salas, F., Free, G., Leujak, W., Lyche Solheim, A., Varbiro, G., Poikane, S. (2018). Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status, EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-92906-9, doi:10.2760/84425, JRC112667

RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

Salas Herrero F., Teixeira H., Poikane S. (2019). A Novel Approach for Deriving Nutrient Criteria to Support Good Ecological Status: Application to Coastal and Transitional Waters and Indications for Use. *Front. Mar. Sci.* 6:255. doi: 10.3389/fmars.2019.00255.

Salgado-Hernanz P.M., Racault M.-F, Font-Muñoz J.S., Basterretxea G. (2019). Trends in phytoplankton phenology in the Mediterranean Sea based on ocean-colour remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 221: 50-64.

Sandén P., Håkansson B. (1996). Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 41: 346–51.

SeaDataNet (2010) DATA QUALITY CONTROL PROCEDURES.

seadatanet.maris2.nl/v_bodc_vocab/browse_export.asp?l=L201&order=entrykey&all=yes

Stock A. (2015). Satellite mapping of Baltic Sea Secchi depth with multiple regression models. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 40, 55–64.

UNEP/MAP (2019). Agenda item 3: State of Play of Integrated Monitoring and Assessment Programme (IMAP) Implementation with Regards to EO5 and EO9, MEDPOL Monitoring Programme and Way Forward Guidance on Application of the Water Typology and related Monitoring and Assessment Aspects (Draft). UNEP/MED WG.463/Inf.5 Athens.

Viaroli P., Soana E., Pecora S., Laini A., Naldi M., Fano E.A., Nizzoli D. 2018. Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, Northern Italy). *Science of the Total Environment*, 639: 1574–1587.

Vodacek A., Blough N., DeGrandpre M., Peltzer E., Nelson R. (1997). Seasonal variation of CDOM and DOC in the Middle Atlantic Bight: Terrestrial inputs and photooxidation. *Limnology and Oceanography*, 42, 674–686.

Wheeler, B., 2005. SuppDists: Supplementary distributions. R package version 1.0-13. <http://www.bobwheeler.com/stat>

Wood S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1):3-36.

Yentsch C. S., Yentsch C. M., Cullen J. J., Lapointe B., Phinney D. A., Yentsch S. W. (2002). Sunlight and water transparency: Cornerstones in coral research. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 268, 171–183.

Zimmerman R. C. (2006). Light and photosynthesis in seagrass meadows. In A. W. D. Larkum, R. J. Orth, & C.M. Duarte (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (pp. 303–321). Dordrecht, The Netherlands: Springer.