

|

ALLEGATI ALLA RELAZIONE FINALE DELLA
COLLABORAZIONE “ORIGINE E DINAMICA DEI
CARICHI INQUINANTI VEICOLATI DAL BACINO
DEL FIUME PO E DAGLI ALTRI BACINI CHE
SFOCIANO NEL MARE ADRIATICO”

SOMMARIO

ALLEGATO A	3
QUANTIFICAZIONE DELLE PRESSIONI ANTROPICHE NEI BACINI IDROGRAFICI DEL DISTRETTO DEL PO	3
<i>Reperimento dati territoriali e censuari per il calcolo delle pressioni</i>	3
<i>Descrizione della metodologia di calcolo del carico netto di azoto di origine antropica (NANI)</i>	5
<i>Descrizione della metodologia di calcolo del carico netto di fosforo di origine antropica (NAPI)</i>	9
<i>Descrizione della metodologia di calcolo del surplus di N e P nel suolo agricolo</i>	10
<i>Raggruppamento dei bacini idrografici per origine delle criticità</i>	15
<i>Quantificazione del carico di origine civile</i>	16
FORMAZIONE E TRASPORTO DEI CARICHI IN SEZIONI FLUVIALI CRITICHE	22
<i>Sistematizzazione delle informazioni disponibili relative agli elementi di qualità fisica e chimica</i>	22
<i>Calcolo dei carichi di azoto e fosforo esportati dai sottobacini idrografici</i>	29
<i>Criticità emerse durante l'attività di stima dei carichi esportati dai bacini idrografici</i>	32
<i>Analisi delle relazioni tra pressioni antropiche e carichi veicolati</i>	41
CALCOLO DEI CARICHI DI AZOTO GENERATI, ESPORTATI E DELLE LORO TRASFORMAZIONI NEI BACINI DI BONIFICA DELTIZI	43
<i>Approccio metodologico generale</i>	43
<i>Calcolo del bilancio integrato suolo-acque nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile</i>	45
<i>Quantificazione dei carichi esportati dal bacino del Fissero-Tartaro-Canalbianco mediante applicazione del modello SWAT</i>	47
ANALISI DELLA RELAZIONE TRA PRESSIONI ANTROPICHE E STATO DI QUALITÀ BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI	53
<i>Approccio metodologico</i>	53
<i>Sistematizzazione del database qualità chimica – EQB diatomee</i>	53
<i>Sistematizzazione del database qualità chimica – EQB macroinvertebrati bentonici</i>	57
<i>Analisi di regressione tra gli indici relativi agli EQB diatomee e macroinvertebrati e la concentrazione di nutrienti</i>	60
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	64
ALLEGATO B	67
ALLEGATO C	71
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI	85

ALLEGATO A

QUANTIFICAZIONE DELLE PRESSIONI ANTROPICHE NEI BACINI IDROGRAFICI DEL DISTRETTO DEL PO

Reperimento dati territoriali e censuari per il calcolo delle pressioni

Allo scopo di calcolare le pressioni la prima fase ha riguardato l'individuazione, la raccolta, la validazione e l'organizzazione dei dati necessari al calcolo dei carichi potenziali di N e P e di quelli sversati dai depuratori civili (Tabella A1). I dati statistici relativi ai comparti agricolo e zootecnico e alla consistenza della popolazione civile sono stati raccolti, con riferimento all'anno 2018 e a livello comunale (per un totale di 3319 comuni), in collaborazione con l'Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po, dalle banche dati ISTAT e CREA. Sono stati quindi organizzati in un formato standardizzato e facilmente utilizzabile. Vista la variabilità inter-annuale associata all'uso dei fertilizzanti a seguito delle rotazioni colturali, per questa voce è stato utilizzato il dato medio del periodo 2017-2019.

Tabella A1 – Sintesi delle fonti di dati statistici utilizzati per il calcolo dei bilanci dei nutrienti.

Tipologia di dato	Risoluzione spaziale	Fonti
Estensione della superficie agricola utile suddivisa per utilizzazione dei terreni	Comunale	Elaborazione CREA su dati AGEA integrati e verificati con dati ISTAT 2010 e Regione Piemonte
Consistenza del patrimonio zootecnico	Comunale	Dati Anagrafe Zootecnica Nazionale https://www.vetinfo.it/j6_statistiche/#/
Fertilizzanti sintetici distribuiti	Provinciale	Dati ISTAT su Agricoltura e Zootecnia, 2017-2019 (sezione "Mezzi di produzione"), http://dati.istat.it/ Dati CREA
Superfici agricole e produzioni suddivise per utilizzazione dei terreni		
Consistenza della popolazione	Comunale	Dati ISTAT sulla popolazione residente nei Comuni italiani, http://demo.istat.it/
Deposizioni atmosferiche di azoto (forme ossidate)	Mappe 20 km x 20 km	EMEP-Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe www.emep.int

Il calcolo del carico netto di N e P importato a seguito dalle attività antropiche e del surplus di N e P nel suolo agricolo è stato inizialmente effettuato a livello di singolo comune e successivamente i risultati sono stati aggregati a scala di singolo bacino idrografico e infine a scala di intero distretto. Complessivamente sono state quantificate le pressioni di 42

sottobacini che drenano nell'asta fluviale del Po o direttamente nel Mare Adriatico (Figura A1).

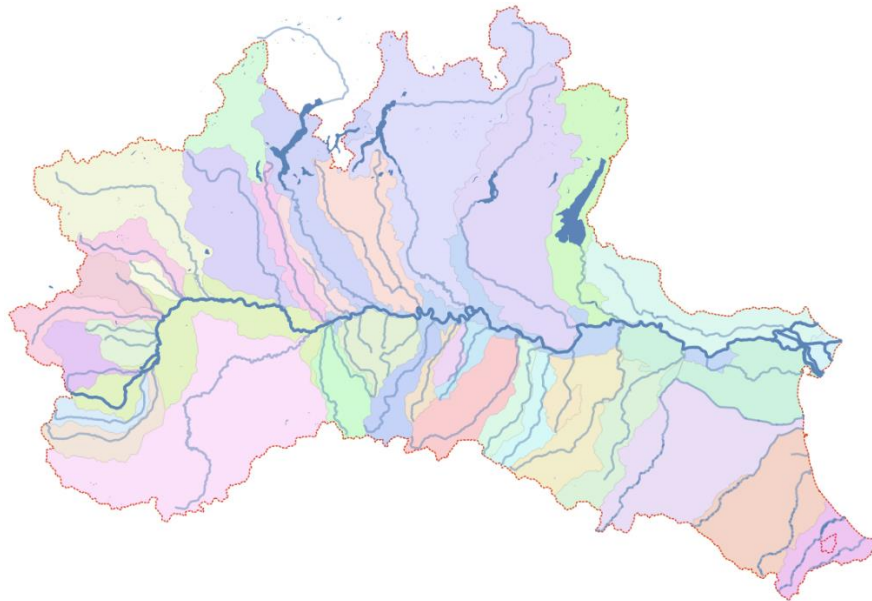


Figura A1 – Bacini idrografici su cui sono state quantificate le pressioni.

L'individuazione dei comuni e la delimitazione dei singoli sottobacini idrografici è stata effettuata sulla base dei dati vettoriali forniti dall'Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po (shape-file dei confini dei bacini idrografici, shape-file dei limiti amministrativi dei comuni compresi nel territorio del distretto). L'elenco dei comuni compresi entro ciascun sottobacino è stato ottenuto tramite sovrapposizione di shape-file dei limiti amministrativi comunali e shape-file dei confini dei bacini idrografici. Per tener conto del contributo dei comuni il cui territorio non risulta completamente compreso all'interno del confine di un dato bacino, i dati delle pressioni riferiti all'intera superficie comunale sono stati corretti sulla base della percentuale di area comunale compresa nel bacino idrografico. Questo approccio assume che le attività antropiche, e quindi le sorgenti dei carichi di azoto o fosforo, siano distribuite in modo omogeneo all'interno dell'unità amministrativa (comune). Risulta quindi appropriato per bacini idrografici di grandi dimensioni (range area dei bacini idrografici del distretto: 342 – 8128 km²), dove l'approssimazione operata condiziona in modo trascurabile l'accuratezza dei risultati dei bilanci.

Descrizione della metodologia di calcolo del carico netto di azoto di origine antropica (NANI)

L'input netto di azoto di origine antropica è stato calcolato come somma di quattro contributi: (1) applicazione di fertilizzanti azotati di sintesi, (2) fissazione biologica connessa alla coltivazione di specie azoto-fissatrici, (3) deposizioni atmosferiche e (4) movimento netto di azoto attraverso i confini del bacino in prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale. Il NANI, suddiviso nelle principali fonti di generazione, risulta funzionale ad individuare il settore che maggiormente incide sulla generazione del carico di azoto nel bacino.

- 1) L'input da fertilizzazioni chimiche è stato quantificato impiegando i dati sulle quantità di fertilizzanti sintetici distribuiti (media del triennio 2017-2019) e i relativi contenuti di azoto. Sono state considerate le seguenti categorie di fertilizzanti sintetici: semplici, binari, ternari, organici, organo-minerali e ammendanti. Per il contenuto medio di azoto delle diverse categorie di fertilizzanti si è fatto riferimento ai dati relativi ai contenuti di elementi nutritivi riportati nei database ISTAT (<http://dati.istat.it/>, sezione "Agricoltura" → "Mezzi di produzione" → "Fertilizzanti" → "Elementi nutritivi contenuti per tipo di fertilizzante"), i quali risultano concordi con valori medi di letteratura (Vitosh, 2006). I dati sulle quantità di fertilizzanti sintetici distribuiti risultano disponibili nei database ISTAT con risoluzione provinciale. La ripartizione a scala comunale è stata quindi effettuata in base all'effettiva necessità di fertilizzazione, cioè alla presenza di superfici potenzialmente soggette a concimazioni chimiche. In specifico, i quantitativi provinciali sono stati rapportati alla corrispondente superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione al fine di ottenere un carico medio areale. La superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione è stata calcolata come la somma delle superfici occupate da colture legnose agrarie e da seminativi, con esclusione delle colture azoto-fissatrici (erba medica, soia e legumi). Il carico medio areale così ottenuto è stato quindi moltiplicato per la superficie potenzialmente soggetta a fertilizzazione di ogni comune calcolata con le stesse modalità del caso provinciale. Ad ogni comune è associato il carico areale della provincia di appartenenza.
- 2) L'input da fissazione biologica, imputabile a colture (erba medica, soia e altri legumi) e superfici naturali (prati permanenti e pascoli), è stato calcolato moltiplicando i tassi areali di azoto-fissazione per le rispettive superfici. Due approcci diversi sono stati

adottati per le colture azoto-fissatrici maggiormente diffuse (erba medica, prati permanenti e pascoli) e per quelle secondarie (soia, legumi). I tassi totali di azoto fissazione di erba medica, prati permanenti e pascoli sono stati calcolati moltiplicando la resa della biomassa epigea asportata per il contenuto medio di azoto, corretti per 1.4, valore medio del rapporto tra biomassa totale e biomassa epigea (Carlsson & Huss-Danell, 2003; Lassaletta et al., 2014). Tassi medi tratti dalla letteratura sono stati invece applicati per la fissazione simbiotica di soia ($105 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), varie categorie di legumi ($50\text{-}80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) e per la fissazione non simbiotica in altri terreni coltivati ($33, 8$ e $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ rispettivamente per risaie, altri seminativi e legnose agrarie; Smil, 1999; Herridge et al., 2008). Le quantità di azoto delle biomasse residue che rimangono nel suolo al termine dell'annata agraria sono state fissate in 25 e 10 kg N ha^{-1} per soia e legumi (Smil 1999; Herridge et al., 2008).

- 3) L'input da deposizione atmosferica è stato calcolato considerando la deposizione delle sole specie ossidate. È stato assunto infatti che il carico di azoto in forma ridotta sia imputabile alla deposizione dell'ammoniaca volatilizzata localmente, quindi considerabile come un riciclo interno e non un input di nuovo azoto. Il carico azotato medio derivante da deposizioni atmosferiche è stato ottenuto a scala comunale ricavandolo dai dati acquisiti nell'ambito del programma cooperativo EMEP (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe; <http://www.emep.int>).
- 4) Il carico di azoto legato al commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale è stato ricavato quantificando dapprima il fabbisogno azotato complessivo della popolazione umana e degli allevamenti animali (flusso positivo che apporta azoto al bacino), dal quale è stata poi sottratta la produzione interna di azoto derivante dalle coltivazioni e dagli allevamenti (flusso negativo che rimuove azoto dal bacino). Il calcolo del consumo umano di azoto è effettuato considerando un fabbisogno medio di proteine compreso tra 105 e $113 \text{ g capita}^{-1} \text{ giorno}^{-1}$, stimato da FAOSTAT per l'Italia (<http://faostat.fao.org/site/368/default.aspx#anchor>). Il fabbisogno di proteine è stato convertito in equivalenti di azoto utilizzando il coefficiente "proteine = $6.25 \times \text{N}$ " (Jones, 1941), e la richiesta annuale di azoto pro-capite è stata infine moltiplicata per il numero di abitanti. Il consumo animale di azoto è stato calcolato per ogni categoria zootecnica

sulla base della consistenza del patrimonio allevato a livello comunale moltiplicato per i relativi tassi di assimilazione (Tabella A2).

La produzione di azoto derivante dalle coltivazioni agricole è stata quantificata impiegando l'estensione delle superfici destinate alle diverse colture, le relative rese e i relativi coefficienti di asportazione di azoto (Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata, sezione "tecniche agronomiche"; <https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/17765>). Le rese delle colture sono state ottenute dal rapporto tra i dati provinciali di produzione e le relative superfici investite riferite al periodo 2017-2019. Per le colture azoto-fissatrici, l'asportazione è stata posta equivalente alla quantità di azoto fissato nella biomassa aerea raccolta. La produzione di azoto derivante dalle coltivazioni agricole è stata quindi suddivisa nella quota destinata direttamente all'alimentazione umana e in quella destinata alla produzione di mangimi animali. I coefficienti utilizzati per questa suddivisione sono stati tratti dalle statistiche FAO relative all'Italia (Food Balances (2010-), FAO; <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>) ad eccezione dei prati polifiti e delle foraggere, per le quali si è assunta una produzione interamente destinata al consumo animale, e per le voci relative alle orticole, per le quali si è considerata una coltivazione destinata esclusivamente al consumo umano. I valori calcolati sono stati infine corretti per la percentuale di prodotto perso durante la lavorazione (Hong et al., 2011; Food Balances (2010-), FAO; <https://www.fao.org/faostat/en/#data/FBS>).

La produzione di azoto derivante dall'allevamento animale è stata calcolata per ogni classe zootecnica come differenza tra fabbisogno ed escrezione, tenendo conto delle perdite che si verificano durante il processo di lavorazione e della percentuale effettivamente destinata al consumo umano. Le tabelle di coefficienti di assimilazione, ritenzione ed escrezione delle categorie zootecniche ($\text{kg N capo}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) sono state tratte dalla normativa nazionale in ambito di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento (Decreto Interministeriale n. 5046 del 25 Febbraio 2016, Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue di cui all'art. 113 del Decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152, nonché per la produzione e l'utilizzazione agronomica del digestato di cui all'art. 52, comma 2-bis del decreto legge 22 giugno 2012, n. 83, convertito in legge 7 agosto 2012 n. 134) e dalla letteratura di settore (Xiccato et al., 2005; Crovetto &

Sandrucci, 2010). Questi coefficienti sono stati stimati a livello aziendale con la metodica del bilancio “apporti alimentari meno ritenzione nei prodotti animali”, ma solo per alcune sottocategorie rappresentative e con pesi vivi medi standardizzati (es. per i bovini: vacche da latte, vitelli a carne bianca e bovini in accrescimento; per i suini: suini da ingrasso, scrofe; per gli avicoli: polli da carne, galline ovaiole). Le terne di coefficienti per altre categorie zootecniche assimilabili per uso ma differenti per peso vivo medio (es. suini da ingrasso con peso 20- 50 kg, suini da ingrasso con peso 50-80 kg, etc.) sono state calcolate riscalandi i valori in base al peso di ciascuna categoria. Per alcune categorie mancanti (es. ovini, equini), i coefficienti di assimilazione e ritenzione sono stati tratti dalla letteratura internazionale (Hong et al., 2011). Dato che il carico netto di azoto è calcolato su base annuale sono state esaminate per ogni categoria le dinamiche dei cicli di allevamento, al fine di escludere in questo calcolo le classi di animali non avviate al macello nel corso di un anno. È il caso, ad esempio, dei bovini da allevamento, per i quali si è considerata una frazione nulla destinata al consumo nel corso di un anno. Lo stesso ragionamento è stato applicato ai vitelli. Per quanto riguarda le scrofe, il cui ciclo riproduttivo viene compiuto nel giro di 2-3 anni, si considera che annualmente ne siano macellate il 33%. I verri sono utilizzati ai fini della riproduzione per 3-4 anni dopodiché vengono macellati. Ciò fa supporre che, annualmente, ne vengano abbattuti circa il 25%. I suini da ingrasso includono una vasta gamma di pesi; considerando un peso vivo medio di 120 kg (raggiunto per lo più nel corso di un anno), questi possono essere valutati come interamente destinati alla macellazione. Per la classe ovini e caprini non è stato possibile individuare la quota di riproduttori e quindi sono stati considerati interamente destinati al consumo umano; lo stesso vale per gli avicoli, che diventano produttivi in meno di un anno, siano essi destinati alla produzione di uova o al consumo di carne. Per quanto riguarda la produzione di azoto delle vacche da latte è stata considerata una produzione di latte media pari a 25 kg d⁻¹ con un contenuto di azoto pari allo 0.5%. L’import netto di azoto destinato all’alimentazione animale è stato calcolato dalla differenza tra il fabbisogno animale e la produzione vegetale destinata al consumo animale. L’import netto di azoto destinato alla popolazione umana è stato invece calcolato dalla differenza tra il fabbisogno umano e ciò che viene prodotto all’interno del bacino per assolvere a questo fabbisogno, ossia la produzione vegetale destinata al consumo umano e la produzione animale.

Sommando i due import così ottenuti è stato calcolato l'import netto di azoto nel bacino dovuto al commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale.

Descrizione della metodologia di calcolo del carico netto di fosforo di origine antropica (NAPI)

L'input netto di fosforo di origine antropica è stato calcolato come somma di quattro contributi: (1) applicazione di fertilizzanti fosfatici di sintesi, (2) movimento netto di fosforo in prodotti per l'alimentazione umana ed animale, e (3) utilizzo non alimentare di fosforo, ad esempio contenuto nei detersivi.

- 1) L'input da fertilizzazioni chimiche è stato quantificato impiegando i dati sulle quantità di fertilizzanti sintetici distribuiti (media del triennio 2017-2019) e i relativi contenuti di fosforo. Il passaggio dalla scala provinciale a quella comunale è stato condotto in modo analogo a quanto descritto in precedenza per l'azoto, con l'unica differenza che, come superficie potenzialmente soggetta a fertilizzazione, viene considerata la totalità dei seminativi (azoto-fissatrici incluse) e dalle colture legnose agrarie. Analogamente all'azoto, sono state considerate le seguenti categorie di fertilizzanti sintetici: semplici, binari, ternari, organici, organo-minerali e ammendanti. Per il contenuto medio di fosforo delle diverse categorie di fertilizzanti si è fatto riferimento ai dati relativi ai contenuti di elementi nutritivi riportati nei database ISTAT (<http://dati.istat.it/>, sezione "Agricoltura" → "Mezzi di produzione" → "Fertilizzanti" → "Elementi nutritivi contenuti per tipo di fertilizzante"), i quali risultano concordi con valori medi di letteratura (Vitosh, 2006).
- 2) Il carico di fosforo legato al commercio di prodotti destinati all'alimentazione umana e animale è stato ricavato quantificando dapprima il fabbisogno complessivo della popolazione umana e degli allevamenti animali (flusso positivo che apporta fosforo al bacino), dal quale è stata poi sottratta la produzione interna di fosforo derivante dalle coltivazioni e dagli allevamenti (flusso negativo che rimuove fosforo dal bacino). I calcoli sono stati condotti in modo del tutto analogo a quelli già descritti in precedenza per l'azoto e impiegando set di coefficienti specifici per il fosforo (Tabella A3). La quantificazione del consumo umano di fosforo risulta generalmente complessa e la bibliografia relativa riporta valori sensibilmente differenti. Secondo Russell et al. (2008) e Boyer et al. (2002) la stima dell'assimilazione di fosforo può essere ottenuta

assumendo un rapporto N:P=5 (kg/kg), mentre altri lavori più recenti riportano un rapporto N:P = 10 (Morée et al., 2013). Considerando un fabbisogno medio di proteine compreso tra 105 e 113 g capita⁻¹ giorno⁻¹, si ottiene un fabbisogno di P compreso tra 0.6 e 1.3 kg P capita⁻¹ anno⁻¹. Questo range è confrontabile con il consumo ottenuto a partire dai dati di escrezione del fosforo che risultano compresi tra 0.5 e 1.2 kg P capita⁻¹ anno⁻¹ (Cordell et al., 2009; Smit et al., 2009; Kirchmann & Pettersson, 1994; Mihelcic et al., 2011).

- 3) L'utilizzo umano di fosforo non legato al consumo di cibo deriva principalmente dai detersivi impiegati giornalmente dalla popolazione. Questa voce è stata stimata a partire da dati sul consumo nazionale di detersivi per bucato e piatti e dal loro contenuto medio di P. Il contenuto di P nei detersivi ha subito cambiamenti nel tempo a causa delle restrizioni imposte dall'attuazione delle normative nazionali. È stato quindi considerato un contenuto di P nei detersivi per bucato dello 0.5% (Wind, 2007; Decreto Ministeriale 413/1988; D. Lgs. 21/2009) e un contenuto di P nei detersivi per piatti del 6% (Wind, 2007; D. Lgs. 21/2009). L'uso medio pro-capite è stato stimato dividendo il consumo nazionale per la popolazione, moltiplicato per la popolazione residente nei singoli comuni.

Descrizione della metodologia di calcolo del surplus di N e P nel suolo agricolo

Il calcolo del surplus di N e P prevede la quantificazione degli input (reflui zootecnici, fertilizzanti sintetici, deposizione atmosferica, fissazione biologica nel caso dell'azoto) e degli output (asportazione delle colture, volatilizzazione di ammoniaca e denitrificazione nel caso dell'azoto) attraverso la superficie agricola. Il surplus rappresenta una misura della quantità di nutrienti ancora potenzialmente disponibili al termine dell'annata agraria, ovvero dell'efficienza di utilizzo dei nutrienti nel sistema. Si tratta quindi di una stima del carico diffuso generato dal comparto agro-zootecnico e indirettamente costituisce anche un indicatore del potenziale rischio di inquinamento degli ecosistemi acquatici confinanti, sia superficiali che sotterranei.

L'input da spandimento di reflui zootecnici è calcolato mediante: 1) consistenza del patrimonio allevato, suddiviso in categorie di interesse zootecnico secondo genere, età e destinazione di utilizzo, 2) pesi vivi medi delle diverse categorie, e 3) coefficienti di escrezione di azoto e fosforo specifici per categoria di animale allevato. I coefficienti di

escrezione azotata sono al netto delle perdite per volatilizzazione di ammoniaca durante le fasi di stoccaggio dei reflui precedente lo spandimento in campo (Tabella A2).

Tabella A2 – Coefficienti del comparto zootecnico impiegati nel calcolo dei bilanci dell'azoto: peso medio capo allevato (PESO; kg pv capo⁻¹) assimilazione (ASS; kg N capo⁻¹ anno⁻¹), ritenzione (RIT; kg N capo⁻¹ anno⁻¹), escrezione (ESCR; kg N capo⁻¹ anno⁻¹), frazione volatilizzata in forma di ammoniaca (VOL) e frazione persa durante la trasformazione per il consumo umano (PERS).

Categoria zootecnica	PESO	ASS	RIT	ESCR	VOL	PERS
bovini di età inferiore a un anno: maschi	220	40.78	20.48	20.31	0.28	0.4
bovini di età inferiore a un anno: femmine	220	40.78	20.48	20.31	0.28	0.4
bovini da un anno a meno di due anni: maschi	350	52.87	10.87	42.00	0.30	0.4
bovini da un anno a meno di due anni: femmine	300	69.87	19.87	50.00	0.28	0.4
bovini di due anni e più: maschi	800	120.84	24.84	96.00	0.30	0.4
bovini di 2 anni e più: giovenche da allevamento	600	109.13	13.13	96.00	0.25	0.4
bovini di 2 anni e più: giovenche da macello	600	90.63	18.63	72.00	0.30	0.4
bovini di 2 anni e più: vacche da latte	600	162.10	46.10	116.00	0.28	0.1
bovini di 2 anni e più: altre vacche (da carne e/o da lavoro)	600	109.13	13.13	96.00	0.25	0.5
annutoli (vitelli bufalini)	200	37.08	18.62	18.46	0.28	0.1
bufale	600	162.10	46.10	116.00	0.28	0.1
altri bufalini	300	45.31	9.31	36.00	0.30	0.1
cavalli	350	37.57	4.03	33.54	0.28	0.5
altri equini (asini, muli, bardotti)	200	21.47	2.30	19.17	0.28	0.5
capre	50	8.21	1.33	6.88	0.28	0.5
altri caprini	25	4.10	0.67	3.44	0.28	0.1
pecore da latte	60	9.85	1.60	8.25	0.28	0.5
altre pecore	50	8.21	1.33	6.88	0.28	0.1
altri ovini	35	5.75	0.93	4.81	0.28	0.1
suini di peso inferiore a 20 kg	15	3.20	0.87	2.33	0.28	0.2
suini da 20 kg a meno di 50 kg	40	8.54	2.33	6.21	0.28	0.2
suini da ingrasso da 50 kg a meno di 80 kg	65	13.88	3.79	10.09	0.28	0.2
suini da ingrasso da 80 kg a meno di 110 kg	95	20.28	5.54	14.74	0.28	0.2
suini da ingrasso da 110 kg e più	120	25.62	7.00	18.62	0.28	0.2
verri	250	53.37	14.58	38.79	0.28	0.1
scrofe montate	180	38.21	12.97	25.24	0.28	0.2
altre scrofe	180	38.21	12.97	25.24	0.28	0.2
polli da carne	1	0.66	0.30	0.36	0.30	0.2
galline da uova	1.9	0.97	0.31	0.66	0.30	0.1
tacchini	6.5	2.76	1.22	1.54	0.30	0.2
faraone	0.8	0.48	0.20	0.27	0.30	0.2
oche	6.5	3.19	1.23	1.96	0.30	0.2
altri avicoli	1	0.52	0.22	0.30	0.30	0.2
struzzi	90	36.89	15.67	21.21	0.30	0.2
conigli: fattrici	3.5	1.12	0.42	0.70	0.28	0.1
altri conigli	1.7	0.54	0.21	0.34	0.28	0.1

Tabella A3 – Coefficienti del comparto zootecnico impiegati nel calcolo dei bilanci del fosforo: peso medio capo allevato (PESO; kg pv capo⁻¹) assimilazione (ASS; kg P capo⁻¹ anno⁻¹), ritenzione (RIT; kg P capo⁻¹ anno⁻¹), escrezione (ESCR; kg P capo⁻¹ anno⁻¹) e frazione persa durante la trasformazione per il consumo umano (PERS).

Categoria zootecnica	PESO	ASS	RIT	ESCR	PERS
bovini di età inferiore a un anno: maschi	220	8.68	4.70	3.98	0.4
bovini di età inferiore a un anno: femmine	220	8.68	4.70	3.98	0.4
bovini da un anno a meno di due anni: maschi	350	12.23	3.25	8.99	0.4
bovini da un anno a meno di due anni: femmine	300	10.49	2.78	7.70	0.4
bovini di due anni e più: maschi	800	27.96	7.42	20.54	0.4
bovini di 2 anni e più: giovenche da allevamento	600	20.97	5.57	15.41	0.4
bovini di 2 anni e più: giovenche da macello	600	20.97	5.57	15.41	0.4
bovini di 2 anni e più: vacche da latte	600	28.45	7.65	20.81	0.1
bovini di 2 anni e più: altre vacche (da carne e/o da lavoro)	600	20.97	5.57	15.41	0.5
annutoli (vitelli bufalini)	200	7.89	4.28	3.62	0.1
Bufale	600	28.45	7.65	20.81	0.1
altri bufalini	300	10.49	2.78	7.70	0.1
Cavalli	350	10.12	1.11	9.00	0.5
altri equini (asini, muli, bardotti)	200	5.78	0.64	5.14	0.5
Capre	50	2.38	0.38	2.01	0.5
altri caprine	25	1.19	0.19	1.00	0.1
pecore da latte	60	2.00	0.10	1.91	0.5
altre pecore	50	1.67	0.08	1.59	0.1
altri ovine	35	1.17	0.06	1.11	0.1
suini di peso inferiore a 20 kg	15	0.67	0.21	0.47	0.2
suini da 20 kg a meno di 50 kg	40	1.80	0.56	1.24	0.2
suini da ingrasso da 50 kg a meno di 80 kg	65	2.92	0.91	2.02	0.2
suini da ingrasso da 80 kg a meno di 110 kg	95	4.27	1.32	2.95	0.2
suini da ingrasso da 110 kg e più	120	5.39	1.67	3.72	0.2
Verri	250	11.24	3.48	7.75	0.1
scrofe montate	180	8.71	2.94	5.77	0.2
altre scrofe	180	8.71	2.94	5.77	0.2
polli da carne	1	0.16	0.09	0.07	0.2
galline da uova	1.9	0.22	0.04	0.18	0.1
Tacchini	6.5	1.04	0.60	0.44	0.2
Faraone	0.8	0.13	0.07	0.05	0.2
Oche	6.5	1.04	0.60	0.44	0.2
altri avicoli	1	0.16	0.09	0.07	0.2
Struzzi	90	14.40	8.28	6.12	0.2
conigli: fattrici	3.5	0.79	0.45	0.33	0.1
altri conigli	1.7	0.38	0.22	0.16	0.1

Le fonti impiegate sono la normativa nazionale in ambito di utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento che riporta valori standard di escrezione (Decreto Interministeriale n. 5046 del 25 Febbraio 2016, Criteri e norme tecniche generali per la disciplina regionale

dell'utilizzazione agronomica degli effluenti di allevamento e delle acque reflue di cui all'art. 113 del Decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152, nonché per la produzione e l'utilizzazione agronomica del digestato di cui all'art. 52, comma 2-bis del decreto legge 22 giugno 2012, n. 83, convertito in legge 7 agosto 2012 n. 134) e la letteratura di settore (Xiccato et al., 2005; Crovetto & Sandrucci, 2010). Il calcolo è stato condotto assumendo che gli effluenti zootecnici vengano utilizzati esclusivamente per lo spandimento sui terreni all'interno del comune dove è ubicata l'azienda che li ha prodotti.

L'input da fertilizzazioni chimiche è stato quantificato impiegando i dati sulle quantità di fertilizzanti sintetici distribuiti e i relativi contenuti di azoto e fosforo. Sono considerate le seguenti categorie di fertilizzanti sintetici: semplici, binari, ternari, organici, organo-minerali e ammendanti. Per il contenuto medio di azoto delle diverse categorie di fertilizzanti si è fatto riferimento ai dati relativi ai contenuti di elementi nutritivi riportati nei database ISTAT (<http://dati.istat.it/>, sezione "Agricoltura" → "Mezzi di produzione" → "Fertilizzanti" → "Elementi nutritivi contenuti per tipo di fertilizzante"), i quali risultano concordi con valori medi di letteratura (Vitosh, 2006). I dati sulle quantità di fertilizzanti sintetici distribuiti risultano disponibili nei database ISTAT con risoluzione provinciale. La ripartizione a scala comunale è stata quindi effettuata in base all'effettiva necessità di fertilizzazione, cioè alla presenza di superfici potenzialmente soggette a concimazioni chimiche. In specifico, i quantitativi provinciali sono stati rapportati alla corrispondente superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione al fine di ottenere un carico medio areale. La superficie provinciale potenzialmente soggetta a fertilizzazione è stata calcolata come la somma delle superfici occupate da colture legnose agrarie e da seminativi, con esclusione delle colture azoto-fissatrici (erba medica, soia e legumi). Il carico medio areale così ottenuto è stato quindi moltiplicato per la superficie potenzialmente soggetta a fertilizzazione di ogni comune calcolata con le stesse modalità del caso provinciale. Ad ogni comune è associato il carico areale della provincia di appartenenza.

L'input da fissazione biologica imputabile a colture (es. erba medica, legumi, soia) e superfici naturali (prati permanenti e pascoli) è calcolato moltiplicando i tassi areali di azoto-fissazione per le rispettive superfici. Due approcci diversi sono adottati per le colture azoto-fissatrici maggiormente diffuse (erba medica, prati permanenti e pascoli) e per quelle secondarie (soia, legumi). I tassi totali di azoto fissazione di erba medica, prati permanenti

e pascoli sono stati calcolati moltiplicando la resa della biomassa epigea asportata per il contenuto medio di azoto, corretti per 1.4, valore medio del rapporto tra biomassa totale e biomassa epigea (Carlsson & Huss-Danell, 2003; Lassaletta et al., 2014). Tassi medi tratti dalla letteratura sono stati invece applicati per la fissazione simbiotica di soia ($105 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), varie categorie di legumi ($50\text{-}80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) e per la fissazione non simbiotica in altri terreni coltivati ($33, 8$ e $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ rispettivamente per risaie, altri seminativi e legnose agrarie; Smil, 1999; Herridge et al., 2008). Le quantità di azoto delle biomasse residue che rimangono nel suolo al termine dell'annata agraria sono state fissate in 25 e 10 kg N ha^{-1} per soia e legumi.

L'input da deposizione atmosferica è stato calcolato considerando la deposizione delle sole specie ossidate. È stato assunto infatti che il carico di azoto in forma ridotta sia imputabile alla deposizione dell'ammoniaca volatilizzata localmente, quindi considerabile come un riciclo interno e non un input di nuovo azoto. Il carico azotato medio derivante da deposizioni atmosferiche è stato ottenuto a scala comunale ricavandolo dai dati acquisiti nell'ambito del programma cooperativo EMEP (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe; <http://www.emep.int>) ed esteso all'intera superficie agricola del comune.

L'output da asportazione delle colture è calcolato mediante: 1) estensione delle superfici destinate alle diverse colture, 2) rese e 3) coefficienti di asportazione di azoto e fosforo (Linee Guida Nazionali di Produzione Integrata, sezione tecniche agronomiche; <https://www.reterurale.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/17765>). Per le colture azoto-fissatrici, l'asportazione è stata posta equivalente alla quantità di azoto fissato nella biomassa epigea raccolta. Alle colture di ciascun comune sono associate le rese della provincia di appartenenza.

L'output da volatilizzazione di ammoniaca durante e successivamente le operazioni di conferimento in campo dei fertilizzanti risulta influenzato da diversi fattori, principalmente pedologici (tessitura, pH, capacità di scambio cationico), climatici (temperatura, precipitazioni, ventosità) e agronomici (modalità di distribuzione, quantità e caratteristiche del fertilizzante, epoca di spandimento). Misure di processi naturali quali la volatilizzazione di ammoniaca (o anche la denitrificazione nei suoli) derivano solitamente da esperimenti svolti a scala spaziale ridotta, quindi, di difficile estrapolazione a scala di intero bacino idrografico; è quindi prassi comune impiegare tassi medi tratti dalla letteratura di settore.

La volatilizzazione è stimata dai tassi di perdita associati a fertilizzazioni operate con reflui (32%; Asman 1998; Bussink & Oenema 1998), urea/solfato di ammonio (16%), nitrati (6%), fertilizzanti binari, ternari, organo-minerali e ammendanti (2%) (Misselbrook et al., 2004; Zhang et al., 2004; van der Weerden & Jarvis 1997). A queste stime viene applicata una correzione associata alla ri-deposizione: modelli di dispersione riportati in letteratura indicano che mediamente il 60% dell'ammoniaca volatilizzata viene ri-depositata nel raggio di 2 km dalla sorgente di emissione (Asman, 1998).

L'output da denitrificazione nei suoli agricoli risulta influenzato da numerosi fattori, tra cui disponibilità di nitrato e ossigeno, tenore di carbonio organico e temperatura (Hofstra & Bouwman, 2005). Analogamente alla volatilizzazione, in bilanci condotti in bacini idrografici di zone temperate si impiega generalmente una percentuale di rimozione media per denitrificazione del 10% dei carichi azotati apportati tramite reflui zootecnici e fertilizzazioni chimiche (Smil, 1999). Solo nel caso delle risaie, dove le condizioni di sommersione adottate per la coltivazione del riso favoriscono i processi accoppiati di nitrificazione-denitrificazione, è stata fissata una perdita del 30% (Nicolaisen et al., 2004; Liu et al., 2008).

Raggruppamento dei bacini idrografici per origine delle criticità

I dati relativi all'uso del suolo, agli allevamenti e alla distribuzione della popolazione sono stati utilizzati in un'indagine esplorativa applicando un metodo di raggruppamento gerarchico basato sulle componenti principali (Husson et al., 2020). L'indagine è stata suddivisa in due fasi: nella prima è stata eseguita un'analisi delle componenti principali (PCA) con l'obiettivo di ridurre il numero di variabili e individuare quelle maggiormente informative, nella seconda, i sottobacini sono stati raggruppati secondo caratteristiche comuni. È stata quindi testata la significatività delle dimensioni della PCA, utilizzando il pacchetto R *syndRomics*, che sulla base di un test di permutazione confronta i risultati della PCA ottenuta dalla matrice originale rispetto ad una matrice random di confronto (limiti della matrice originale ma con una distribuzione casuale).

L'analisi dei raggruppamenti è stata eseguita secondo la tecnica dell'HCPC – *Hierarchical Clustering Principal Components* - utilizzando il pacchetto R *FactoMineR* (Husson et al., 2020; Dupas et al., 2015). Questa tecnica utilizza i risultati della PCA come variabili per

eseguire una prima organizzazione gerarchica dei sottobacini secondo il metodo del raggruppamento gerarchico a varianza minima di Ward. Sulla base dell'albero gerarchico è stato identificato visivamente il numero dei gruppi. Con il modello non gerarchico k-means i gruppi sono stati consolidati e sono stati quindi calcolati i rispettivi centroidi. Come verifica finale è stato eseguito una test della varianza per valutare per quali categorie specifiche i gruppi si differenziassero tra loro.

Quantificazione del carico di origine civile

Raccolta dei dati degli impianti di depurazione di acque reflue nel distretto del fiume Po

I dati relativi a posizione, potenzialità e contenuto di azoto e fosforo nelle acque in ingresso ed in uscita dai singoli depuratori sono stati forniti dalle Regioni e dall'Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po e sono riferiti agli anni 2017 – 2019. Per ogni impianto, erano disponibili i dati riportati in Tabella A4. In alcuni casi il dato di carico era assente, ma erano disponibili dati di concentrazione e portata da cui sono stati ricavati i carichi, mentre in altri casi era disponibile solo il dato relativo alla potenzialità dell'impianto e agli abitanti equivalenti trattati.

Per ogni impianto sono state selezionate le informazioni che descrivono l'impianto (codice identificativo, coordinate, abitanti equivalenti, nome dell'impianto, comune di appartenenza, sottobacino di appartenenza, nome del recettore finale, tipo di depuratore, trattamenti previsti e anno del monitoraggio) e i dati di concentrazione o di carico di fosforo (TP) e azoto totali (TN) in ingresso e in uscita dagli impianti. È stato ottenuto un unico dataset che raccoglie complessivamente 16844 record (Tabella A5).

I dati di portata, concentrazione e carico in ingresso e in uscita di ogni singolo impianto sono stati successivamente mediati in modo da ottenere un unico valore relativo al periodo considerato. In tutto sono stati così identificati e classificati 7544 impianti. A questi impianti, sono stati aggiunti 398 depuratori in seguito ad un controllo incrociato con il database fornito dall'autorità distrettuale del bacino del fiume Po. La maggior parte di questi impianti appartengono alle regioni Liguria e Toscana (Tabella A4 e Tabella A5) e solo 10 trattano un numero superiore ai 2000 AE.

Tabella A4 – Sintesi delle informazioni disponibili per gli impianti di depurazione delle acque reflue nel distretto idrografico del fiume Po, suddivisi per regioni: numero complessivo di dati (n° di dati) disponibili per i depuratori in ogni regione, periodo di riferimento, numero di coordinate dello scarico disponibili, numero di casi in cui era disponibile il dato di abitanti equivalenti serviti (AE serviti), tipo di informazione relativa alla portata in ingresso e in uscita, tipo di dato relativo al carico o alla concentrazione di TP e TN in ingresso e uscita. I totali si riferiscono al numero complessivo di dati a disposizione per ogni tipologia.

Regione	N° di dati	Periodo di riferimento	Coordinate Scarico	AE serviti	Q	TP e TN
Emilia - Romagna	2027	2018	216*	2027	Annuale	Carico Annuale
Liguria	168	2017 - 2019	168	168	Giornaliera	Concentrazione Giornaliera o Carico Annuale
Lombardia	3800	2017 - 2019	3786*	3579**	Annuale	Carico Annuale
Marche	84	2017 - 2019	*	84	Annuale	Concentrazione Giornaliera o Annuale
Piemonte	3744	2018	3744	3744	Giornaliera	Concentrazione Annuale
Provincia Autonoma di Trento	3145	2017 - 2019	3145	3040**	Oraria	Concentrazione Oraria
Valle d'Aosta	3139	2017 - 2019	3139	3139	Giornaliera	Concentrazione Giornaliera
Veneto	737	2017 - 2019	722*	**	Annuale < 2000 AE Mensile > 2000 AE	Concentrazione Annuale o Mensile
Totali	16844		14920*	15781**	Ingresso 10294 Uscita 10346	Ingresso 9910 e 9911 Uscita 10014 e 9908

* In assenza delle coordinate degli scarichi sono state riportate le coordinate dell'impianto di trattamento di acque reflue.

** In assenza degli AE serviti sono stati riportati gli AE potenziali previsti da progetto per il dimensionamento degli impianti di trattamento di acque reflue.

Una volta ottenuto il database finale, sono stati eliminati i depuratori di cui non erano disponibili coordinate o numero di AE, oppure che ricadevano al di fuori dei confini del distretto. Nello specifico sono stati rimossi:

- 11 depuratori senza coordinate o caricati in doppia copia che ricadono nella regione Lombardia;
- 2 depuratori della regione Emilia-Romagna che scaricano al di fuori del distretto;
- 1 depuratore della regione Marche che scaricano al di fuori del distretto;
- 10 depuratori della regione Veneto che ricadono al di fuori del distretto.

Tabella A5 – Impianti integrati dal database fornito dall'autorità distrettuale del bacino del fiume Po suddivisi per regione. Gli AE indicano il numero totale di AE trattato dagli impianti aggiunti all'interno delle regioni.

Regione	Impianti	AE
Liguria	228	48489
Lombardia	13	30490
Marche	12	4570
Toscana	121	13799
Veneto	12	39853
Totale	386	137201

Per due depuratori, depuratore di Verziano (provincia di Brescia) e depuratore di Pieve Fissiraga – Intercomunale (provincia di Lodi), sono state riscontrate incongruenze nei valori di portata o di concentrazione tra gli anni e i valori fortemente discordanti non sono stati considerati nel calcolo.

Successivamente, ciascun depuratore è stato associato al bacino idrografico di appartenenza tramite operazioni GIS (Figura A2). Quando era disponibile la georeferenziazione sono state utilizzate le coordinate dello scarico, mentre nei casi in cui questa informazione non era disponibile sono state utilizzate le coordinate dell'impianto.

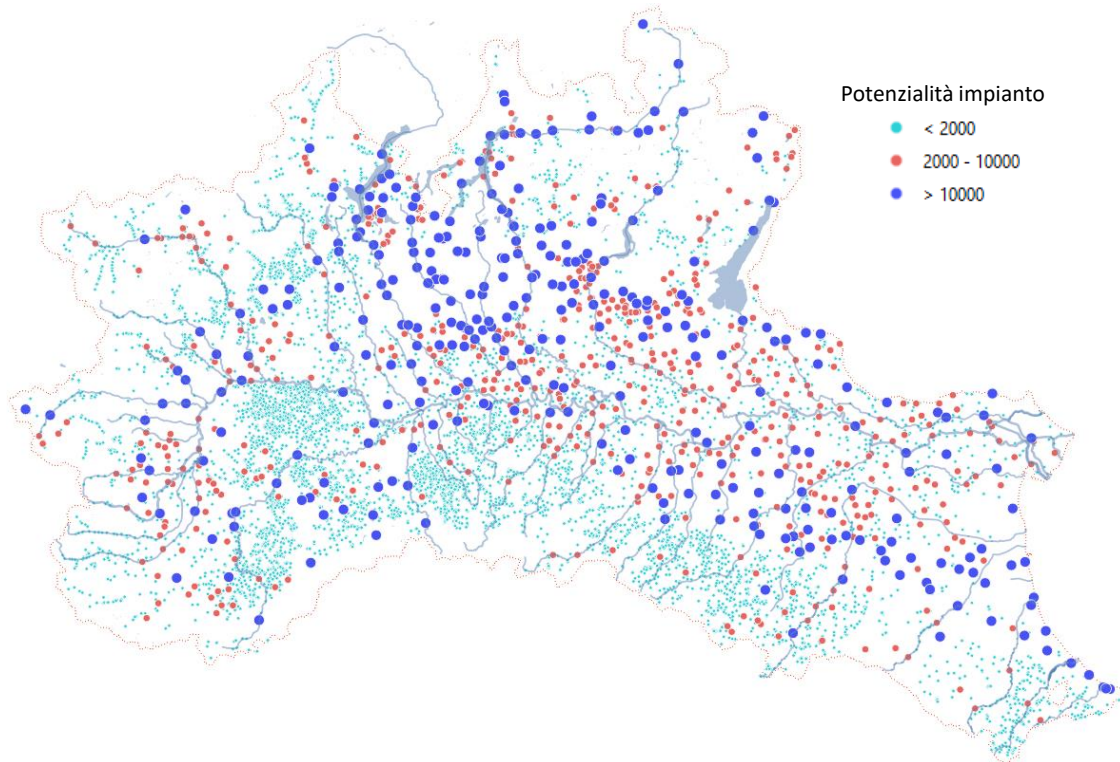


Figura A2 – Ubicazione degli impianti di depurazione delle acque nel distretto idrografico del fiume Po. Non sono stati considerati i depuratori per i quali non erano disponibili le coordinate o il numero di AE trattati.

Calcolo del carico in ingresso e in uscita dal depuratore

Il carico puntiforme di azoto e fosforo generato dal comparto civile all'interno del distretto idrografico del fiume Po è stato dunque quantificato raccogliendo ed elaborando i dati di 7918 depuratori. Nei depuratori in cui era disponibile il dato di concentrazione e portata i carichi medi giornalieri sono stati calcolati come prodotto tra i valori medi di portata e quelli di concentrazione. Il carico medio annuale è stato successivamente stimato moltiplicando per 365 giorni. Per gli altri depuratori è stato utilizzato il dato di carico fornito direttamente dalle Regioni.

Per circa 4000 impianti (Tabella A6), di cui la quasi totalità appartiene ai depuratori < 2000 AE situati nella regione Piemonte (3605), non erano disponibili dati di concentrazione o portata o di carico di TP e TN. In questi impianti i carichi sono stati stimati a partire dagli abitanti equivalenti trattati, dal carico unitario e da coefficienti di abbattimento.

I carichi in ingresso di TP e TN sono stati stimati utilizzando il dato di dimensionamento (AE) e i coefficienti di carico utilizzati dalle regioni Lombardia ed Emilia-Romagna ($N = 11 \text{ g AE}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $P = 1.6 \text{ g AE}^{-1} \text{ d}^{-1}$) che sono risultati confrontabili con altri studi (Green et al., 2004; Down

& Comber, 2022; Bertanza & Boiocchi, 2022). Complessivamente il carico in ingresso stimato con questo metodo costituisce circa il 5% del carico totale di TP e TN generato nel distretto del Po.

Tabella A6 – Numero di impianti in cui mancano i dati dei carichi di fosforo totale (TP) e di azoto totale (TN) in ingresso (I) e in uscita (U) dagli impianti di depurazione. Il numero è suddiviso per categoria dimensionale (categoria 1 < 2000 AE; 2000 AE < categoria 2 < 10000 AE; categoria 3 > 10000 AE). I dati riportati si riferiscono al dataset completo.

	Regione	TP-I	TN-I	TP-U	TN-U
1	EMILIA- ROMAGNA	187	92	227	94
	LIGURIA	228	228	228	228
	LOMBARDIA	60	60	60	60
	MARCHE	5	16	5	5
	PIEMONTE	3605	3605	3605	3605
	TOSCANA		118		
	PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO	8	8	8	8
	VALLE D'AOSTA	230	231	230	231
	VENETO	72	72	72	72
	Totale parziale	4395	4430	4435	4303
2	EMILIA- ROMAGNA				
	LIGURIA				
	LOMBARDIA	1	1	1	1
	MARCHE		1		
	PIEMONTE	25	43	25	43
	TOSCANA	3	3	3	3
	PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO				
	VALLE D'AOSTA	4	4	4	4
	VENETO	2	2	2	2
	Totale parziale	35	54	35	53
3	EMILIA- ROMAGNA				
	LIGURIA				
	LOMBARDIA				
	MARCHE				
	PIEMONTE	3	6	3	6
	PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO				
	VALLE D'AOSTA				
	VENETO	3	3	3	3
	Totale parziale	6	9	6	9
	Totale complessivo		4436	4493	4476

Successivamente, per stimare il carico in uscita, si è tenuto conto dell'efficienza del processo di depurazione applicando al carico in ingresso i tassi medi di abbattimento applicati dall'Autorità di Bacino del fiume Po nell'ultimo decennio e dalla regione Emilia-Romagna (Tabella A7). Allo scopo di considerare la variazione dell'efficienza di abbattimento in relazione al tipo di trattamento, coefficienti differenti sono stati associati alle categorie dimensionali degli impianti (Tabella A7). Questa associazione potrebbe

introdurre un errore nella stima ma, mancando per la maggior parte degli impianti il tipo di trattamento delle acque reflue, si è ritenuta una buona approssimazione. Il carico in uscita dagli impianti stimato con questa metodologia è risultato percentualmente più rilevante rispetto a quello in entrata, raggiungendo il 14% del carico totale del TP e il 12% del carico totale del TN.

Tabella A7 – Efficienza di abbattimento del carico in ingresso di fosforo e azoto da parte degli impianti di depurazione in esercizio nel bacino del Po (AdBPo, 2016) e regione Emilia-Romagna (*).

Trattamento	Categoria	% abbattimento fosforo	% abbattimento azoto
Primario	1	*15	*10
Primario+Secondario	2	58	50
Primario+Secondario+Terziario	3	76	69

Il carico totale puntuale associato a ciascun bacino di corpo idrico è stato quindi calcolato sommando il carico di tutti i depuratori presenti nel bacino stesso.

Questo tipo di calcolo assume che il contributo dovuto alle sorgenti puntiformi sia riconducibile esclusivamente al carico veicolato dallo scarico del depuratore e non tiene in considerazione quello veicolato in periodi di intense precipitazioni che potrebbe essere rilasciato nei corpi idrici dagli sfioratori di piena (Salerno et al., 2018; Barone et al., 2019; Pilotti et al., 2021). Questa tipologia di carico potrebbe assumere un peso crescente in dipendenza dell'aumento della frequenza delle deposizioni umide di breve durata e forte intensità.

FORMAZIONE E TRASPORTO DEI CARICHI IN SEZIONI FLUVIALI CRITICHE

Sistematizzazione delle informazioni disponibili relative agli elementi di qualità fisica e chimica

I dati relativi agli elementi di qualità fisica e chimica riferiti ai corpi idrici del distretto del fiume Po provengono dalle reti di monitoraggio gestite dalle Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA). I dati sono stati inviati direttamente dalle Agenzie Regionali e/o scaricati interrogando i sistemi on-line regionali.

La struttura dei singoli dataset regionali è risultata differente tra le regioni ed anche all'interno della stessa regione a seconda degli anni. Per questo motivo come prima attività è stato effettuato un lavoro di riorganizzazione ed omogeneizzazione dei dataset in base alla disponibilità di dati. Le informazioni ricavate possono essere raggruppate in due categorie:

- *Informazioni anagrafiche*, contenenti le caratteristiche delle singole stazioni;
- *Parametri chimico-fisici*, organizzati per stazione di campionamento e per data.

I parametri complessivamente considerati sono 37, di cui 27 chimico-fisici e 11 anagrafici (Tabella A8 e Tabella A10). Tra i parametri chimico-fisici non è stato incluso il silicio, in quanto le concentrazioni di SiO_2 sono state determinate, nel tempo, con metodi diversi che probabilmente rilevano forme differenti di Si; inoltre, non è stato possibile stabilire se il dato fosse riportato come SiO_2 (da cui quindi calcolare la concentrazione di Si) o direttamente come Si.

Il dataset interessa un arco temporale complessivo di 30 anni (1990-2019), ma i dati sono distribuiti in modo disomogeneo tra le differenti stazioni e nel periodo antecedente al 2000 sono disponibili per un numero limitato di siti. Con riferimento alle informazioni anagrafiche, va specificato che non sempre la localizzazione delle stazioni è rimasta costante nel tempo e spesso è accaduto che le ARPA abbiano provveduto ad aggiornarle.

Le Regioni, enti competenti per la pianificazione del monitoraggio, hanno modificato nell'arco temporale considerato: gli screening analitici, le frequenze di campionamento, l'ubicazione e la codifica di diverse stazioni di monitoraggio, sulla base delle esigenze normative e dei riscontri avvenuti. Queste difformità hanno richiesto un tempo congruo per la sistematizzazione e l'omogeneizzazione dei dati.

Tabella A8 – Descrizione del file Excel del database macrodescrittori. I parametri chimico-fisici sono stati ricavati dai dataset ARPA. Per ogni parametro è riportata l'unità di misura utilizzata al termine delle attività di controllo e omogeneizzazione dei dati.

Colonna	Codice	Denominazione completa	Unità di misura
A	NUM_RECORD	Numero progressive dei record	—
B	STAZ_C	Codice della stazione	—
C	CIDRICO_UNI	Idronimo semplificato	—
D	ARPA	ARPA che ha effettuato le analisi	—
E	BAC_UNI	Nome del bacino	—
F	DATA	Data di campionamento	gd/mm/aaaa
G	ANNO	Anno di campionamento	aaaa
H	Chl	Clorofilla a	dato sempre assente
I	pH	pH	unità di pH
J	T	Temperatura dell'acqua	° C
K	EC	Conducibilità elettrica	μS cm ⁻¹
L	O_SAT	Ossigeno alla saturazione	%
M	O2	Concentrazione di ossigeno	mg l ⁻¹
N	SST	Solidi Sospesi Totali	mg l ⁻¹
O	SRP	Fosforo Reattivo Solubile	P mg l ⁻¹
P	TP	Fosforo Totale	P mg l ⁻¹
Q	N_NH4	Azoto Ammoniacale	N mg l ⁻¹
R	N_NO2	Azoto Nitroso	N mg l ⁻¹
S	N_NO3	Azoto Nitrico	N mg l ⁻¹
T	TN	Azoto Totale	N mg l ⁻¹
U	E_COLI	<i>Escherichia coli</i>	UFC 100 ml ⁻¹ o MPN 100 ml ⁻¹
V	BOD5	Domanda Biologica di Ossigeno a 5 giorni	mg l ⁻¹
W	COD	Domanda Chimica di Ossigeno	mg l ⁻¹
X	TOC	Carbonio Organico Totale	mg l ⁻¹
Y	DOC	Carbonio Organico Disciolto	mg l ⁻¹
Z	DUREZZA	Durezza	CaCO ₃ mg l ⁻¹
AA	ALKAL	Alcalinità	meq l ⁻¹
AB	SO4	Solfati	mg l ⁻¹
AC	Cl	Cloruri	mg l ⁻¹
AD	Mg	Magnesio	mg l ⁻¹
AE	K	Potassio	mg l ⁻¹
AF	Na	Sodio	mg l ⁻¹
AG	Ca	Calcio	mg l ⁻¹
AH	Fe	Ferro	μg l ⁻¹

Nella compilazione del dataset è stato, quindi, applicato come principio generale quello di utilizzare le informazioni più aggiornate, per cui in assenza di ulteriori informazioni sono stati mantenuti il codice e la posizione più recenti. In ogni caso sono state mantenute tutte le stazioni utili, anche quelle che nel tempo sono state abbandonate, mentre le stazioni senza posizione o quelle senza alcun parametro chimico-fisico sono state eliminate. Complessivamente le stazioni eliminate sono risultate 126:

- 7 stazioni con dati e senza posizione, in Emilia-Romagna;
- 64 stazioni con dati e senza posizione, in Lombardia;

- 8 stazioni con dati e senza posizione, 47 stazioni con posizione e senza dati, in Trentino.

Tabella A9 – Dati anagrafici ricavati dai dataset ARPA.

Denominazione completa	CODICE	Descrizione
Codice della stazione	STAZ_COD	Codice univoco regionale della stazione
Nome della stazione	STAZ_NOME	Indicazione del posizionamento della stazione
Longitudine	X_84_32	Longitudine in formato WGS 84 UTM 32
Latitudine	Y_84_32	Latitudine in formato WGS 84 UTM 32
ARPA	ARPA	Agenzia Regionale che ha effettuato le analisi
Codice corpo idrico	CIDRICO_CO	Codice univoco regionale del corpo idrico
Nome idronimo	CIDRICO_NO	Codice univoco regionale del fiume o torrente su cui insiste la stazione
Tipologia corpo idrico	CIDRICO_TI	Codice univoco regionale tipologia del corpo idrico
Macrotipo fluviale	MACROTIPO	Macrotipo fluviale ai fini della classificazione per i macroinvertebrati bentonici e le diatomee. DM 260/2010 allegato 3
Tipologia reticolo	RETICOLO	Artificiale/Naturale
Bacino distrettuale	BAC_NOME	Bacino indicato da AdBPo

Il dataset finale è quindi composto da 1448 stazioni con poco meno di 128000 eventi di campionamento. Infine, una volta ottenuto l'elenco completo delle stazioni utili si è proceduto a ricalcolare la posizione delle stazioni secondo un unico sistema di riferimento spaziale, poiché la posizione è risultata codificata in diversi sistemi di riferimento geografico a seconda della regione e del periodo. Anche per i parametri chimico-fisici è stato eseguito un analogo lavoro di sistemazione, rendendo omogenee le unità di misura spesso riportate in modo differente per lo stesso parametro (e.g. alcalinità come mg l^{-1} di $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ o come meq l^{-1}) sottomultipli (μg o mg), peso molecolare o atomico dell'elemento analizzato (e.g. nitrato o azoto nitrico), in modo da avere valori confrontabili tra loro come indicato in Tabella A8.

Per la maggior parte dei parametri erano presenti valori al di sotto della soglia analitica (i dati con la dicitura "<" -inferiore a) che sono stati sostituiti con la metà del valore soglia riportato, come indicato nel Decreto 260/2010, in modo da poterli utilizzare nelle successive analisi. In Tabella A10 viene riportata la disponibilità di dati per ogni parametro (superiore o inferiore al limite analitico, dato non disponibile). Allo scopo di riconoscere i

valori inferiori al limite all'interno del dataset, a tutti i valori sostituiti è stato aggiunto un codice composto da tre zeri e tre 1 alla fine della parte decimale (000111).

Tabella A10 – Disponibilità dei dati (valore assoluto e percentuale sul totale dei record) per ciascun parametro del database macrodescrittori. NA = dato non disponibile

Parametro	Superiore al limite analitico		Inferiore al limite analitico ("<")		Non disponibile (NA)	
	numero	%	numero	%	numero	%
Chl	0	0	0	0	127831	100
pH	120780	94.48	0	0	7051	5.52
T	121413	94.98	0	0	6418	5.02
EC	119229	93.27	0	0	8602	6.73
O_SAT	121848	95.32	19	0.01	5964	4.67
O2	112271	87.83	39	0.03	15521	12.14
SST	78932	61.75	37831	29.59	11068	8.66
SRP	63332	49.54	54664	42.76	9835	7.69
TP	83047	64.97	37880	29.63	6904	5.40
N_NH4	80574	63.03	40711	31.85	6546	5.12
N_NO2	58999	46.15	20787	16.26	48045	37.58
N_NO3	116554	91.18	4352	3.40	6925	5.42
TN	84586	66.17	14367	11.24	28878	22.59
E_COLI	53867	42.14	3338	2.61	70626	55.25
BOD5	68233	53.38	51649	40.40	7949	6.22
COD	81683	63.90	38565	30.17	7583	5.93
TOC	208	0.16	3	0.00	127620	99.83
DOC	5642	4.41	1761	1.38	120428	94.21
DUREZZA	79836	62.45	51	0.04	47944	37.51
ALKAL	47460	37.13	0	0.00	80371	62.87
SO4	111171	86.97	89	0.07	16571	12.96
Cl	111512	87.23	2375	1.86	13944	10.91
Mg	32030	25.06	416	0.33	95385	74.62
K	27653	21.63	3132	2.45	97046	75.92
Na	32024	25.05	461	0.36	95346	74.59
Ca	40004	31.29	245	0.19	87582	68.51
Fe	838	0.66	396	0.31	126597	99.03

Per il solo caso di *Escherichia coli* si è resa necessaria un'ulteriore codifica dei dati. L'unità di misura prevalente è UFC 100 ml⁻¹, ma in diversi casi è stata utilizzata l'unità di misura MPN 100 ml⁻¹. Al fine di non aggiungere un'apposita colonna al database, in tali casi sono state adottate le seguenti codifiche:

- dato con valore determinabile dal metodo: al numero è stato aggiunto il codice 0000007 alla fine della parte decimale (per esempio: dato originale 127.4 MPN 100 ml⁻¹, dato codificato 127.40000007 MPN 100 ml⁻¹);

- dato inferiore al limite analitico: il numero indicante il limite è stato diviso per 2 ed al risultato è stato aggiunto il codice 0001117 alla fine della parte decimale (per esempio: dato originale $<9 \text{ MPN } 100 \text{ ml}^{-1}$, dato codificato $4.50001117 \text{ MPN } 100 \text{ ml}^{-1}$);
- dato superiore al limite analitico: il numero indicante il limite è stato moltiplicato per 2 ed al risultato è stato aggiunto il codice 0002227 alla fine della parte decimale (per esempio: dato originale $>24196 \text{ MPN } 100 \text{ ml}^{-1}$, dato codificato $48392.0002227 \text{ MPN } 100 \text{ ml}^{-1}$)

Per i sei parametri relativi ai nutrienti azoto e fosforo (SRP, TP, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, TN) è stata valutata la completezza del dataset in maggiore dettaglio, considerando solo i record a partire dal 2000, poiché dati precedenti sono disponibili solo per Emilia-Romagna e Provincia Autonoma di Trento. Sono stati contati i record con dati superiori al limite analitico per tutti e sei i parametri e quelli con numeri crescenti di dati assenti o inferiori al limite analitico (Tabella A11). I record con set completo o quasi (sei o cinque dati superiori al limite analitico) sono il 44% del totale.

Tabella A11 – Analisi dei set di sei parametri relativi ai nutrienti azoto e fosforo (SRP, TP, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, TN) nei record del database dal 2000 in poi. La prima colonna classifica i record in base al numero di parametri che hanno concentrazioni superiori al limite analitico, mentre le altre colonne riportano quanti, dei valori non superiori al limite, sono dati mancanti (NA), dati inferiori al limite analitico, o entrambi. Nell'ultima colonna è riportato il numero totale di record.

Numero di dati superiori al limite analitico	Record con solo NA	Record con solo dati inferiori al limite analitico	Record con NA e dati inferiori al limite analitico	Totale
6	0	0	0	17397
5	24922	9196	0	34118
4	1594	9674	9557	20825
3	768	10164	6964	17896
2	120	7517	6469	14106
1	163	3006	3902	7071
0	5572	306	538	6416

Le soglie analitiche sono risultate diverse a seconda del parametro considerato, dell'agenzia regionale che ha effettuato le analisi e tra gli anni. Accade quindi che il valore soglia per lo stesso parametro possa essere diverso a seconda del periodo all'interno di una stessa regione, nello stesso periodo tra regioni diverse, nello stesso periodo e nella stessa regione tra le diverse province. Ne consegue che per molte osservazioni sia presente un valore che in altri casi sarebbe classificato come inferiore al limite. Queste diversità contribuiscono a creare un quadro abbastanza eterogeneo che è ancora più marcato in

quei bacini idrografici condivisi tra diverse regioni. In Tabella A12 sono riportati tutti i valori dei limiti analitici riscontrati nel database dal 2000 al 2019 per fosforo e azoto. Le forme totali hanno meno soglie analitiche di quelle inorganiche; inoltre, la percentuale di frequenza della soglia più comune per TP e TN è più alta (70 e 78% rispettivamente) di quelle delle forme inorganiche (da 51 a 61%).

Tabella A12 – Valori dei limiti analitici per fosforo e azoto dal 2000 al 2019. Per il valore più frequente di ogni parametro (indicato in grassetto) è riportata nell'ultima riga la percentuale di frequenza.

	TP	SRP	TN	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃
	<0.0016	<0.001	<0.01	<0.001	<0.00076	<0.001
	<0.002	<0.0016	<0.02	<0.005	<0.0015	<0.01
	<0.0033	<0.003	<0.1	<0.00776	<0.00152	<0.0113
	<0.004	<0.0033	<0.2	<0.0078	<0.002	<0.02
	<0.005	<0.004	<0.4	<0.008	<0.003	<0.0226
	<0.008	<0.005	<0.5	<0.01	<0.00306	<0.03
	<0.01	<0.006	<0.6	<0.013	<0.005	<0.04
	<0.015	<0.008	<1	<0.015	<0.006	<0.05
	<0.02	<0.01	<1.6	<0.01556	<0.007	<0.1
	<0.03	<0.015	<5	<0.0156	<0.01	<0.11
	<0.035	<0.0164		<0.016	<0.015	<0.113
	<0.04	<0.02		<0.0195	<0.0153	<0.12
	<0.05	<0.025		<0.02	<0.02	<0.13
	<0.06	<0.03		<0.0234	<0.021	<0.2
	<0.08	<0.033		<0.024	<0.03	<0.226
	<0.1	<0.04		<0.025	<0.05	<0.23
		<0.05		<0.03	<0.06	<0.25
		<0.08		<0.0388	<0.09	<0.3
		<0.1		<0.0389	<0.1	<0.4
		<0.15		<0.039	<0.3	<0.5
		<0.2		<0.04	<0.8	<0.6
		<0.24		<0.04656	<1.2	<0.9
		<0.4		<0.05		<1
		<0.5		<0.06		<1.1
		<1		<0.07		<2
				<0.0776		
				<0.078		
				<0.08		
				<0.1		
				<0.13		
				<0.2		
				<0.25		
				<0.5		
				<1		
% valore più frequente	70%	55%	78%	51%	54%	61%

Come esempio, i limiti analitici per il TP riscontrati dal 2000 al 2019 sono riportati in Figura A3. Alcuni limiti sono presenti nell'intero periodo considerato (0.01, 0.03 e 0.05 mg P l⁻¹), mentre altri soltanto in pochi anni. Il 2001 è l'anno con più limiti analitici (10), mentre in anni più recenti il numero si riduce a 5, che comunque variano di un ordine di grandezza (da 0.0033 a 0.05 mg P l⁻¹). Il limite più frequente (70%) è 0.05 mg P l⁻¹.

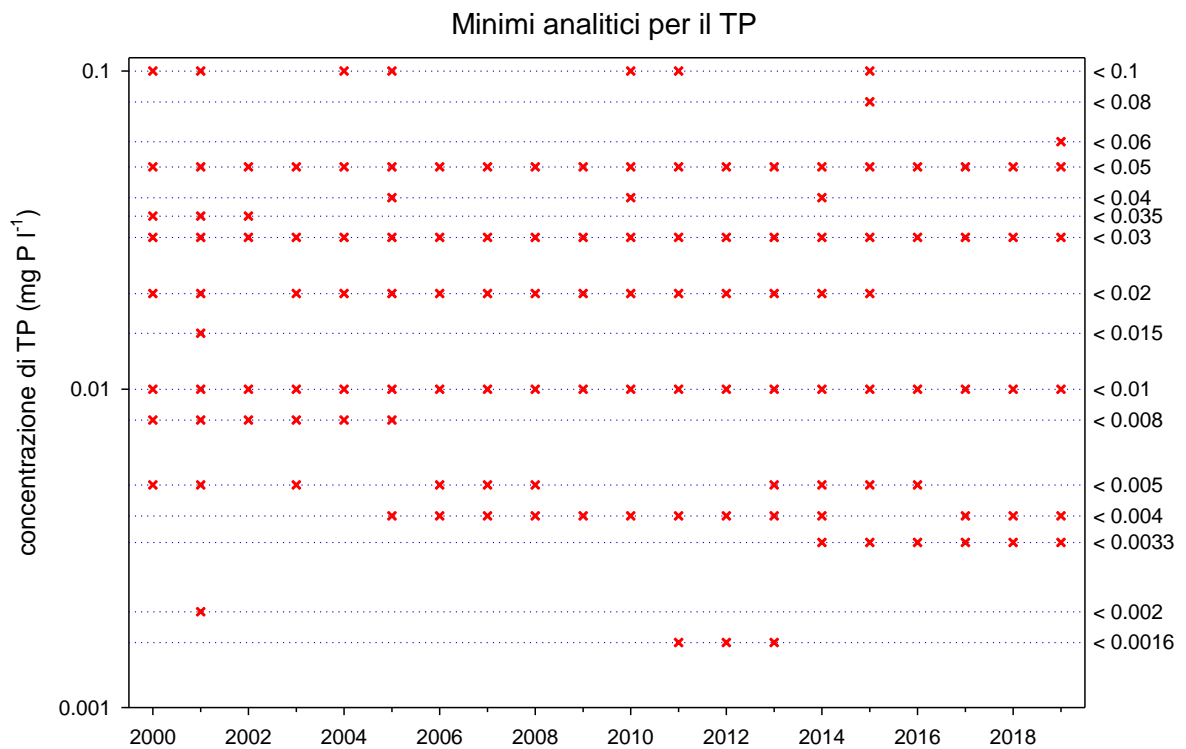


Figura A3 – Limiti analitici per il fosforo totale presenti nel database dal 2000 in poi. Le righe orizzontali tratteggiate indicano tutti i diversi limiti di concentrazione riscontrati dal 2000 al 2019 (su scala logaritmica); le crocette rosse posizionate sulle linee indicano i limiti analitici presenti nel database per ogni singolo anno di campionamento. Ad esempio, nel 2004 sono stati riscontrati 6 limiti analitici differenti (<0.008, <0.01, <0.02, <0.03, <0.05, <0.1).

Infine, è stata effettuata una revisione dei dati con l'obiettivo di individuare e correggere eventuali errori macroscopici. Sono stati considerati e modificati solamente valori limite che da un punto di vista biologico, fisico-chimico e logico apparivano privi di significato. A titolo esemplificativo si riporta un esempio di correzione. In Liguria nelle stazioni ERER01 e ERER01M, entrambe in data 10/08/2016, viene riportato come valore per i nitriti la dicitura "<7 mg/l". Il limite di rilevabilità appare essere estremamente elevato soprattutto alla luce del fatto che gli altri limiti di rilevabilità sempre per il nitrito sono 0.002, 0.003, 0.005, 0.006, 0.007. È parso quindi logico interpretare il valore iniziale come un errore di trascrizione e

modificarlo con 0.007. In tutti quei casi in cui era evidente l'errore, ma non è stato possibile intuire l'eventuale valore originale si è provveduto ad eliminare il valore. In questa analisi non sono stati invece considerati gli outliers: ovvero tutti quei valori che da un punto di vista statistico sono ampiamente distanti da tutte le altre osservazioni.

Calcolo dei carichi di azoto e fosforo esportati dai sottobacini idrografici

Il carico esportato dai sottobacini è inteso come la quantità di un elemento nutritivo che transita in uno specifico intervallo di tempo attraverso una sezione fluviale posta convenientemente alla chiusura del sottobacino idrografico ed è genericamente calcolato come:

$$L = C * Q * k$$

dove:

L è il carico, C è la concentrazione del parametro considerato, Q è la portata e k è un fattore di conversione per rendere coerenti le unità di tempo e concentrazione tra L , C e Q .

Il carico può essere inteso anche come la quantità di elementi nutritivi generata in un sottobacino al netto della sua capacità di trattenere e trasformare gli stessi. Il carico esportato è quindi rappresentativo del territorio sotteso alla stazione di chiusura del sottobacino considerato ed è un parametro di sintesi del funzionamento del reticolo idrografico e del suo territorio di pertinenza. In questa attività il carico è stato quantificato considerando i sottobacini presenti nel distretto del Po e le stazioni lungo l'asta del fiume Po. All'interno di ogni sezione verranno presentati i metodi ed i risultati suddivisi seguendo questo raggruppamento.

Selezione dei dati

In primo luogo, si è provveduto ad individuare tutti gli affluenti del fiume Po ed i corpi idrici fluviali che sfociano direttamente in Adriatico. Quindi, intersecando le informazioni relative alla posizione delle stazioni di campionamento contenute nel dataset relativo ai parametri di qualità chimico fisica (descritto nella sezione precedente) con la posizione delle stazioni di misura delle portate, sono state individuate e selezionate tutte le stazioni situate in

corrispondenza della sezione di chiusura dei fiumi in elenco che permettessero una stima del carico (Figura A4). Il processo di selezione è stato eseguito con l'obiettivo di calcolare un carico il più possibile rappresentativo del bacino. Si è cercato di risolvere eventuali criticità integrando tutte le informazioni ed i dati a disposizione, quindi utilizzando sia le stazioni poste sui corsi d'acqua principali che quelle sui loro affluenti (il percorso di analisi e selezione viene didascalicamente riportato nella Tabella A13 e descritto nei paragrafi successivi). Una volta definite le stazioni per il calcolo del carico sono stati selezionati i dati di concentrazione riferiti al periodo 2016-2019. I nutrienti presi in considerazione sono stati: azoto totale (TN), azoto nitrico ($N-NO_3^-$), azoto ammoniacale ($N-NH_4^+$), fosforo totale (TP) e fosforo reattivo solubile (SRP).

Per quanto riguarda i dati di portata, per gli affluenti piemontesi sono stati estratti dal portale di ARPA Piemonte (<https://www.arpa.piemonte.it/rischinaturali/accesso-ai-dati/opendata/opendata.html>), mentre per gli affluenti lombardi ed emiliano-romagnoli i dati sono stati inviati direttamente dalle rispettive Agenzie Regionali competenti.

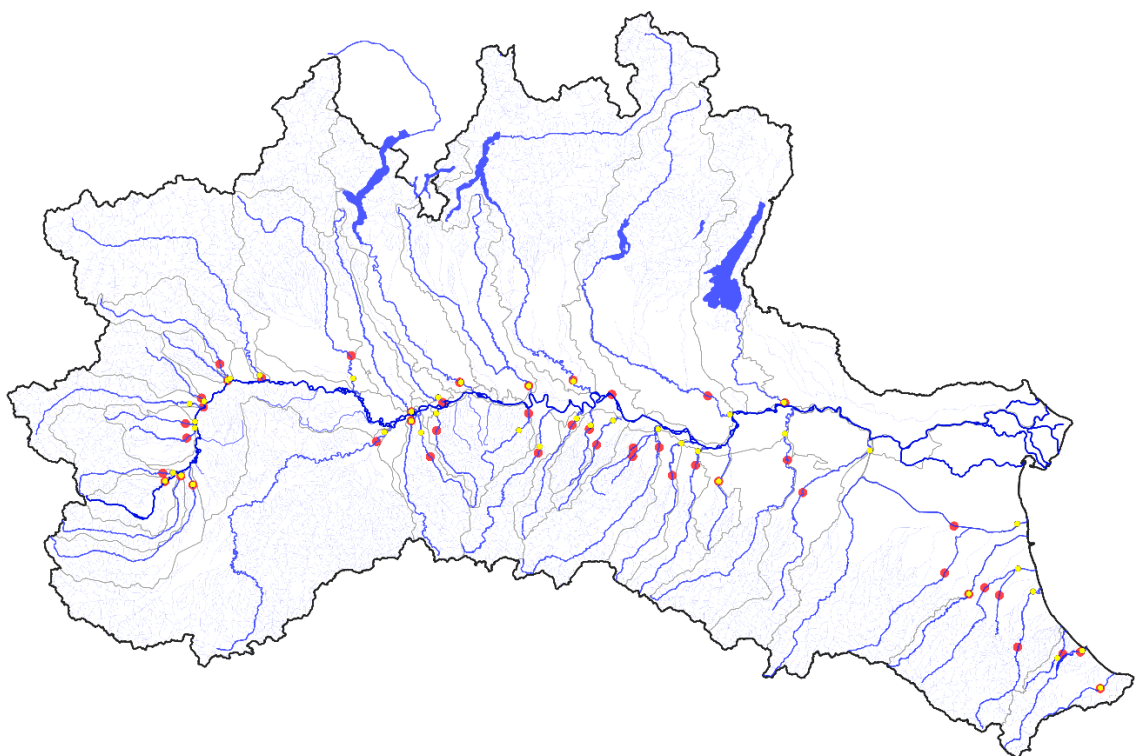


Figura A4 – Distribuzione delle stazioni con dati di concentrazione (giallo) e di portata (rosso) utilizzate per il calcolo dei carichi dei sottobacini del distretto.

Per quanto riguarda le stazioni sul fiume Po (Figura A5) è stato effettuato un approfondimento analogo. Come prima cosa sono state individuate tutte le stazioni dove sono disponibili dati di concentrazione (in caso di stazioni campionate da più agenzie regionali i dati di concentrazione sono stati uniti). Successivamente sono state identificate le stazioni di misura delle portate in modo che coincidessero il più possibile con quelle di misura delle concentrazioni. In caso di non coincidenza tra il dato di portata e di concentrazione sono state scelte le stazioni che non avessero nel tratto fluviale sotteso alle due misure eventuali affluenti anche minori.

Per tenere in considerazione la variabilità idrologica e la relazione concentrazione-portata il carico è stato calcolato applicando il metodo della *concentrazione mediata per la portata* (Meybeck & Moatar, 2012; Raymond et al., 2013) utilizzando la seguente formula:

$$L = \frac{\sum_{i=1}^n C_i * Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} * \bar{Q} * k$$

Dove:

L è il carico in t anno⁻¹

C_i è la concentrazione istantanea misurata, in g m⁻³

Q_i è la portata istantanea misurata in m³ s⁻¹

\bar{Q} è la portata media del periodo considerato, in m³ s⁻¹

k è il fattore di conversione che considera il periodo di tempo in cui è espresso il carico

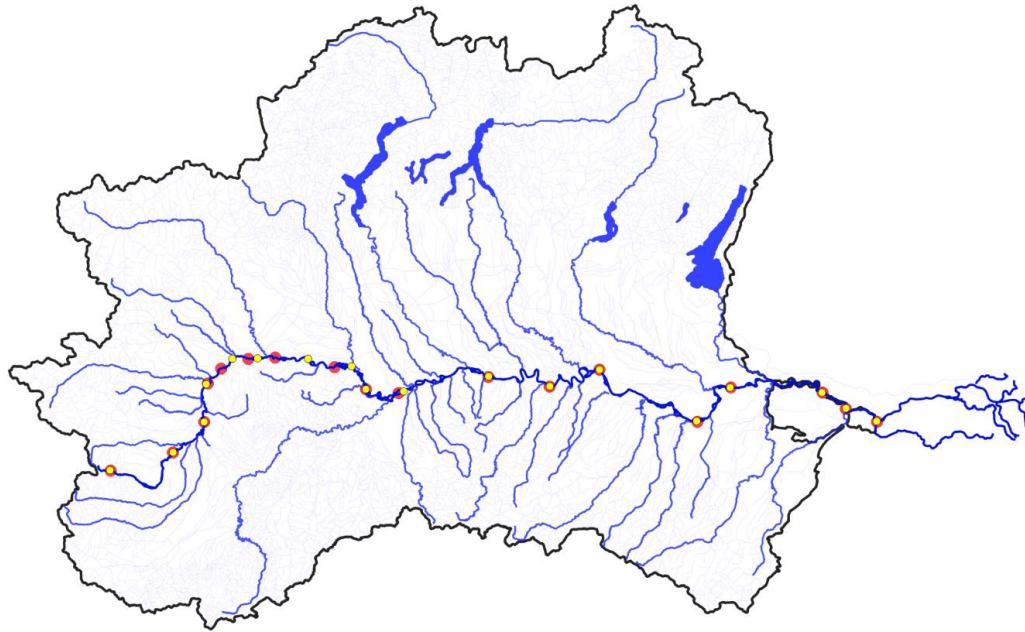


Figura A5 – Distribuzione delle stazioni con dati di concentrazione (giallo) e di portata (rosso) utilizzate per il calcolo dei carichi lungo l’asta del fiume Po.

Criticità emerse durante l’attività di stima dei carichi esportati dai bacini idrografici

Per poter ottenere una stima del carico rappresentativa delle pressioni presenti nel bacino idrografico di riferimento è necessario avere:

- dati di portata e concentrazione raccolti nella medesima stazione o, nel limite del possibile, in stazioni vicine tra loro in assenza di affluenti tra i due siti;
- stazione o stazioni poste in chiusura di bacino idrografico;
- dati il più possibile completi nel periodo considerato.

Durante la fase di raccolta dati e unione dei dataset sono emerse alcune criticità in merito alle condizioni appena descritte che hanno determinato la necessità di adottare alcuni accorgimenti in fase di calcolo e quindi diminuito la rappresentatività del carico per alcuni sottobacini. Le principali criticità riscontrate, tenendo conto che un bacino può averne più di una, sono state:

- presenza di affluenti tra la stazione di misura della portata e quella di misura della concentrazione in 15 su 39 bacini;

- area identificata come sottobacino idrografico distrettuale che include più di un corpo idrico fluviale che sfocia in Po e che quindi è costituita da più sottobacini idrografici in 7 casi su 39;
- notevole distanza tra stazione di misurazione della concentrazione e della portata in 5 su 39 sottobacini.

In 12 bacini su 39 non erano presenti sufficienti informazioni per ovviare alle criticità elencate e solo in 11 bacini su 39 non è stato riscontrato alcun tipo di problema nel calcolo del carico; nella Tabella A13 sono riportate per ogni singolo sottobacino le criticità individuate in fase di analisi del dataset e le soluzioni adottate per poter comunque ottenere una stima del carico. Questa analisi non è stata effettuata per le stazioni lungo l'asta del Po, poiché su questo fiume sono relativamente frequenti sia le stazioni di misura della concentrazione che quelle di misura della portata.

La problematica più comune che è stata incontrata è il disaccoppiamento tra la stima del carico esportato e la porzione di territorio che il carico rappresenta, che spesso è inferiore alla superficie del sottobacino. In tutti i bacini in cui è presente almeno una criticità (28 su 39) il sottobacino sotteso dalle stazioni di chiusura non corrisponde alla porzione di territorio delimitata dai confini del sottobacino idrografico e questo potrebbe determinare un vulnus nella successiva analisi delle relazioni tra pressioni e carichi esportati.

Tabella A13 – Criticità incontrate e soluzioni adottate nel calcolo dei carichi per singolo sottobacino. Nell'ultima colonna sono riportati i corpi-idrici regolarmente campionati dalle ARPA presenti in ogni sottobacino.

Bacini distrettuali	Criticità riscontrate	Soluzione adottata	Affluenti diretti del Po (o sfocianti in Adriatico)
Adda	Nessuna		Adda
Agogna	Nessuna		Agogna
Arda - Ongina	Area del bacino: le stazioni sono poste prima della confluenza con il torrente Ongina e le stazioni di Q e C dell'Arda sono molto distanti Assenza di dati: non ci sono dati di Q dell'Ongina	Calcolo del carico solo per l'Arda con i dati a disposizione	Arda Ongina
Asta Po	Area del bacino: non è un vero e proprio bacino idrografico Assenza di dati: mancano i dati per poter calcolare il carico degli affluenti minori	Carico non calcolato	Po Bonfiche
Burana – Po di Volano	Bacino caratterizzato da territorio di bonifica: presenta un carico idraulico in ingresso nella rete, in quanto bacino che utilizza, durante la stagione irrigua, volumi di acqua derivati dal fiume Po	Carico calcolato con altri metodi (si veda il capitolo relativo ai bacini di bonifica costieri)	Po di Volano, Canale Burana-Navigabile

Chiavenna	<u>Area del bacino</u> : le stazioni sono poste prima della confluenza con il Riglio <u>Assenza di dati</u> : non ci sono dati di Q del Riglio	Calcolo del carico solo per il Chiavenna	Chiavenna
Crostolo	<u>Area del bacino</u> : le stazioni sono poste prima della confluenza con il Rodano <u>Assenza di dati</u> : non ci sono dati di Q del Rodano	Calcolo del carico solo per il Crostolo	Crostolo
Dora Baltea	Nessuna		Dora Baltea
Dora Riparia	Nessuna		Dora Riparia
Enza	<u>Area del bacino</u> : stazioni di Q e C dell'Enza sono molto distanti	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Enza
Fissero – Tartaro – Canal Bianco	<u>Bacino caratterizzato da territorio di bonifica</u> <u>Assenza di dati</u> : non ci sono dati di Q alla chiusura	Portate modellizzate (si veda il capitolo relativo ai bacini di bonifica costieri)	Fissero – Tartaro – Canal Bianco
Lambro - Olona	<u>Bacino multifiume</u> : il bacino comprende anche l'Olona vecchio che sfocia direttamente in Po <u>Assenza di dati</u> : non ci sono dati di Q per l'olona Vecchio	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Lambro Olona Meridionale
Lamone – Rubicone	<u>Bacino multifiume</u> : il bacino conta 5 torrenti che sfociano direttamente in Adriatico <u>Assenza di dati</u> : non ci sono i dati di Q e C per tutti i torrenti <u>Area del bacino</u> : le stazioni presenti sono distanti tra loro	Somma di carico di Lamone, Montone-Ronco e Savio. Portata MONTONE-RONCO ottenuta per somma di portata Ronco e Montone.	Lamone Montone-Ronco Bevano Savio Rubicone
Maira	<u>Area del bacino</u> : stazione di Q e C a monte della confluenza con il torrente Caldo <u>Assenza di dati</u> : non ci sono i dati di Q per il Caldo	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Maira
Malone	Nessuna		Malone
Nure	Nessuna		Nure
Oglio	<u>Area del bacino</u> : tra le stazioni entrano diversi canali di bonifica (Acque Alte, Riglio e Tartaro, canale Navarolo, Bogina, Ceriana, Fossola, altri canali minori) che collegano il Po all'Oglio prima della stazione di chiusura	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Oglio
Orco	Nessuna		Orco
Panaro	<u>Area del bacino</u> : tra le stazioni entra la bonifica Cavamento Palata	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Panaro
Parma	<u>Area del bacino</u> : le stazioni presenti sono distanti tra loro	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Parma
Pellice - Chisone	Nessuna		Pellice
Po Delta	<u>Area del bacino</u> : non è un vero e proprio sottobacino idrografico, inoltre risente dell'ingresso di acqua dall'Adriatico	Carico non calcolato	Po di Maistra Po della Pila Po di Tolle Po di Goro Po di Gnocca
Po Piemontese	<u>Area del bacino</u> : non è un vero e proprio sottobacino idrografico, ricomprende di fatto tutto il Piemonte oltre ad alcuni torrenti minori del Monferrato (5 principali ed altri minori) <u>Assenza di dati</u> : non ci sono i dati di Q per i torrenti del Monferrato	Carico non calcolato	Po a Villfranca Meletta Banna Stura del Monferrato Grana Fiumi Alpini Altri Torrenti Minori
Reno	<u>Area del bacino</u> : la stazione di Q è a monte della confluenza con il Senio e con il Santerno	Somma di portata tra Reno e Santerno	Reno

	<p>Area del bacino: è compresa anche l'area del canale destra Reno di cui non è possibile calco</p> <p>Assenza di dati: mancano i dati di Q del Senio</p> <p>Assenza di dati: mancano i dati di Q del canale destra Reno</p>		
Sangone - Chisola - Lemina	<p>Bacino multifiume: il bacino conta 2 torrenti che sfociano direttamente in Po</p> <p>Area del bacino: la stazione di Q per il Chisola è a monte della confluenza con l'Oitana</p>	Somma di carico tra Sangone e Chisola	Sangone Chisola
Sarca - Mincio	Nessuna		Mincio
Scriveria	<p>Bacino multifiume: il bacino conta 2 torrenti che sfociano direttamente in Po</p> <p>Area del bacino: le stazioni di Q e C per il Curone sono a monte del rio Limbione</p>	Somma di carico tra Scriveria e Curone	Scriveria Curone
Secchia	Area del bacino: la stazione di Q è a monte dell'unione cavo Lama-Parmigiana	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Secchia
Sesia	Area del bacino: la stazione di Q è a monte dell'unione del torrente Bona; entrambe le stazioni sono a monte del torrente Marcova	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Sesia
Staffora - Luria - Versa - Coppa	<p>Bacino multifiume: il bacino conta 6 torrenti principali ed altri secondari che sfociano direttamente in Po</p> <p>Assenza di dati: non sono presenti i dati di Q e concentrazione per tutti gli affluenti</p> <p>Area del bacino: la stazione di C del Tidone è a monte dell'unione con il Luretta</p>	Somma di carico di Staffora e Tidone	Staffora Coppa Scuropasso Versa Tidone Altri Torrenti Minori
Stura Di Lanzo	Nessuno		Stura Di Lanzo
Tanaro	Area del bacino: la stazione di Q del Tanaro è a monte del rio Lavassino	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Tanaro
Taro	Area del bacino: la stazione di Q Taro è a monte della confluenza con Scannabecco, Rovacchia, Stirone, e Rigosa	Somma di portata tra Taro, Rovacchia e Stirone	Taro
Terdoppio Novarese	Area del bacino: la parte alta del fiume drena completamente nel Ticino. Le stazioni di chiusura sono rappresentative solo di una parte del bacino.	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Terdoppio
Ticino	<p>Area del bacino: la stazione di Q è a monte del canale Gravellone</p> <p>Area del bacino: la parte alta del Terdoppio Novarese drena completamente nel Ticino.</p> <p>Area del bacino: la parte alta del Ticino si trova in Svizzera</p>	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Ticino
Toce	Area del bacino: il Toce tramite il lago Maggiore appartiene al bacino idrografico del Ticino e non è un affluente diretto del Po	Carico non calcolato	Ticino
Trebbia	<p>Bacino multifiume: il bacino conta un fiume ed un canale che sfociano direttamente in Po</p> <p>Assenza di dati: non sono presenti i dati di C Q per il rio Comune</p>	Calcolo del carico con i dati a disposizione	Trebbia Rio Comune
Uso - Marecchia - Tavollo	<p>Bacino multifiume: il bacino conta 7 torrenti che sfociano direttamente in Adriatico</p> <p>Assenza di dati: non ci sono i dati di Q e C per tutti i torrenti</p> <p>Area del bacino: le stazioni presenti sono distanti tra loro</p>	Somma di carico di Uso, Marecchia e Conca	Uso Marecchia Marano Conca Altri Torrenti Minori
Varaita	Nessuna		Varaita

Ovviamente il grado di imprecisione varia a seconda di diversi aspetti e non è uguale per tutti i bacini (e.g. distanza tra le due stazioni di misura, portata dell'affluente che si immette tra le due stazioni, area dei sottobacini idrografici rispetto all'area del sottobacino distrettuale). Attraverso le informazioni attuali non è stato possibile quantificare il grado di errore associato a questo disaccoppiamento. È richiesto infatti un livello di conoscenza del territorio e di disponibilità di dati molto superiore a quello attualmente a disposizione. Le incertezze legate alla definizione del territorio di origine del carico sono inoltre dovute in alcuni casi alle caratteristiche dei bacini stessi nella loro porzione di bassa pianura, che è dominata da importanti opere di bonifiche (es. opere di presa irrigue, impianti idrovori) e canalizzazioni degli antichi alvei che hanno nel tempo completamente alterato e trasformato il reticolo idrografico.

Viene riportata come esempio la situazione limite del Ticino, al cui interno sono ricomprese problematiche riscontrate anche singolarmente negli altri sottobacini. In primo luogo, alcune porzioni di territorio ricomprese nei bacini vicini (Terdoppio Novarese), a causa delle opere di canalizzazione, sono da considerare parte del bacino del Ticino, poiché il corso d'acqua risulta deviato rispetto all'alveo principale e drena completamente nel Ticino. In secondo luogo, la presenza di canali inter-bacino, come nel caso specifico il Canale Cavour, che sottrae acque dal Po prima dell'immissione della Dora Baltea e lo veicola al Ticino, e il canale Villorresi che collega il Ticino all'Adda, possono alterare il trasporto dei carichi con implicazioni nelle analisi delle relazioni tra fattori di pressione e risposta del sistema fluviale. L'effetto che si può osservare è un trasporto orizzontale dei carichi tra sottobacini a discapito del classico trasporto monte-valle all'interno dello stesso bacino.

Un secondo aspetto riguarda invece i bacini costituiti da più fiumi. Questi non rispecchiano la reale conformazione dei bacini idrografici e sono stati quindi ricavati come somma di bacini e conseguentemente il carico come somma di carichi. In questo caso risulta evidente che la completezza del carico consiste nell'avere a disposizione i dati per tutti gli affluenti principali presenti nel bacino. Come esempio vengono riportati due casi: il bacino che comprende i torrenti nelle province di Piacenza e Pavia e quello del Po piemontese. Nel primo caso, tralasciando i torrenti minori, sono presenti i dati di portata solo per due torrenti su 5; a priori si può quindi supporre che il carico calcolato sarà sottostimato. Nel secondo caso insieme all'asta del Po sono ricompresi altri torrenti, oltre al Po stesso prima di ricevere affluenti. Potrebbe essere utile scorporre i bacini degli affluenti rispetto a

quello dell'asta del Po per poter stimare il carico delle aree che allo stato attuale non risultano considerate.

Infine, la non coincidenza tra le stazioni di misura di portata e concentrazione, che spesso si riscontra nei bacini Emiliani in maniera importante, oltre al Sesia e all'Oglio in misura proporzionalmente assai minore, determina un'ulteriore fonte di incertezza nel quantificare il carico. La distanza tra le due stazioni è spesso sufficientemente ampia da permettere l'ingresso di canali di bonifica o affluenti secondari con concentrazioni mediamente superiori a quelle del corso principale. Inoltre, la porzione di territorio tra le stazioni risulta essere dominata dal settore agricolo, che ha un ruolo centrale nel processo di formazione-trasformazione-ritenzione dei nutrienti.

Disponibilità temporale dei dati

Il periodo considerato per il calcolo dei carichi è stato il quadriennio 2016-2019, pertanto eventuali problemi legati alla continuità dei dati al di fuori di questo periodo, spostamenti di stazioni di misura o variazioni nei metodi di stima della portata non sono stati presi in considerazione in questo approfondimento. Nella Tabella A14 è riportato un elenco delle stazioni utilizzate per il calcolo del carico secondo le soluzioni individuate nella Tabella A13 e la disponibilità dei dati di concentrazione e portata. Le percentuali riportate indicano il grado di completezza dei dati, assumendo che il 100% si ottenga con 12 campionamenti annui (uno al mese) per i dati di concentrazione e 365 valori annui (uno al giorno) per i dati di portata. Questi valori non rappresentano la frequenza ideale per le stime del carico, ma sono stati scelti in relazione alla frequenza massima di campionamento delle acque da parte delle Agenzie e di disponibilità dei dati di portata. La percentuale è stata calcolata individualmente per ogni anno con riferimento ai dati di concentrazione e di portata. Nell'ultima colonna è riportata la media dei prodotti che definisce di fatto qual è la rappresentatività temporale dei dati dal 2016 al 2019, rispetto al massimo potenziale appena descritto.

La rappresentatività temporale del carico (Tabella A14), nel periodo 2016-2019, per i bacini idrografici, è:

- superiore al 75% per 7 bacini idrografici su 40,
- compresa tra il 50 ed il 75% per 20 bacini idrografici su 40,
- compresa tra il 25 ed il 50% per 10 bacini idrografici su 40,

- inferiore al 25% per 3 bacini idrografici su 40.

Tabella A14 – Rappresentatività dei dati utilizzati per il calcolo dei carichi per i sottobacini del distretto. Le percentuali sono state calcolate per ogni anno del quadriennio 2016-2019 sia per i dati di concentrazione che per i dati di portata. Nell'ultima colonna è riportata la media che integra i dati di concentrazione e portata. Per il dettaglio sui bacini di bonifica costieri si veda il relativo capitolo nel testo.

Bacino distrettuale	Bacino idrografico	Dati concentrazione				Dati portata				Carico bacino idrografico
		2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	
ADDA	ADDA	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
AGOGNA	AGOGNA	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
ARDA – ONGINA	ARDA	58%	67%	67%	67%	100%	0%	0%	0%	15%
CHIAVENNA	CHIAVENNA	67%	67%	58%	58%	100%	100%	100%	100%	63%
CROSTOLO	CROSTOLO	67%	67%	67%	67%	100%	100%	97%	100%	66%
DORA BALTEA	DORA BALTEA	100%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	100%	88%
DORA RIPARIA	DORA RIPARIA	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	75%
ENZA	ENZA	67%	58%	67%	75%	100%	100%	100%	100%	67%
LAMBRO - OLONA	LAMBRO	100%	100%	100%	100%	99%	100%	100%	100%	100%
LAMONE – RUBICONE	LAMONE	67%	67%	67%	67%	94%	100%	100%	98%	65%
	MONTONE-RONCO	67%	67%	67%	67%	100%	100%	89%	0%	48%
	SAVIO	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	67%
MAIRA	MAIRA	75%	92%	0%	0%	100%	100%	100%	100%	42%
MALONE	MALONE	67%	75%	75%	75%	90%	0%	100%	20%	38%
NURE	NURE	67%	33%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	58%
OGLIO	OGLIO	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
ORCO	ORCO	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	75%
PANARO	PANARO	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	67%
PARMA	PARMA	67%	67%	67%	67%	100%	100%	73%	100%	62%
PELLICE - CHISONE	PELLICE	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	32%	62%
RENO	RENO	100%	100%	100%	100%	0%	100%	97%	100%	74%
	SANTERNO					0%	100%	100%	100%	
SANGONE - CHISOLA - LEMINA	SANGONE	67%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	73%
	CHISOLA	67%	75%	75%	75%	100%	47%	100%	100%	63%
SARCA – MINCIO	MINCIO	92%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	98%
SCRIVIA	SCRIVIA	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	75%
	CURONE	17%	8%	33%	33%	100%	100%	100%	100%	23%
SECCHIA	SECCHIA	33%	33%	33%	0%	100%	99%	100%	100%	25%

SEZIA	SEZIA	100%	67%	75%	100%	100%	100%	100%	55%	74%
STAFFORA - LURIA - VERSA - COPPA	STAFFORA	100%	100%	100%	100%	72%	0%	25%	47%	36%
	TIDONE	67%	58%	67%	67%	100%	0%	100%	100%	50%
STURA DI LANZO	STURA DI LANZO	75%	67%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	73%
TANARO	TANARO	75%	100%	0%	0%	100%	100%	100%	100%	44%
TARO	TARO	58%	67%	58%	67%	100%	100%	100%	100%	63%
	ROVACCHIA					100%	100%	100%	100%	
	STIRONE					100%	100%	100%	100%	
TERDOPPIO NOVARESE	TERDOPPIO	33%	33%	33%	33%	100%	100%	100%	100%	33%
TICINO	TICINO	33%	33%	33%	33%	90%	97%	77%	81%	29%
TREBBIA	TREBBIA	67%	67%	67%	67%	100%	100%	100%	100%	67%
USO - MARECCHIA - TAVOLLO	USO	67%	50%	67%	67%	100%	92%	100%	100%	62%
	MARECCHIA	67%	67%	67%	67%	0%	0%	74%	100%	29%
	CONCA	67%	67%	67%	67%	100%	59%	100%	100%	60%
VARAITA	VARAITA	75%	75%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	81%

Questa analisi evidenzia che in 13 bacini su 40, ovvero un terzo del totale, la disponibilità di dati ha una rappresentatività temporale inferiore al 50% ed è quindi maggiormente suscettibile a particolari eventi stagionali o particolari fenomeni limitati nel tempo.

Nella Tabella A15 sono riportate le percentuali di disponibilità dei dati per quanto riguarda le stazioni situate lungo l'asta del fiume Po. Dal momento che alcune stazioni del Po sono campionate da due ARPA contemporaneamente si è provveduto a fare la media tra i valori nello stesso mese in modo da avere al più 12 campionamenti annui.

Tabella A15 – Rappresentatività dei dati utilizzati per il calcolo dei carichi per le stazioni situate lungo l'asta del fiume Po. Le percentuali sono state calcolate per ogni anno del quadriennio 2016-2019 sia per i dati di concentrazione che per i dati di portata. Nell'ultima colonna è riportata la media che integra i dati di concentrazione e portata.

Stazione di Concentrazione	Stazione di portata	Dati di concentrazione				Dati di portata				Dati di carico
		2016	2017	2018	2019	2016	2017	2018	2019	
CRISSOLO	CRISSOLO	0%	100%	100%	0%	76%	92%	0%	100%	23%
VILLAFRANCA	VILLAFRANCA	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	75%
CARIGNANO	CARIGNANO	75%	75%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	81%
TORINO	TORINO	75%	83%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	77%
BRANDIZZO	SETTIMO TORINESE	75%	83%	100%	75%	100%	0%	34%	100%	46%
LAURIANO	SAN SEBASTIANO	100%	83%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	96%
TRINO	CRESCENTINO	75%	75%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	81%
FRASSINETO	CASALE	75%	75%	100%	75%	100%	100%	100%	100%	81%

	MONFERRATO									
VALENZA	VALENZA	75%	75%	75%	75%	100%	100%	100%	100%	75%
ISOLA SANTO ANTONIO	ISOLA SANTO ANTONIO	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
SPESSA	SPESSA	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%	100%	75%
PIACENZA	PIACENZA	100%	100%	92%	100%	100%	100%	100%	100%	98%
CREMONA	CREMONA	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
BORETTO	BORETTO	92%	83%	100%	92%	100%	100%	100%	100%	92%
BORGOFORTE	BORGOFORTE	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
SERMIDE	SERMIDE	33%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%	58%
STELLATA-BONDENO	FICAROLO	100%	100%	100%	92%	100%	100%	100%	100%	98%
PONTE-LAGOSCURO	PONTE-LAGOSCURO	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Analisi delle relazioni tra pressioni antropiche e carichi veicolati

L'analisi è stata condotta attraverso l'impiego della tecnica dell'RDA (Redundancy Analysis, *vegan R package*, Oksanen et al., 2017) e delle sue applicazioni secondarie: pRDA (RDA parziale) e partizione della varianza (Borcard et al., 2011; Meng et al., 2021). L'RDA è una tecnica statistica che si basa sull'utilizzo di modelli lineari per spiegare la diversità della matrice contenente le variabili dipendenti (carico esportato) attraverso una o più matrici contenenti le variabili indipendenti (pressioni, variabili idrologiche e ambientali) (Tabella A16).

Tutte le variabili sono state prima normalizzate per l'area dei bacini e, successivamente, sono state standardizzate per poter essere confrontate ($\mu = 0$, $\sigma = 1$). Sono state eseguite due analisi parallele una per l'azoto e una per il fosforo. Attraverso la tecnica dell'NMDS (Non-metric multidimensional scaling) i bacini sono stati ordinati secondo un gradiente di dissimilarità. L'output grafico ha evidenziato la presenza di alcuni singoli bacini, molto distanti tra di loro e dagli altri sottobacini, che possono essere considerati a tutti gli effetti degli outlier. La presenza di questi bacini comprime la variabilità presente tra gli altri sottobacini e restituisce un modello complessivamente "schacciato" in cui risulta più difficile individuare le variabili esplicative e può condizionare (anche fortemente) la significatività delle successive relazioni tra determinati e carichi esportati. Alla luce di queste considerazioni preliminari che avrebbero suggerito l'eliminazione dall'analisi di questi sottobacini, si è comunque deciso di lavorare mantenendo intatto tutto il dataset. Essendo infatti la prima analisi a livello di distretto è stato ritenuto più importante conservare più informazione possibile al fine di evidenziare la complessità e le differenze presenti all'interno del distretto, anche a discapito di una eventuale perdita di significatività del modello complessivo o della presenza di relazioni non sempre molto chiare. Per ogni nutriente sono stati testati diversi modelli variando la composizione delle matrici. Sono stati eliminate singole variabili che creassero problemi di autocorrelazione facendo in modo che il Fattore di Inflazione della Varianza (VIF) avesse un valore inferiore a 5 per tutte le variabili considerate (Blanchet et al., 2008; Borcard et al., 2011). Infine, utilizzando il valore di R^2 , è stato selezionato il modello che meglio spiegasse la variabilità del carico esportato e sono state individuate le singole variabili significative. La selezione delle variabili significative è stata eseguita tramite la tecnica della *forward selection* in cui si valuta la significatività del modello partendo da una singola variabile e aggiungendo le altre

una alla volta. Ad ogni aggiunta viene misurato l' R^2 e viene testato se il modello più complesso spiega la variabilità totale in maniera significativamente superiore rispetto al modello più semplice (parsimonioso). La medesima tecnica è stata applicata al contrario, in cui si parte con tutte le variabili e ad ogni passaggio ne viene tolta una (*backward selection*).

Tabella A16 – Sono riportate le variabili ambientali utilizzate nell'analisi di partizione della varianza e nella pRDA (Paesaggi = paesaggi presenti all'interno del Distretto; Raggruppamenti = raggruppamenti effettuati in questo lavoro; Partizione della Varianza = variabili incluse (SI) ed escluse (NO) nell'analisi della partizione della varianza; pRDA = variabili variabili incluse (SI) ed escluse (NO) nella pRDA).

Paesaggi	Raggruppamenti	Partizione della Varianza	pRDA
Colline carbonatiche	coll.moren.carb	SI	NO
Colline moreniche			
Colline terrigene	coll.terr	SI	SI
Paesaggio collinare terrigeno con tavolati			
Lago	lag	SI	SI
Montagne carbonatiche	mont.carb.dolom	NO	NO
Montagne dolomitiche			
Montagne metamorfiche e cristalline	mont.metam.crist	SI	SI
Montagne terrigene	mont.terr	SI	SI
Paesaggio dolomitico rupestre	mont.alta.quot	SI	SI
Paesaggio glaciale di alta quota			
Pianura aperta	pian.aper	NO	NO
Pianura golenale	pian.gol	SI	SI
Pianura costiera	pian.cost	NO	NO
Pianura di fondovalle	pian.val	NO	NO

CALCOLO DEI CARICHI DI AZOTO GENERATI, ESPORTATI E DELLE LORO TRASFORMAZIONI NEI BACINI DI BONIFICA DELTIZI

Approccio metodologico generale

A integrazione dei dati AGEA (elaborazione CREA), per il calcolo del carico generato di origine diffusa nei due maggiori bacini di bonifica costieri del distretto Padano (Burana-Po di Volano-Canale Navigabile e Fissero-Tartaro-Canalbianco), sono stati raccolti e impiegati dati ISTAT degli ultimi 10/15 anni riguardanti i fertilizzanti sintetici distribuiti, le superfici coltivate e le relative produzioni (dati ISTAT su Agricoltura e Zootecnia, sezione “Mezzi di produzione”, <http://dati.istat.it/>) e dati tratti dall’Anagrafe Zootecnica Nazionale (Sistema Informativo Veterinario – Statistiche, https://www.vetinfo.it/i6_statistiche/#/), al fine di ottenere un dato robusto, mediato nel tempo, del quadro delle pressioni e dell’assetto colturale, superando la fotografia istantanea che necessariamente deriva dai dati di elaborazione CREA che sono riferiti ad un’unica annata agraria.

Diverso è stato il livello di conoscenza e approfondimento riguardo i due bacini di bonifica costieri da cui si è partiti nel presente progetto, il che ha determinato l’adozione di un approccio metodologico diversificato soprattutto nella fase di quantificazione dei carichi esportati. Per quanto riguarda il Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, per il calcolo dei carichi di nutrienti importati ed esportati dalla rete ci si è avvalsi dei dati, relativi all’ultimo decennio, delle stazioni ARPA Emilia-Romagna localizzate in prossimità dei punti di ingresso e di uscita e dei dati dei carichi idraulici in ingresso e uscita messi a disposizione dal Consorzio di Bonifica Pianura di Ferrara (Tabella A17; Tabella A18). Si tratta in questo caso di un territorio interessato da un carico idraulico (quindi anche di nutrienti) in ingresso nella rete, in quanto bacino che utilizza durante la stagione irrigua volumi di acqua derivati dal corso principale del fiume Po. Gli ingressi e le uscite di acqua sono gestiti artificialmente e regolarmente monitorati dal Consorzio di Bonifica Pianura di Ferrara, consentendo un accurato bilancio idrologico e dei nutrienti nella rete dei canali.

Avvalendosi di ampi dataset acquisiti nell’ambito di progetti di ricerca pregressi, la stima dei carichi generati ed esportati nel Burana-Po di Volano-Canale Navigabile è stata inserita in un’analisi integrata dei flussi a scala di bacino che ha unito il bilancio dell’azoto nel sistema suolo al bilancio nel sistema acque superficiali/acquifero superficiale.

Tabella A17 – Dati impiegati per la quantificazione dei carichi esportati dai bacini di bonifica deltizi.

Sottobacino	Stazione qualità chimica	Codice ARPA	Stazione portata
Po di Volano	Codigoro (ponte Varano)	4000200 (Emilia - Romagna)	Impianti idrovori Codigoro (Acque Alte + Acque Basse)
Canalbianco	Ponte s.s. Romea - Mesola	2000300 (Emilia - Romagna)	Impianto idrovaro Romanina
Burana-Canale Navigabile	A monte idr. Fosse - Comacchio	5001900 (Emilia - Romagna)	Impianto Idrovaro Fosse
Burana-Canale Navigabile	Idrovora Valle Lepri - Ostellato	5001800 (Emilia - Romagna)	Impianto Idrovaro Lepri
Burana-Canale Navigabile	A monte chiusa valle Lepri - Ostellato	5001400 (Emilia - Romagna)	Conca Valle Lepri
Fissero-Tartaro-Canalbianco	Canalbianco-Po di Levante	225 (Veneto)	portate modellizzate tramite SWAT

Tabella A18 – Dati impiegati per la quantificazione dei carichi importati dal fiume Po nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile.

Sottobacino	Stazione qualità chimica	Codice ARPA	Stazione portata
Burana-Canale Navigabile	Po a Stellata-Bondeno	01000600 (Emilia - Romagna)	Impianto sollevamento Pilastresi
Burana-Canale Navigabile	Po a Stellata-Bondeno	01000600 (Emilia - Romagna)	CER-Cavo Napoleonico
Po di Volano	Po a Pontelagoscuro, Ferrara	01000700 (Emilia - Romagna)	Impianto sollevamento Guarda
Po di Volano	Po a Serravalle, Berra	01000900 (Emilia - Romagna)	Impianto sollevamento Contuga
Po di Volano	Po a Serravalle, Berra	01000900 (Emilia - Romagna)	Impianto sollevamento Berra

Nel caso del Fissero-Tartaro-Canalbianco, territorio confluito nel Distretto idrografico del fiume Po con la soppressione dell’Autorità di Bacino Interregionale del Fissero-Tartaro-Canalbianco, l’assenza di una sezione di misura della portata a chiusura bacino ha di fatto precluso la quantificazione dei carichi esportati verso il Mare Adriatico. Per ovviare a tale mancanza è stato adottato un approccio modellistico di stima dei deflussi mediante l’applicazione del modello *SWAT-Soil and Water Assessment Tool* (estensione ArcSWAT per

ArcGIS), dopo opportuna procedura di calibrazione e validazione. I deflussi modellizzati su base giornaliera per l'ultimo decennio sono stati quindi integrati con i dataset disponibili di qualità delle acque al fine di quantificare l'export di nutrienti verso il Mare Adriatico.

Calcolo del bilancio integrato suolo-acque nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile

Nei bacini dove è disponibile un'ingente quantità di informazioni (ad es. statistiche agricole ad elevata risoluzione spaziale, monitoraggi estensivi delle acque superficiali e sotterranee, risultati di sperimentazioni di laboratorio e di campo mirate alla quantificazione degli stoccaggi e dei flussi di azoto attraverso suoli e sedimenti) è possibile quantificare in modo accurato tutti i termini di input, output e gli stoccaggi temporanei che complessivamente concorrono al bilancio dell'azoto. La disponibilità di misure di processi naturali, quali ad esempio la perdita di azoto per volatilizzazione di ammoniaca, effettuate in un numero di siti rappresentativi quanto a fattori pedologici e agronomici, permette la loro estensione a scala di intero bacino idrografico, superando l'approccio semplificato che prevede l'impiego di coefficienti di perdita tratti dalla letteratura scientifica di settore.

Il bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque è stato quantificato mettendo a sistema dati acquisiti nell'ambito di numerosi progetti di ricerca, locali, regionali ed europei, a cui l'Università di Ferrara ha partecipato nell'ultimo decennio (Castaldelli et al., 2020) e nello specifico impiegando statistiche relative al comparto agro-zootecnico integrate a dataset di misure sperimentali sulle matrici suolo e acque. La robustezza dell'approccio adottato è derivata dall'impiego di dataset agro-zootecnici ad alta risoluzione spaziale, coefficienti agronomici sito-specifici e misure locali di processi del ciclo dell'azoto (es. tassi di volatilizzazione di ammoniaca, deposizioni atmosferiche).

Il bilancio dell'azoto nelle acque si è basato sulla seguente equazione:

$$\text{Inflow} + \text{Urb} + \text{Dep_Urb} + \text{Ind} + \text{Runoff} = \text{Outflow} + \text{Den}(c)$$

dove:

Inflow = carico importato nella rete dei canali

Urb = carico generato nelle aree urbane

Dep_Urb = deposizione atmosferica su superfici diverse dai terreni agricoli (es. aree urbane e industriali)

Ind = carico generato dal settore industriale

Runoff = perdita per dilavamento dalle terre coltivate verso le acque superficiali

Outflow = carico esportato dalla rete dei canali

Den(c) = denitrificazione nei canali

Il metodo utilizzato per calcolare i carichi importati o esportati dalla rete si è basato sull'interpolazione, tra due eventi di campionamento consecutivi, delle concentrazioni di nutrienti azotati misurate (Moatar & Meybeck, 2005; Nava et al., 2019). I carichi giornalieri sono stati calcolati come il prodotto della portata giornaliera misurata e della concentrazione (misurata o interpolata) e poi sommati mensilmente e annualmente.

Il bilancio dell'azoto nei suoli si è basato sulla seguente equazione:

$$\text{Man} + \text{Synth} + \text{Fix} + \text{Dep} = \text{Harv} + \text{Vol} + \text{Runoff} + \text{Den}(s)$$

dove:

Man = reflui zootecnici

Synth= fertilizzanti di sintesi

Fix = fissazione biologica

Dep = deposizione atmosferica sulla superficie agricola

Harv = asportazione con il raccolto

Vol = volatilizzazione di ammoniaca

Runoff = perdita per dilavamento dalle terre coltivate verso le acque superficiali

Den(s) = denitrificazione nei suoli

Il termine di Runoff è stato ottenuto per differenza una volta quantificati tutti gli altri termini della prima equazione. Si è quindi ipotizzato che il termine non contabilizzato nel bilancio nei suoli, ovvero la differenza tra gli input e gli altri termini di output, sia attribuibile alla denitrificazione nei suoli (Den(s)). Essendo possibile la quantificazione in modo accurato di tutti i termini di input, output e stoccaggi temporanei, l'approccio del bilancio di massa ha fornito una stima robusta del contributo della denitrificazione nel suolo a scala di bacino, nonché un valore di riferimento per convalidare le misurazioni sul campo. Per la

descrizione dettagliata dei dati impiegati, delle equazioni di calcolo dei singoli termini del bilancio e della relativa incertezza si rimanda a Castaldelli et al. (2020).

Quantificazione dei carichi esportati dal bacino del Fissero-Tartaro-Canalbiano mediante applicazione del modello SWAT

SWAT (Soil and Water Assessment Tool) è modello idrologico e di qualità delle acque che lavora a scala di bacino (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2011). È un modello fisicamente basato che richiede specifiche informazioni su topografia del territorio, suolo, uso del suolo, clima e pratiche gestionali. SWAT lavora su serie storiche lunghe, non risultando così adatto alla simulazione di singoli dettagliati eventi. La simulazione è di tipo continuo: i dati di input possono essere a scala giornaliera o sub-giornaliera, mentre gli output restituiti sono a scala giornaliera, mensile o annua.

Si tratta di uno strumento usato con successo in tutto il mondo per studi gestionali sull'uso del suolo e sulle risorse idriche, ma ad oggi le sue applicazioni a scala ampia in Italia sono ancora limitate (Malagó et al., 2019; Pulighe et al., 2021). La causa principale risiede nel fatto di essere un modello alquanto esigente in termini di dati di input e ciò rappresenta una limitazione nel caso di applicazioni a scala vasta. Il modello è open source e sviluppato nei primi anni '90 dall'USDA - ARS (United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service). Fin dai suoi esordi, è stato continuamente implementato e aggiornato anche nella costruzione di interfacce GIS che lo rendono maggiormente user friendly, nonostante la complessità di calcolo che sta alla base delle restituzioni modellistiche. Ad esempio, ArcSWAT è un'estensione del software ESRI ArcGIS che rappresenta un'interfaccia utente funzionale all'inserimento dei dati di input richiesti dal modello e alla generazione di restituzioni grafiche degli output. Nell'ambito del presente studio è stata usata ArcSWAT v.2012, una versione avanzata speciale che è stata integrata come toolkit nel software ESRI ArcGIS. ArcSWAT discretizza i bacini idrografici e i relativi sottobacini in unità di risposta idrologica (Hydrologic Response Units, HRU), ciascuna delle quali comprende porzioni di territorio con caratteristiche topografiche (pendenza media), tipo di suolo e uso del suolo omogenee e rappresenta l'unità spaziale più piccola per cui il modello calcola il bilancio idrologico (Figura A6 -).

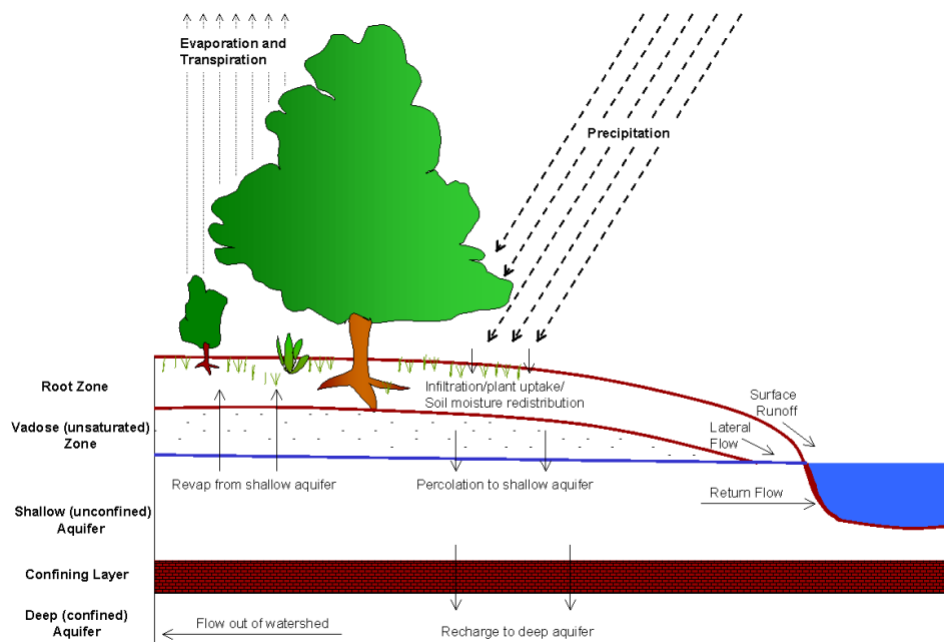


Figura A6 - Rappresentazione schematica del ciclo idrologico simulato dal modello SWAT (tratto da Neitsch et al., 2011).

Dal momento che stima le componenti del bilancio idrologico e del trasporto di nutrienti nel bacino, SWAT può essere definito un modello gestionale in quanto può permettere la simulazione e l'analisi di differenti scenari di implementazione di pratiche gestionali o di uso del suolo, nonché di cambiamento climatico. La simulazione idrologica di un bacino tramite SWAT si divide in due fasi: la *Land Phase* determina l'ammontare di acqua che raggiunge il canale principale di ciascun sottobacino, mentre la *Routing Phase* simula il movimento dell'acqua all'interno della rete idrografica del bacino, fino alla sezione di chiusura.

I processi fisici associati al movimento dell'acqua e dei sedimenti, alla crescita delle colture e al ciclo dei nutrienti vengono direttamente modellati usando i dati di input, raggruppabili in diverse categorie: topografia, variabili climatiche, proprietà del suolo, vegetazione e pratiche agronomiche.

L'altimetria dell'area di studio è stata estratta dal Modello Digitale del Terreno disponibile a scala nazionale con risoluzione 10x10 m (http://tinitaly.pi.ingv.it/Download_Area2.html): il modello digitale di elevazione è funzionale alla costruzione del quadro delle pendenze necessarie per simulare la direzione del flusso tra sottobacini e corsi d'acqua (Figura A7 a,

b). I dati meteorologici consentono la stima degli afflussi per precipitazione e delle perdite per evapotraspirazione.

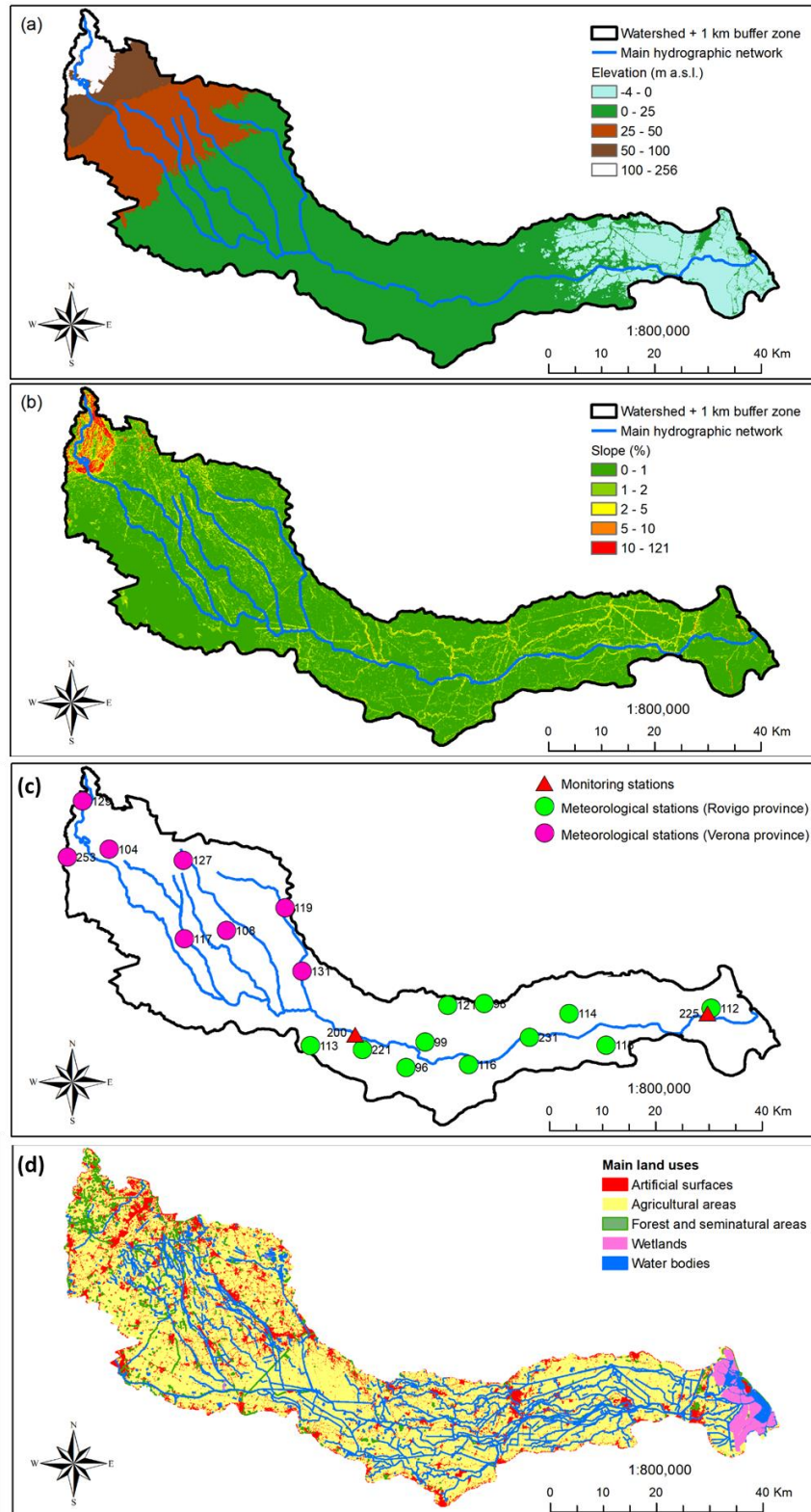


Figura A7 - Dati impiegati nel modello SWAT per il bacino del Fissero-Tartaro-Canalbianco: a) elevazione, b) pendenza, c) stazioni meteo (O) e stazioni ARPA di qualità delle acque (Δ), d) uso del suolo.

Le variabili climatiche, richieste da SWAT a scala temporale giornaliera (precipitazioni, temperature massime e minime, radiazione solare, velocità del vento e umidità relativa) sono state ricavate per una ventina di stazioni meteo, e relativamente all'ultimo decennio, dai database di ARPA Veneto (https://www.arpa.veneto.it/bollettini/storico/Mappa_2022_TEMP.htm), integrati con i dataset SCIA, il sistema nazionale per la raccolta, elaborazione e diffusione di dati climatici implementato da ISPRA (http://www.scia.isprambiente.it/wwwrootscia/Home_new.html) (Figura A7 - c). Infine, dati di uso del suolo (CORINE Land Cover, <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>) (Figura A7 - d) e proprietà fisiche e idrauliche dei suoli (European Soil Database, <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-soil-database-derived-data>) sono necessarie per includere i diversi processi idrologici all'interno dei terreni agricoli o di altre classi di uso del suolo. I parametri relativi ai suoli che sono stati recuperati e impiegati nel modello sono i seguenti: contenuto di argilla, sabbia, limo e ghiaia, carbonio organico, densità, conducibilità idraulica, umidità del suolo e fattore di erosione.

Nella presente analisi sono state utilizzati le due stazioni di monitoraggio ARPA Veneto con codici 200 e 225, per le quali sono disponibili dati stagionali non continui sulla qualità delle acque (azoto totale, nitrato, ammonio, fosforo totale, fosforo reattivo solubile) per il periodo 2012-2021; Figura A8). Alla stazione 200 è possibile associare i dati di portata giornaliera acquisiti alla sezione di Canda (periodo 23/8/2018-22/8/2021; Figura A9).

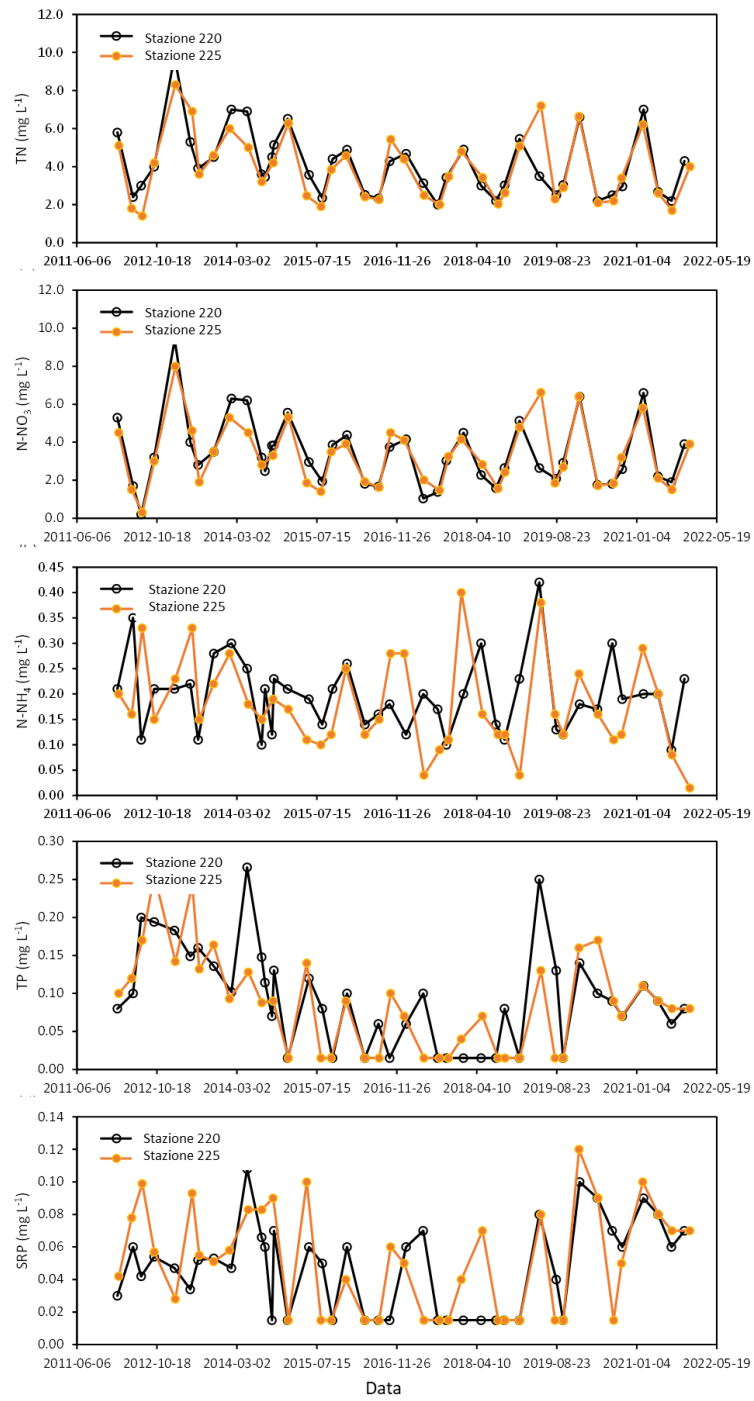


Figura A8 - Dati di qualità delle acque del Fissero-Tartaro-Canalbianco usati nel modello.

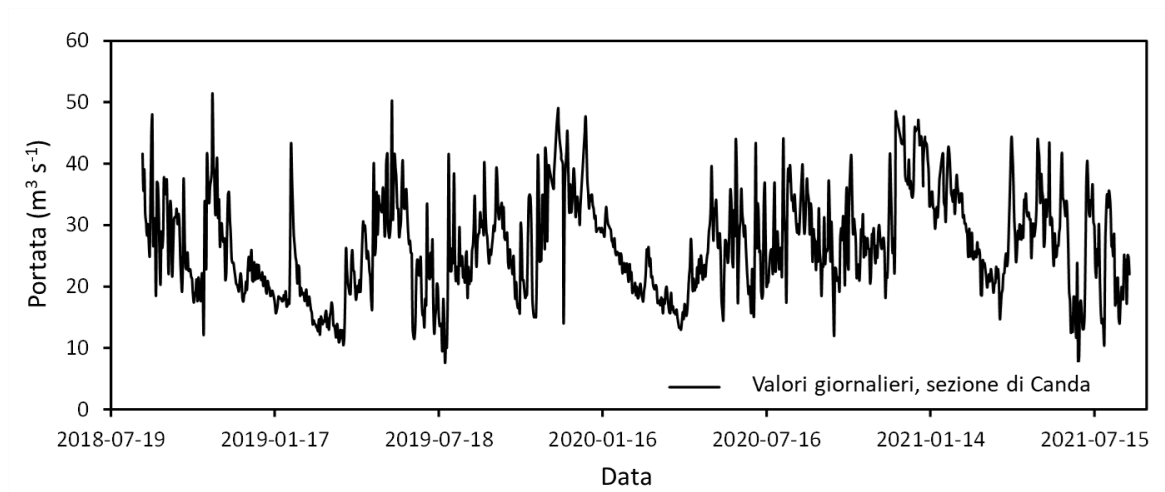


Figura A9 - Dati di portata giornalieri del Fissero-Tartaro-Canalbianco usati nel modello.

Essendo in possesso di un triennio di dati giornalieri di misure di deflussi alla sezione di Canda, il modello è stato calibrato per la porzione di bacino sottesa a questa sezione facendo variare in termini percentuali i set di parametri che descrivono i vari processi del ciclo idrologico e stabilendo una correlazione tra dati simulati e misurati e, in seguito a successive prove (2000 iterazioni), sono stati individuati i valori più adatti dei parametri da usare nell'applicazione successiva del modello esteso a tutto il bacino. Una volta calibrato e validato, il modello, è stato fatto girare con i dati di input (climatici, pedologici, uso suolo) dell'intero bacino e sono state simulate le portate giornaliere degli ultimi 10 anni. Le serie dei deflussi, integrate con i dataset della chimica misurati alla sezione di chiusura, hanno permesso la stima dei carichi a scala mensile/stagionale/annuale per il periodo 2012-2021 e per tutte le forme disciolte e totali di azoto e fosforo disponibili dai monitoraggi ARPA.

ANALISI DELLA RELAZIONE TRA PRESSIONI ANTROPICHE E STATO DI QUALITÀ BIOLOGICA DEI CORPI IDRICI

In questo allegato metodologico sono riportati i metodi utilizzati per l'analisi dell'associazione tra comunità biologiche, nello specifico quelle diatomiche e macrobentoniche, e le concentrazioni di nutrienti incluse nell'indice normativo LIMeco, risultante dall'analisi dei dati del distretto del fiume Po.

Approccio metodologico

L'analisi è condotta analizzando i dati relativi agli elementi di qualità biologica (indici e composizione della comunità), raccolti dalle differenti agenzie regionali per la protezione dell'ambiente appartenenti al distretto del Po. In particolare, con riferimento all'EQB diatomee, è stata investigata l'associazione con le concentrazioni di nutrienti, anche al fine di esplorarne la potenzialità per la classificazione trofica dei corsi d'acqua. A questo scopo, come descritto in seguito, è stato utilizzato l'indice italiano (ICMi) adottato in recepimento della Direttiva Europea per la protezione delle acque (CE 2000/60). Lo stesso metodo è stato applicato all'EQB Macroinvertebrati bentonici utilizzando il corrispondente indice STAR_ICM.

Poiché la relazione tra comunità biologiche e concentrazioni di elementi nutritivi potrebbe essere mascherata e significativamente influenzata dalla simultanea presenza di alcuni importanti fattori ambientali (ad es. conducibilità, pH, alterazioni idromorfologiche, etc.; Laini et al., 2018) e stagionali, è stata effettuata una suddivisione a priori del database sulla base dei macrotipi fluviali e della stagione di campionamento. In questo modo, la relazione tra elementi di qualità biologica e nutrienti è stata indagata in sottogruppi omogenei per buona parte dei fattori ambientali.

Sistematizzazione del database qualità chimica – EQB diatomee

La procedura complessiva utilizzata per l'implementazione del database per il confronto tra i dati biologici e quelli relativi alla qualità delle acque è riportata nella Figura A10. I dati pervenuti dalle differenti Agenzie Regionali di Protezione Ambiente nel corso del 2021 sono stati integrati in un database "biologico" svolgendo in primo luogo un lavoro di armonizzazione tra le basi dati provenienti dalle 9 Agenzie del distretto interessato. Come arco temporale, sono stati selezionati gli anni 2009-2019, considerando che l'EQB diatomee

è stato standardizzato in Italia a partire dal 2009 (Mancini & Sollazzo, 2009), attraverso l'indice ICMi.

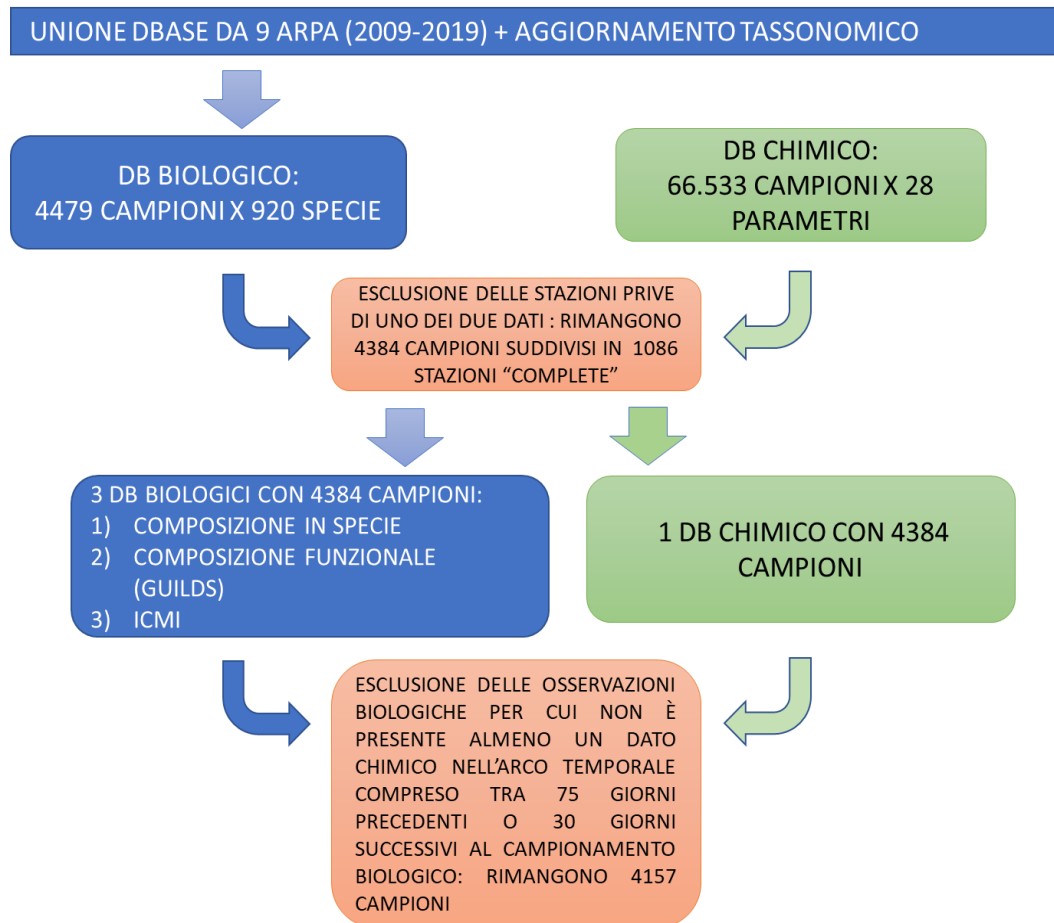


Figura A10 – Procedura utilizzata per la sistematizzazione del database per il confronto tra i dati EQB Diatomee e i dati di qualità delle acque.

Per la parte biologica, l'implementazione del database ha comportato inoltre un aggiornamento tassonomico in base alle fonti più aggiornate (OMNIDIA e letteratura), necessario in quanto la classificazione sistematica delle diatomee è in continuo aggiornamento. Tutti i dati sono stati caricati sul *software* Omnidia 6.1.5 e si è proceduto al calcolo dell'indice ICMi a partire da questa base comune. Per la classificazione ecologica, si è tenuto conto del recente aggiornamento dei valori di riferimento effettuato dal Gruppo di Lavoro delle Agenzie Ambientali (consultabile sul sito www.sintai.isprambiente.it) per alcuni macrotipi. Il database finale è composto di 4479 campioni per un totale di 920 specie. In parallelo, è stato interrogato il database relativo ai parametri fisico-chimici di qualità delle acque (si veda nello specifico il capitolo *Formazione e trasporto dei carichi in sezioni*

fluviali critiche per una descrizione del metodo di raccolta e sistematizzazione di questi dati), che contava oltre 66.500 *records* per 28 differenti parametri, per individuare le stazioni e i campionamenti in cui fossero presenti in contemporanea dati biologici e chimico-fisici. Utilizzando il *software* R versione 4.1 e successivi aggiornamenti, sono state individuate ed escluse dal database tutte le stazioni del monitoraggio biologico che non avessero una corrispondente stazione di dato chimico. A seguito di questa procedura, il database biologico risultava costituito da 4384 campioni, provenienti da 1086 stazioni di prelievo.

Si è scelto di associare al dato biologico il dato di qualità delle acque secondo il criterio seguente: sono stati presi in considerazione i dati chimici effettuati nei 3 mesi precedenti o al più tardi entro 1 mese dal campionamento biologico; nel caso in cui in questo arco temporale fossero presenti più dati, ne è stata calcolata la media. Applicando questo criterio, il set di dati biologici considerati è risultato costituito da 4157 campioni.

I siti di campionamento sono stati suddivisi nei diversi macrotipi di appartenenza previsti dal DM 209/2010. La Figura A11 riporta la mappa dell'intera area di studio con la suddivisione in sottobacini idrografici e macrotipi fluviali, che sono i seguenti:

- A1 Alpino calcareo
- A2 Alpino siliceo
- C Centrale
- M1 Mediterraneo, fiumi piccoli e molto piccoli
- M2 Mediterraneo, fiumi medi e grandi
- M3 Mediterraneo, fiumi molto grandi
- M4 Mediterraneo, fiumi medi di montagna
- M5 Mediterraneo, fiumi temporanei

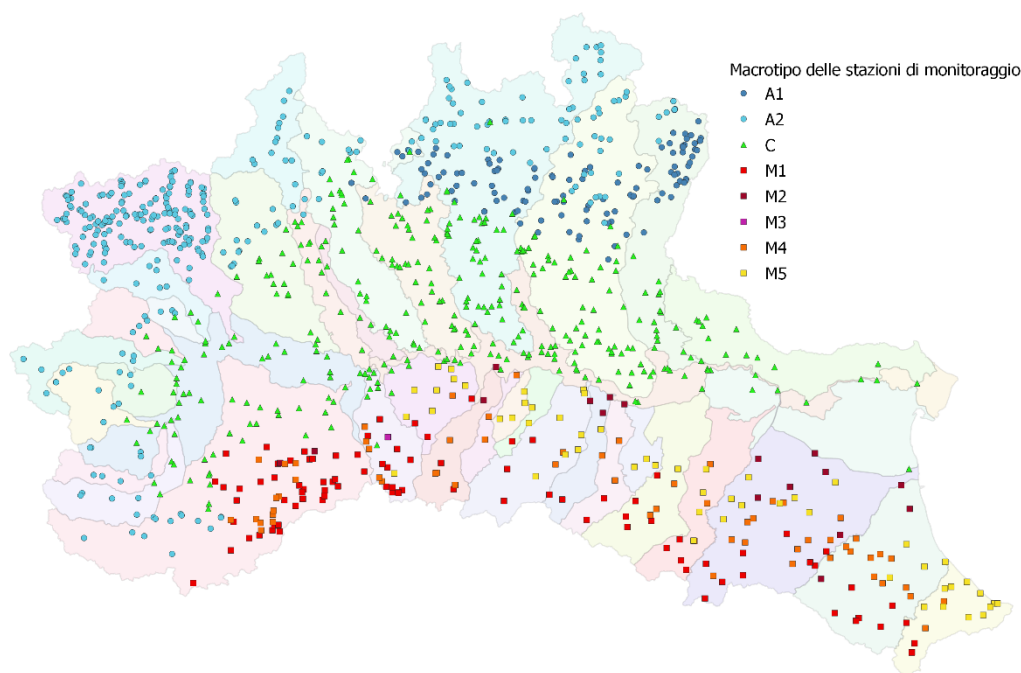


Figura A11 – Mappa del Bacino del Po con suddivisione delle stazioni nei macrotipi. Le aree in diverso colore identificano i sottobacini.

L'analisi esplorativa dei dati ha permesso di suddividere i campioni presenti nel database in relazione al macrotipo, alla stagione e alla regione di provenienza così come riportato in Tabella A19 e in Tabella A20.

Tabella A19 – Suddivisione dei campioni per macrotipo e per stagione.

stagione/macrotipo		primavera	estate	autunno	inverno	totale
A1	alpino calcareo	167	130	117	35	449
A2	alpino siliceo	359	193	415	210	1177
C	Centrale	507	495	594	101	1697
M1	mediterraneo piccoli e molto piccoli	134	108	95	8	345
M2	mediterraneo medi e grandi	14	29	12	0	55
M3	mediterraneo molto grandi	0	1	0	0	1
M4	mediterraneo medi montagna	87	91	66	7	251
M5	mediterraneo temporanei	76	56	41	9	182
Totale		1344	1103	1340	370	4157

Il macrotipo più rappresentato è quello centrale con quasi 1700 osservazioni, seguito da A2- Alpino siliceo (presente in larga misura nelle Alpi del settore occidentale, che è interamente incluso nel bacino del Po) con oltre 1000 dati. Il macrotipo alpino calcareo è

meno rappresentato, così come, nel loro complesso, i macrotipi mediterranei. Per evitare di trattare dati appartenenti a gruppi fortemente sbilanciati nel numero di osservazioni, nelle analisi successive si è optato per raggruppare in un unico insieme “M1-M4” i mediterranei perenni (identificati con “M” nei grafici seguenti), lasciando come gruppo a sé stante il mediterraneo temporaneo (M5), per la forte influenza che le variazioni di portata estreme possono esercitare sulla comunità diatomica.

Tabella A20 – Suddivisione dei campioni per Regione.

REGIONE	N campioni
EMILIA-ROMAGNA	514
LIGURIA	193
LOMBARDIA	1799
MARCHE	3
PIEMONTE	798
TOSCANA	37
TRENTO	198
VENETO	28
VALLE D’AOSTA	587

L’analisi della suddivisione dei dati per stagione ha evidenziato una buona rappresentanza di osservazioni in primavera, estate ed autunno, mentre l’inverno è meno rappresentato, come previsto dai protocolli sul campionamento degli elementi di qualità biologica. Infine, la suddivisione rispetto alle regioni evidenzia un numero molto elevato di dati per Lombardia, Piemonte e Valle d’Aosta, regioni che hanno il proprio reticolo idrografico interamente nel bacino del fiume Po.

Sistematizzazione del database qualità chimica – EQB macroinvertebrati bentonici

L’implementazione del database relativo ai macroinvertebrati bentonici per il confronto tra i dati biologici e quelli relativi alla qualità chimica delle acque è stata condotta in maniera analoga a quanto illustrato in precedenza per le diatomee. Partendo dai dati pervenuti dalle varie Agenzie Regionali per la Protezione dell’Ambiente nel corso dell’anno 2021 è stato allestito un database “biologico” nel quale, per ogni stazione e per ogni evento di monitoraggio, sono stati riportati i dati relativi all’abbondanza dei singoli taxa e anche il valore dell’indice STAR_ICMi calcolato sulla base della comunità campionata.

In totale, dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell’Ambiente sono pervenuti 10035 campioni raccolti dal 2004 al 2020, dei quali più del 92% ricade nell’intervallo temporale 2010-2019. A seguito di una prima verifica dei dati sono stati rimossi i campioni contenenti dati mancanti ottenendo quindi un database biologico con 9988 campioni, di cui 9456 (94,7%) raccolti in fiumi guadabili mediante il protocollo di campionamento multi-habitat proporzionale e 527 (5,3%) raccolti in fiumi non guadabili mediante l’utilizzo dei substrati artificiali.

Ai fini degli obiettivi e delle finalità del presente progetto si è deciso di condurre le analisi statistiche esclusivamente sui dati raccolti nei fiumi guadabili e secondo il campionamento multi-habitat proporzionale. Il database biologico finale risulta quindi composto da un totale di 9456 campioni, 245 taxa (livello sistematico misto: famiglia/genere) e 1074 stazioni di campionamento. Le motivazioni di tale scelta risiedono nel fatto che, oltre a rappresentare la porzione più rilevante per numero di osservazioni, tali dati sono stati raccolti in un range temporale e spaziale più ampio e rappresentativo dell’intera area di studio (Tabella A21; Figura A12).

Tabella A21 – Ripartizione del numero di campioni raccolti mediante il protocollo di campionamento multihabitat proporzionale nelle varie Regioni e/o Province autonome e macrotipi fluviali.

Regione e/o Provincia Autonoma	A1	A2	C	M1	M2	M4	M5	Tot
Emilia-Romagna				342	48	341	362	1093
Liguria				217		134	6	357
Lombardia	874	966	1709	42			49	3640
Marche						33		33
Piemonte		1449	1066	250	26	183		2974
Provincia Autonoma di Trento	293	46						339
Toscana				45	16	36		97
Valle d'Aosta		857						857
Veneto			66					66
							Tot	9456

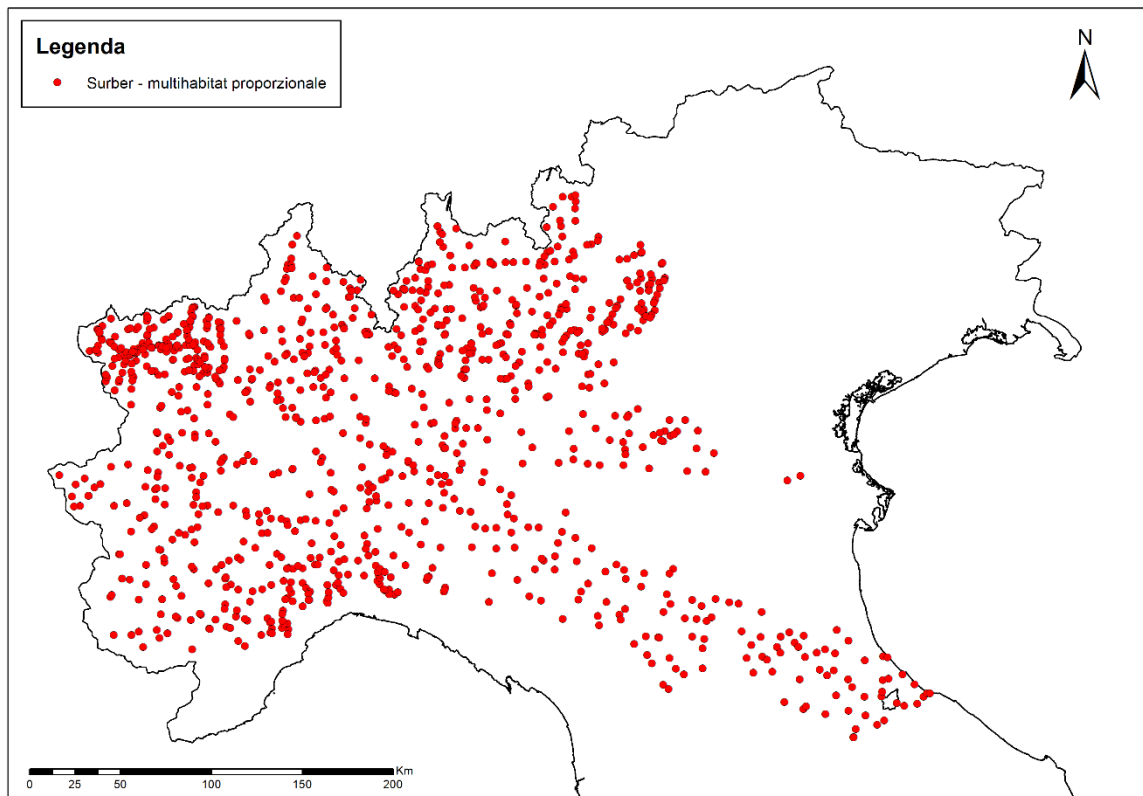


Figura A12 – Mappa con le stazioni di monitoraggio relative al metodo di campionamento multihabitat proporzionale considerate nel presente lavoro.

In linea con l'approccio seguito per le diatomee, anche per i macroinvertebrati bentonici si è deciso di associare il dato biologico (comunità macrobentonica e valore dell'indice STAR_ICMi) ai dati relativi alla qualità chimico-fisica delle acque. Mediante l'utilizzo del *software statistico R* per ogni campione biologico è stato calcolato e abbinato il valore medio dei parametri chimico-fisici misurati nella stessa stazione di monitoraggio nei tre mesi antecedenti al campionamento dei macroinvertebrati bentonici.

Analogamente a quanto osservato in precedenza con le diatomee, tale operazione ha comportato una riduzione del numero di campioni, passando da 9456 a 7841, a causa della mancanza in certi casi di dati chimici nei tre mesi antecedenti al campionamento biologico. Inoltre, al fine di ottimizzare le analisi statistiche successive, in particolar modo l'analisi di regressione tra il valore dell'indice STAR_ICMi e le concentrazioni di nutrienti, sono stati rimossi i campioni con concentrazioni di fosforo totale e azoto nitrico superiori a 10 mg/L, riducendo ulteriormente la dimensione campionaria del database. A valle di queste operazioni si è quindi ottenuto un database finale con un totale di 7652 campioni completi per i quali è stato possibile abbinare il dato biologico a quelli chimici (Figura A13).

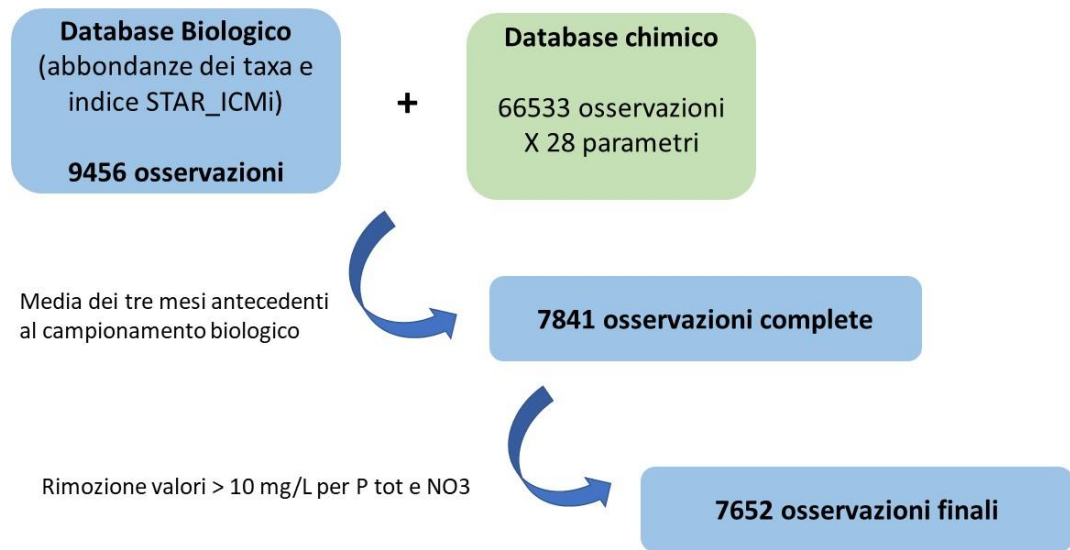


Figura A13 – Descrizione delle operazioni eseguite per abbinare il dato biologico relativo ai macroinvertebrati bentonici con quelli relativi alla qualità chimica delle acque.

Analisi di regressione tra gli indici relativi agli EQB diatomee e macroinvertebrati e la concentrazione di nutrienti

Si riassumono qui brevemente i principi a cui si ispirano le linee guida della Commissione Europea (Phillips et al., 2018) seguite in questo lavoro. Dal punto di vista ecologico, l'assunto iniziale, derivato dai classici studi di Vollenweider sui laghi (1968) è che esiste una relazione causale tra la disponibilità di nutrienti e le comunità acquatiche che può essere descritta attraverso un modello di regressione lineare. Nei fiumi, rispetto ai laghi, il grado di incertezza è maggiore perché le pressioni che agiscono sulla comunità biologica sono molteplici; per questa ragione, più che di singole concentrazioni di riferimento, occorre ragionare in termini di intervalli di concentrazioni. Dal punto di vista normativo, è bene quindi fissare un *range* di concentrazioni che possano ragionevolmente supportare lo stato ecologico buono, più che un singolo valore soglia. Considerando le linee di un'ipotetica regressione, potremmo fissare la concentrazione che supporta lo stato ecologico buono all'intersezione tra il limite biologico e quello chimico oppure sopra o sotto questo punto, ad esempio al limite superiore e inferiore del 95% di confidenza (Figura A14).

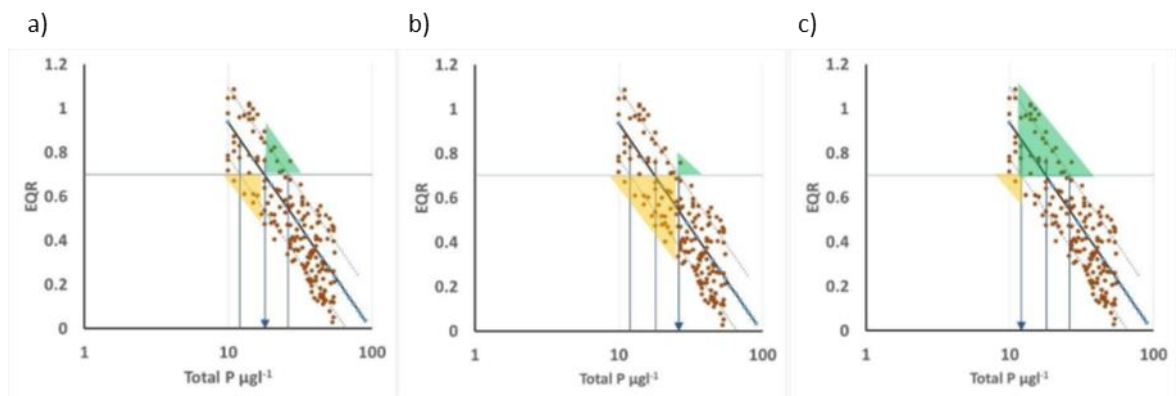


Figura A14 – Relazione ipotetica tra il fosforo totale e l'indice biologico (EQR). Le figure mostrano la linea di regressione (in grassetto), con i relativi intervalli di confidenza (linee tratteggiate). La linea orizzontale indica la soglia tra lo stato buono/moderato (pari a 0.7 in questo esempio). Le linee verticali indicano l'intersezione con la linea di regressione \pm gli intervalli di confidenza che individuano i potenziali valori soglia del fosforo. In particolare, l'intersezione con la linea di regressione (a), con il limite superiore (b) e inferiore (c) dell'intervallo di confidenza. I triangoli identificano le aree di 'mismatch', in cui, a seconda della retta usata per identificare il valore soglia, si hanno le combinazioni di 'buon dato biologico con valore moderato del fosforo' (in verde) e 'dato biologico moderato o cattivo ma buon valore del fosforo' (in giallo) (Figura 2-1 nel documento tecnico *Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status*).

Se si utilizza la linea superiore, minore sarà la probabilità di risanare il corpo idrico al livello buono, ma al tempo stesso si riduce al minimo il rischio di classificarlo ad un livello di qualità inferiore rispetto a quello reale (i.e., i casi in cui il limite del fosforo è superato mentre il valore biologico è ancora buono sono poco numerosi; Figura A14b). La linea inferiore è più cautelativa: fornisce una più elevata probabilità di risanare il corpo idrico, ma con un maggior rischio di sottostimarne la qualità ecologica (Figura A14c).

Dal punto di vista chimico, secondo questo approccio metodologico, la "pressione" è identificata genericamente come la presenza in concentrazioni eccessive del nutriente limitante. Questo presume che il nutriente limitante sia stato identificato e misurato/riassunto nel modo corretto. Anche per le acque dolci si ritiene oggi che il fosforo non sia sempre il solo elemento limitante, ma che occorra considerare anche l'azoto. Nel nostro caso, nonostante il rapporto tra azoto e fosforo sia sempre molto elevato, come evidenziato più avanti, si è preferito condurre le analisi su entrambi i nutrienti.

Per quanto riguarda la forma chimica di fosforo da considerare, non c'è una concordanza tra i diversi Paesi membri della CE: alcuni usano il fosforo totale, altri il fosforo solubile. Vengono utilizzate in molti casi le medie annuali, ma alcuni Paesi preferiscono usare il fosforo corrispondente alla stagione vegetativa. Sebbene sia talvolta necessario escludere dati corrispondenti a eventi estremi come le piene, occorre considerare che le medie

annuali sono calcolate su valori non più frequenti di quelli mensili, mentre la maggior parte del carico di nutrienti, soprattutto in bacini con elevati carichi diffusi, viene rilasciato in occasione di impulsi episodici difficilmente catturabili nei monitoraggi mensili. Quindi la scelta della metrica chimica è molto complessa e le linee guida non indicano un'unica strada. In questo studio, come specificato nella sezione relativa alla preparazione del database, si è scelto di appaiare il dato biologico al dato chimico calcolato, quando possibile, come media dei tre mesi precedenti, in modo da considerare la qualità delle acque in un arco temporale sufficientemente lungo, ma in grado di influire direttamente sulla metrica biologica. Anche sulla forma chimica di fosforo e azoto gli approcci sono diversi. Per il fosforo è utilizzato sia il *pool* totale che la sola forma solubile reattiva. In questo lavoro è stato adottato il primo perché è quello considerato nella normativa italiana e fa parte dell'indice LIMeco; è inoltre il più comunemente utilizzato nei sistemi di classificazione trofica delle acque già in uso per i laghi. Per l'azoto, vengono comunemente usati sia l'azoto totale che i nitrati, da noi selezionati perché inclusi nel LIMeco. Una volta selezionate le metriche, occorre verificare che soddisfino alcune condizioni, riassunte nella Tabella A22.

Tabella A22 – Criteri di un database ideale per l'applicazione della metodologia CE

- I dati comprendono un gradiente ampio, idealmente da elevato a scarso, se più piccolo con tanti dati attorno alla soglia di interesse
 - Le concentrazioni di nutrienti devono essere espresse come metriche riassuntive (media, mediana) anche se altre metriche come il 90°percentile possono essere appropriate in alcuni casi
 - Se si usano repliche temporali, se è necessario farlo, i dati devono essere distribuiti nei diversi anni in modo omogeneo
 - Le metriche riassuntive dovrebbero escludere eventi estremi come le piene
 - I dati biologici e chimici devono pervenire dagli stessi anni
 - I dati biologici EQR non devono essere troncati (tenere i valori >1)
 - I dati chimici inferiori ai limiti di rilevabilità dovrebbero essere pochi
- Il dataset deve comprendere come minimo 50 osservazioni

Il database qui utilizzato, composto di oltre 4000 osservazioni per le diatomee e oltre 7000 per i macroinvertebrati, risponde a tutti i criteri sopra citati ad eccezione del penultimo, in quanto alcune Regioni esprimono il valore minimo di P come " <0.05 mg/L ", che è un limite di rilevabilità molto elevato.

In una prima fase, si era scelto di utilizzare un *subset* di dati ricavato tramite una procedura di randomizzazione, attraverso la quale per ogni sito di campionamento era stato

selezionato un unico *record*, al fine di evitare l'inclusione di pseudo-repliche temporali nelle analisi. Tuttavia, questo aveva portato a una notevole riduzione delle dimensioni del *dataset*, ed a seguito di un confronto con l'Autorità di distretto, si è deciso di rivedere l'analisi in modo da poter considerare tutti i dati disponibili. Al fine di gestire correttamente le pseudo-repliche presenti nel *dataset* è stato quindi inserito un fattore random riferito al sito di campionamento. L'approccio generale continua ad essere in linea con quanto proposto dalla CE in termini di analisi di regressione, ma ai dati sono ora fittati modelli lineari misti. Questo tipo di modello permette di interpolare le rette di regressione tra nutrienti e ICMi/STAR_ICMi considerando la struttura dei dati, cioè considerando il fatto che record diversi possono essere riferiti ad uno stesso sito di campionamento (misure ripetute). Questo tipo di dato rappresenterebbe, di fatto, una pseudo-replica del campionamento, in quanto dati raccolti in corrispondenza dello stesso sito non sono tra di loro indipendenti e hanno in generale maggiore probabilità di essere correlati tra loro che non rispetto a dati raccolti in altri siti. I modelli lineari misti permettono invece di inserire l'effetto del sito di campionamento come fattore random, in quanto esso permette di tenere conto della variabilità associata al sito e l'interesse non è, come invece avviene per gli effetti fissi, verso la relazione tra indice (o nutrienti) e sito.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- AdBPo, 2016. Aree sensibili e bacini drenanti nel distretto idrografico del fiume Po. Ipotesi di modifica dal criterio abbattimenti in percentuale (art. 5 comma 4 Direttiva 91/271/CEE) al criterio limiti tabellari (art. 5 commi 2 e 3 Direttiva 91/271/CEE). Relazione definitiva. A cura di Autorità di Bacino del Fiume Po
- Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., Williams J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 34: 73-89
- Asman W.A., 1998. Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment* 32: 415-421
- Barone L., Pilotti M., Valerio G., Balistocchi M., Milanese L., Chapra S.C., Nizzoli D., 2019. Analysis of the residual nutrient load from a combined sewer system in a watershed of a deep Italian lake. *Journal of Hydrology* 571: 202–213
- Bertanza G., Boiocchi R., 2022. Interpreting per capita loads of organic matter and nutrients in municipal wastewater: A study on 168 Italian agglomerations. *Science of the Total Environment* 819: 153236
- Blanchet F.G., Legendre P., Borcard D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623-2632
- Borcard D., Gillet F., Legendre P., 2011. *Numerical Ecology with R (Use R!)*. Springer-Verlag New York
- Boyer E., Goodale C., Jaworski N., Howarth R. W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 137- 169
- Bussink D.W. & Oenema O., 1998. Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 19-33
- Carlsson G., Huss-Danell K., 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253: 353–372
- Castaldelli G., Vincenzi F., Fano E.A., Soana E., 2020. In search for the missing nitrogen: closing the budget to assess the role of denitrification in agricultural watersheds. *Applied Sciences* 10: 2136
- Cordell D., Drangert J.O., White S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19 292-305
- Crovetto G.M., Sandrucci A., 2010. *Allevamento animale e riflessi ambientali*. Vol. 78: Fondazione Iniziative Zooprofilattiche e Zootecniche, Brescia
- Down C, Comber S, 2022. The impact of diet on wastewater treatment works phosphorus loading. *Environmental Technology* 20: 1–12
- Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators* 48: 396-407
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Galloway J.N., Peterson B.J., Boyer E.W., 2004. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry* 68: 71–105
- Herridge D.F., Peoples M.B., Boddey R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil* 311: 1–18
- Hofstra N., Bouwman A.F., 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 267-278
- Hong B., Swaney D.P., Mörth C.-M., Smedberg E., Hägg H. E., Humborg C., 2011. NANI/NAPI Calculator Toolbox Version 2.0. Report: Net Anthropogenic Nutrient Inputs in Baltic Sea Catchments. 99 p.
- Husson F., Josse J., Le S., Mazet J., 2020. *FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining*. Version 2.4
- Jones D.B., 1941. Factors for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of protein. United States Department of Agriculture, Circular No. 183. Slightly revised edition 1941 (Original version 1931).
- Kirchmann H., Pettersson S. 1994. Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer research*, 40: 149-154
- Laini A., Bolpagni R., Cancellario T., Guareschi S., Racchetti E., Viaroli P., 2018. Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. *Ecological Indicators* 90: 47–53
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J., 2014. 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environmental Research Letters* 9: 105011

- Liu C., Watanabe M., Wang Q., 2008. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 80: 19-37
- Malagó A., Bouraoui F., Pastori M., Gelati E., 2019. Modelling nitrate reduction strategies from diffuse sources in the Po River basin. *Water* 11: 1030
- Mancini L, Sollazzo C., 2009. Metodi per la valutazione dello stato ecologico delle acque: comunità diatomica. Rapporto ISTISAN 9/19. 39 pp
- Meng C., Liu H., Li Y., Wang Y., Li X., Shen J., ... Wu J., 2021. Influences of the landscape pattern on riverine nitrogen exports derived from legacy sources in subtropical agricultural catchments. *Biogeochemistry* 152: 161-177
- Meybeck M., Moatar F., 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes* 26: 1188-1207
- Mihelcic J.R., Fry L.M., Shaw R., 2011. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere* 84: 832-839
- Misselbrook T.H., Smith K.A., Jackson D.R., Gilhespy S.L., 2004. Ammonia emissions from irrigation of dilute pig slurries. *Biosystems Engineering* 89: 473-484
- Moatar F., Meybeck M., 2005. Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire. *Hydrological Processes: An International Journal* 19: 429-444
- Morée A.L., Beusen A.H.W., Bouwman A.F., Willems W.J., 2013. Exploring global nitrogen and phosphorus flows in urban wastes during the twentieth century. *Global Biogeochemical Cycles* 27: 836-846
- Nava V., Patelli M., Rotiroti M., Leoni B., 2019. An R package for estimating river compound load using different methods. *Environmental Modelling & Software* 117: 100-108
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R., Williams J.R., 2011. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation-Version 2009, Technical Report No. 406. Texas Water Resources Institute. Texas A&M University System, Texas, USA
- Nicolaisen M.H., Risgaard-Petersen N., Revsbech N.P., Reichardt W., Ramsing N.B., 2004. Nitrification-denitrification dynamics and community structure of ammonia oxidizing bacteria in a high yield irrigated Philippine rice field. *FEMS Microbiology Ecology* 49: 359-369
- Oksanen F.J., et al. (2017) *Vegan: Community Ecology Package*. R package Version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Phillips G., Kelly M., Teixeira H., Salas F., Free G., Leujak W. et al., 2018. Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status. EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg 2018
- Pilotti M., Barone L., Balistrocchi M., Valerio G., Milanese L., Nizzoli D., 2021. Nutrient delivery efficiency of a combined sewer along a lake challenged by incipient eutrophication. *Water Research* 190: 116727
- Pulighe G., Lupia F., Chen H., Yin H., 2021. Modeling climate change impacts on water balance of a Mediterranean watershed using SWAT+. *Hydrology* 8: 157
- Raymond S., Moatar F., Meybeck M., Bustillo V., 2013. Choosing methods for estimating dissolved and particulate riverine fluxes from monthly sampling. *Hydrological Sciences Journal*, 58: 1326-1339
- Russell M.J., Weller D.E., Jordan T.E., Sigwart K.J., Sullivan K.J., 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry* 88: 285-304
- Salerno F., Gaetano V., Gianni T., 2018. Urbanization and climate change impacts on surface water quality: Enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. *Water Research* 144: 491-502
- Smil V., 1999. Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 647-662
- Smit A.L., Bindraban P.S., Schröder J.J., Conijn J.G., Van der Meer H.G., 2009. Phosphorus in agriculture: global resources, trends and developments: report to the Steering Committee Technology Assessment of the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality, The Netherlands, and in collaboration with the Nutrient Flow Task Group (NFTG), supported by DPRN (Development Policy review Network) (No. 282). Plant Research International
- van der Weerden T.J., Jarvis S.C., 1997. Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution* 95: 205-211
- Vitosh M.L., 2006. *NPK Fertilizers*, Michigan University Press, Michigan.
- Vollenweider R.A., 1968. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. Technical Report DAS/CS 1/68.27. 250 pp.

- Wind T., 2007. The role of detergents in the phosphate-balance of European surface waters. E-Water-European Water Association (EWA). Available from: http://www.ewa-online.eu/tl_files/_media/content/documents_pdf/Publications/E-WATER/documents/25_2007_03.pdf
- Xiccato G., Schiavon S., Gallo L., Bailoni L., Bittante G., 2005. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. *Italian Journal of Animal Science* 4: 103-111
- Zhang Y., Chen D., Zhang J., Edis R., Chun-Sheng H., An-Ning Z., 2004. Ammonia volatilization and denitrification losses from an irrigated maize–wheat rotation field in the North China Plain. *Pedosphere* 14: 533-540.

ALLEGATO B

VARIAZIONE TEMPORALE DEI CARICHI IN SOTTOBACINI CAMPIONE

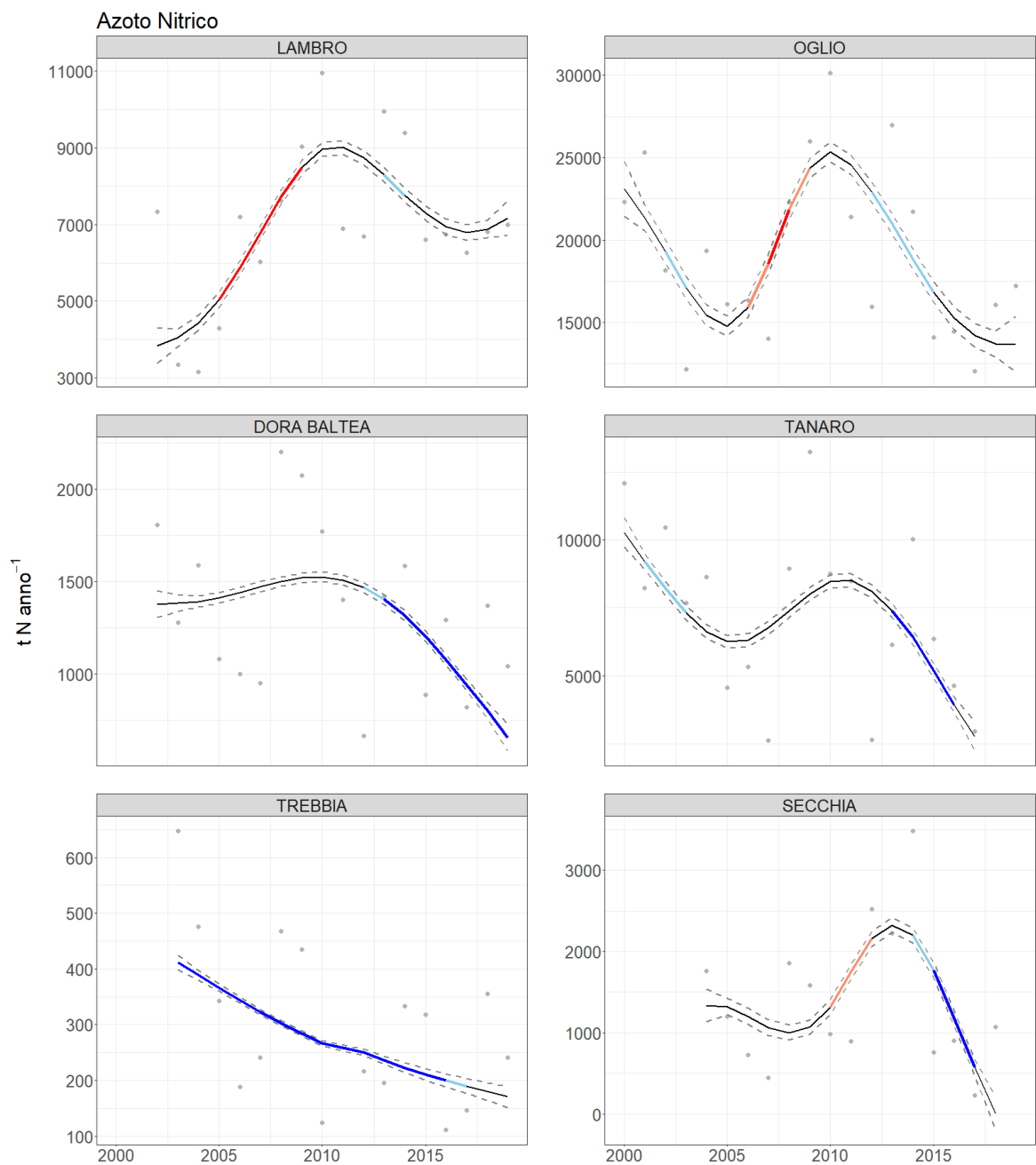


Figura B1 – Andamenti temporali dei carichi annuali di azoto nitrico nel periodo 2000-2019. Sono colorate le variazioni significative. Le tonalità fredde indicano un aumento (in azzurro $p < 0.05$, in blu $p < 0.01$), mentre le tonalità calde indicano una diminuzione (salmone $p < 0.05$, rossa $p < 0.01$).

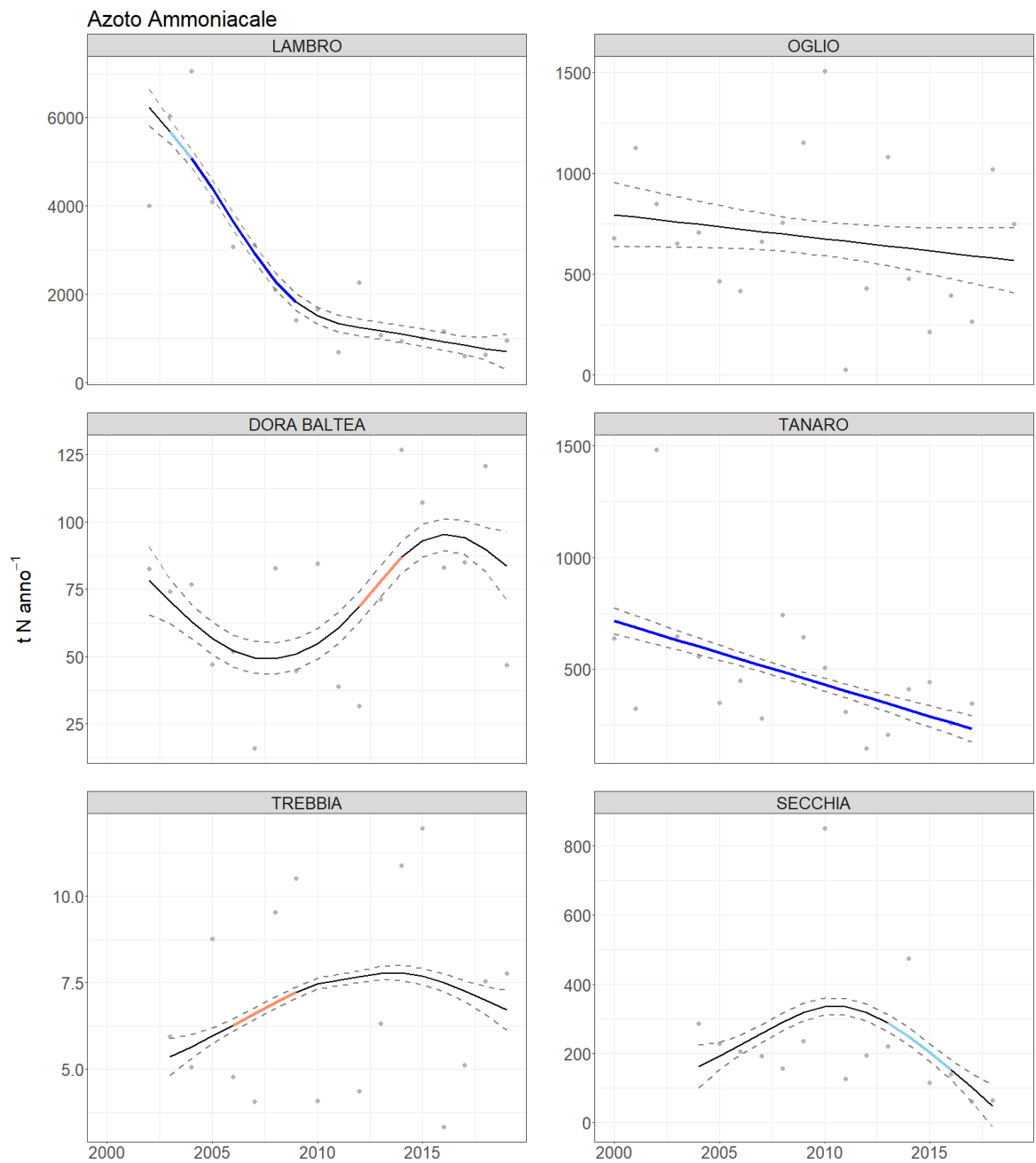


Figura B2 – Andamenti temporale dei carichi annuali di azoto ammoniacale nel periodo 2000-2019. Sono colorate le variazioni significative. Le tonalità fredde indicano un aumento (in azzurro p<0.05, in blu p<0.01), mentre le tonalità calde indicano una diminuzione (salmone p<0.05, rossa p<0.01).

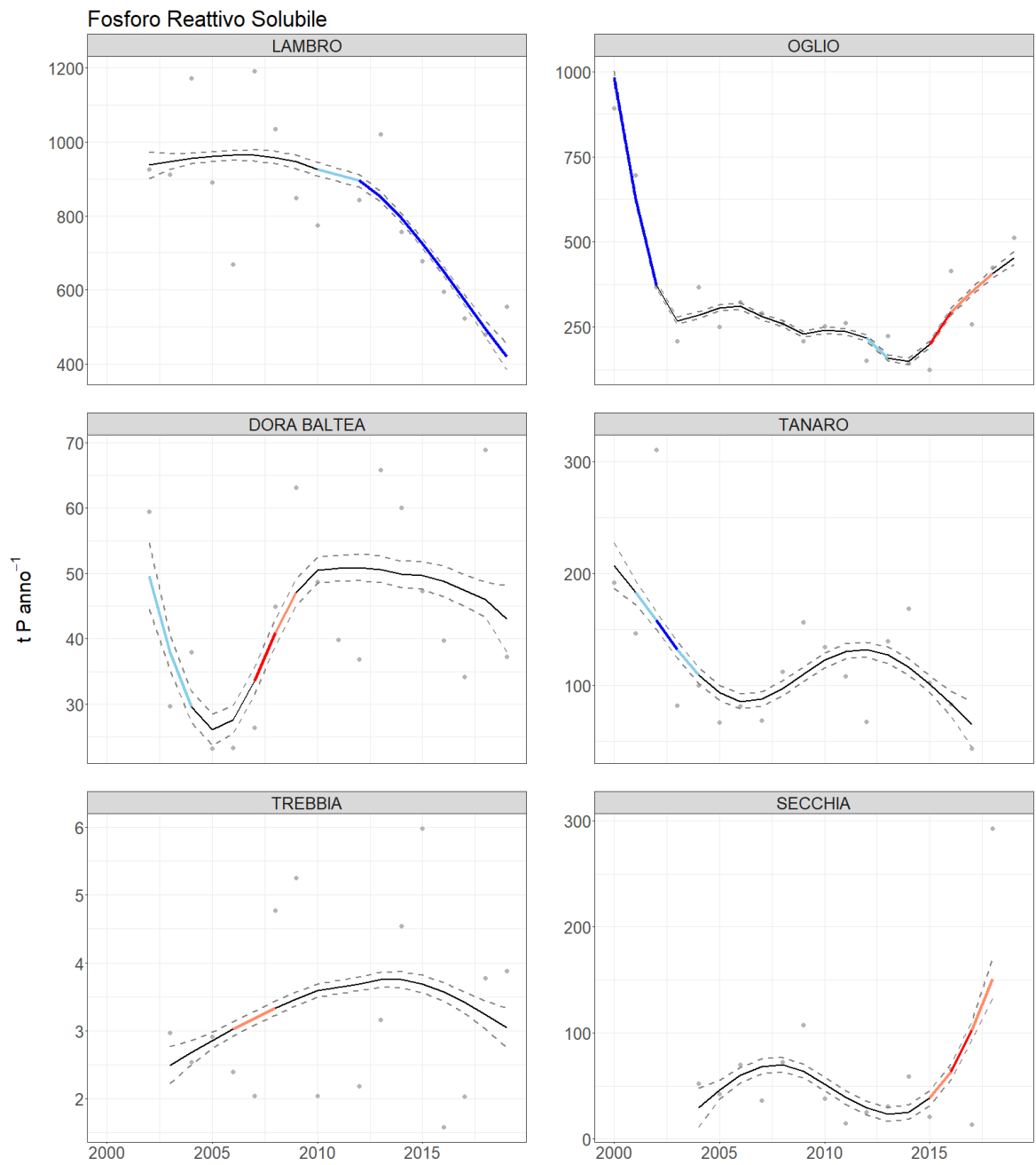


Figura B4 – Andamenti temporali dei carichi annuali di fosforo reattivo solubile nel periodo 2000-2019. Sono colorate le variazioni significative. Le tonalità fredde indicano un aumento (in azzurro p<0.05, in blu p<0.01), mentre le tonalità calde indicano una diminuzione (salmone p<0.05, rossa p<0.01).

ALLEGATO C

SCHEDE MONOGRAFICHE RELATIVE ALLE PREFERENZE ECOLOGICHE DELLE SPECIE DI DIATOMEE PIÙ SIGNIFICATIVE

GENERE *Achnanthydium*

Il genere *Achnanthydium* è rappresentato da specie piuttosto sensibili rispetto alle concentrazioni di fosforo totale e azoto nitrico presenti nella colonna d'acqua. In generale, dalla Figura C1 si osserva infatti come la maggior parte delle specie selezionate presentino optima di tolleranza al fosforo minori di 0.03 mg l⁻¹ ed inferiori a 0.7 mg l⁻¹ per quanto riguarda l'azoto nitrico. Da notare come siano presenti alcune eccezioni, discusse nelle sezioni successive.

Achnanthydium minutissimum e *A. pyrenaicum* risultano essere di gran lunga le specie più frequenti, rinvenute in più della metà dei campioni analizzati. Queste specie presentano optima per il fosforo totale piuttosto bassi e mediamente bassi in termini di azoto nitrico; i range di tolleranza sono inferiori per quanto riguarda il fosforo totale, leggermente più ampi in termini di azoto nitrico, il che le configura come buoni indicatori ecologici. *Achnanthydium lineare*, terza specie più frequente nel dataset, presenta invece un range di tolleranza ai nutrienti molto più basso rispetto alle specie sopra citate con un optimum che si attesta intorno a 0.012 mg l⁻¹ di fosforo totale. In termini di azoto nitrico, *A. lineare* presenta un optimum di 0.30 mg l⁻¹, uno dei valori più bassi rinvenuti nell'intero database; anche in termini di range di tolleranza questa specie presenta uno dei valori più bassi osservati. *A. lineare* si configura pertanto come un ottimo indicatore ecologico di acque oligotrofiche.

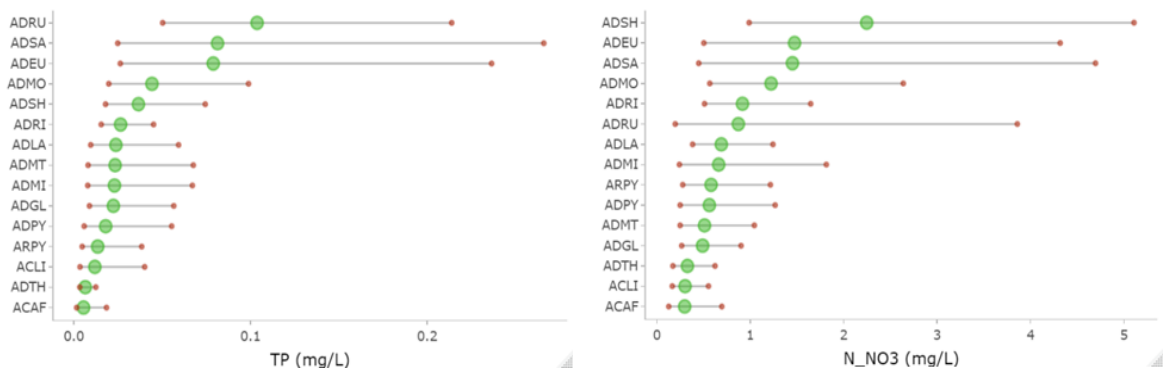


Figura C1 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Achnanthydium*. ACAF=*A. affine*; ADTH=*A. thiennemannii*; ACLI= *A. lineare*; ARPY= *A. rostrropyrenaicum*; ADPY= *A. pyrenaicum*; ADGL= *A. gracillimum*; ADMI= *A. minutissimum*; ADMT= *A. minutissimum* forma teratologica; ADLA= *A. latecephalum*; ADRI= *A. rivulare*; ADSh= *A. subhudsonis*; ADMO= *A. delmontii*; ADEU= *A. eutrophilum*; ADSA= *A. saprophilum*; ADRU= *A. druartii*.

Tra le specie più sensibili alla concentrazione di fosforo totale e azoto nitrico nell'intero database ritroviamo *Achnanthydium affine*, *A. gracillimum* e *A. thiennemannii*. Queste ultime, in particolare, sono state oggetto di una recente revisione tassonomica, che ha messo in luce i criteri morfologici e morfometrici che ne permettono una corretta identificazione (Jüttner et al., 2023). L'identificazione di tali specie risulta infatti difficoltosa a causa delle ridotte dimensioni che le caratterizzano e la scarsa visibilità di alcuni caratteri sistematici. Per questo motivo, come evidenziato in Jüttner et al. (2023) si pensa che la presenza di queste specie sia al momento sottostimata nei corsi d'acqua europei. Tuttavia, sia *A. thiennemannii* sia *A. gracillimum* risultano, secondo i dati di letteratura, legate a corsi d'acqua montani caratterizzati da un impatto antropico pressoché nullo e particolarmente oligotrofici. I risultati ottenuti dal nostro studio confermano queste osservazioni, sia in termini di optima che in termini di range di tolleranza ai nutrienti e sottolineano l'importanza di una corretta identificazione di queste due specie che sono da considerare ottimi indicatori ecologici in corsi d'acqua oligotrofici.

All'interno del genere *Achnanthydium*, le specie che risultano maggiormente tolleranti alle concentrazioni di nutrienti sono *A. saprophilum* e *A. eutrophilum* a cui si aggiungono *A. druarti* per quanto riguarda il fosforo totale e *A. subhudsonis* per l'azoto nitrico. Nel caso di queste specie, il range di tolleranza risulta sempre significativamente ampio, caratteristica che da un lato le rende scarsamente affidabili in termini di bioindicazione, ma che è una prerogativa delle specie a carattere invasivo. *Achnanthydium druartii* e *A. subhudsonis*, infatti, sono considerate da molti autori specie alloctone a carattere invasivo, in grado di proliferare in ambienti particolarmente impattati non solo dal punto di vista chimico, ma anche idromorfologico. Poche sono le informazioni presenti in letteratura sull'autecologia di queste due specie, dato confermato dall'assenza di valori di sensibilità e affidabilità per il calcolo di numerosi indici diatomici, compreso l'indice TI. Questa assenza fa sì che entrambe le specie non vengano considerate per il calcolo dell'indice TI e di conseguenza siano escluse anche dall'ICMi, nonostante queste offrano preziose informazioni per la valutazione dello stato ecologico.

Altre due interessanti specie appartenenti al genere *Achnanthydium*, poiché considerate potenzialmente invasive sono *A. rivulare* e *A. delmontii*. Quest'ultima in particolare è stata rinvenuta per la prima volta in Italia nel 2013 in alcuni corsi d'acqua liguri. Da allora questa specie ha iniziato ad ampliare il suo range di distribuzione, colonizzando numerosi corsi

d'acqua della regione fino ad espandersi in diverse zone del Bacino del Po, ed in particolare in Lombardia. *Achnanthydium delmontii* è una specie in grado di proliferare abbondantemente all'interno della comunità, diventando dominante in molti casi a discapito di specie autoctone più sensibili. *Achnanthydium rivulare* risulta più sensibile rispetto a *Achnanthydium delmontii* sia in termini di fosforo totale che di azoto nitrico. Il range di tolleranza di *A. delmontii* in particolare per quanto riguarda l'azoto nitrico è particolarmente ampio.

GENERE *Amphora*

L'unica specie risultata significativa appartenente a questo genere è *Amphora pediculus*, rinvenuta in quasi la metà dei campioni considerati. Questa specie presenta un optimum per il fosforo totale mediamente basso (0.075 mg l^{-1}) ed un range di tolleranza mediamente ampio che la identifica come un buon indicatore ecologico (Figura C2). In termini di azoto nitrico, l'optimum di *A. pediculus* risulta 1.78 mg l^{-1} , con un range di tolleranza significativamente ampio, il che la classifica come una specie scarsamente affidabile per quanto riguarda la concentrazione di questo nutriente. Questi risultati, uniti al giudizio esperto, fanno sì che *A. pediculus* possa essere considerata indicatrice di uno stato ecologico buono (mesotrofico), tuttavia scarsamente affidabile in termini di bioindicazione.

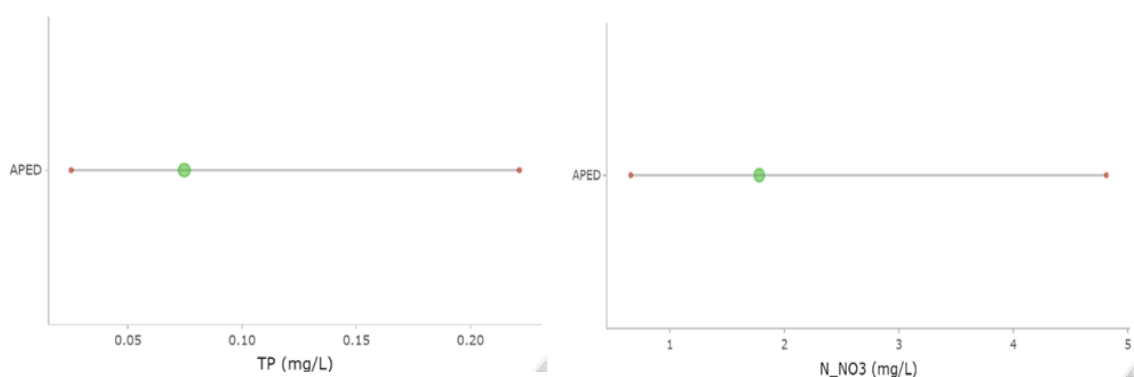


Figura C2 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Amphora*. APED=*A. pediculus*.

GENERE *Cymbella*

Per quanto riguarda il genere *Cymbella* (Figura C3), quattro specie sono risultate statisticamente significative a seguito del test ISA e presentano una frequenza superiore al

5% dei campioni analizzati; una quinta specie, *Cymbella tropica*, è invece considerata da molti autori come specie alloctona: è stata pertanto presa in considerazione nel calcolo degli optima pur essendo stata rinvenuta solo in 32 campioni. Tra le specie prese in esame quella più tollerante ad entrambi i nutrienti è *Cymbella tumida* (valore massimo tollerato per il fosforo totale= 0.106 mg l⁻¹; per l'azoto nitrico= 2.27mg l⁻¹) con un range significativamente ampio che denota una scarsa affidabilità in termini di bioindicazione. Al contrario, la specie più sensibile è *Cymbella excisiformis*, che presenta un optimum per il fosforo totale pari a 0.012mg l⁻¹, per l'azoto nitrico 0.32mg l⁻¹ e presenta un range ecologico piuttosto stretto. *Cymbella tropica* risulta una specie moderatamente tollerante, in grado di proliferare con concentrazioni di fosforo totale che oscillano tra 0.016 e 0.064 mg l⁻¹ e azoto nitrico compreso tra 0.41 e 1.42 mg l⁻¹; lo scarso numero di campioni sulla base del quale sono stati calcolati gli optima fa sì, però, che l'affidabilità del dato sia piuttosto bassa. Saranno necessari ulteriori studi futuri per poter affinare i risultati ottenuti.

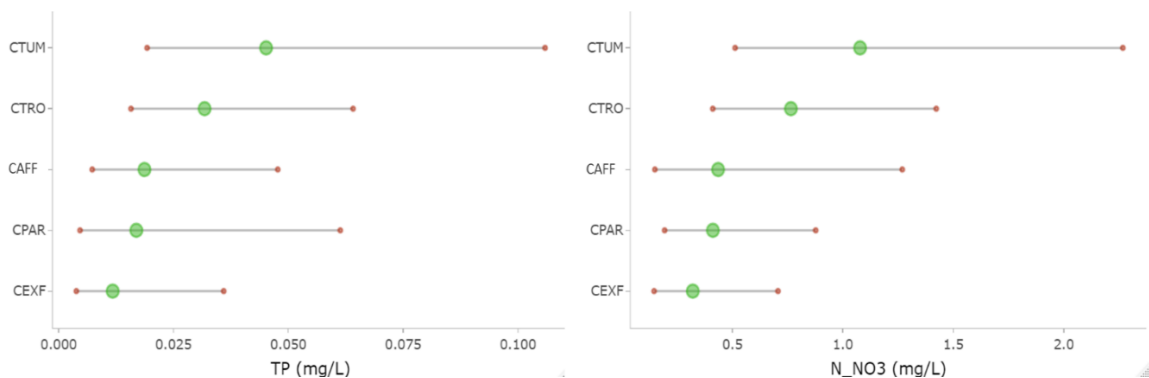


Figura C3 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Cymbella*. CEXF= *C. excisiformis*; CPAR= *C. parva*; CAFF= *C. affinis*; CTRO= *C. tropica*; CTUM= *C. tumida*.

GENERE *Cocconeis*

Il genere *Cocconeis*, ampiamente diffuso in tutti i corsi d'acqua italiani, è composto da specie epifitiche. In particolare, fino a qualche anno fa, la principale specie di questo genere era considerata *Cocconeis placentula* s.l., a cui facevano capo numerose varietà. A seguito di una minuziosa revisione tassonomica che ha messo in luce criteri morfologici piuttosto chiari e definiti per l'identificazione, le varietà afferenti a tale complesso sono state elevate a livello di specie. Ne consegue che, mentre fino a qualche anno fa la specie *Cocconeis*

placentula s.l. e relative varietà avevano poco valore in termini di affidabilità ecologica come bioindicatori, un utilizzo di criteri tassonomici più fini ha permesso l'individuazione di differenze anche in termini di preferenze ecologiche delle specie afferenti a questo complesso. In questo senso, dai risultati ottenuti dal nostro studio (Figura C4) si evince che la specie che presenta un optimum minore in termini di fosforo totale è *Cocconeis pseudolineata*, seguita da *C. lineata* e *C. euglypta*, tutte e tre con optima <0.07 mg l⁻¹; *C. placentula* s.s. si rivela la più tollerante, con un optimum pari a 0.097 mg l⁻¹ di fosforo totale. Si può osservare come il range di tolleranza al fosforo totale segua lo stesso andamento, definendo dunque *C. placentula* s.s. un indicatore ecologico solo sufficiente. Un pattern simile si osserva per l'azoto nitrico, per il quale le specie più sensibili e con un range di tolleranza minore sono *C. lineata* e *C. pseudolineata*. Sono più tolleranti e meno selettive rispetto a questo parametro invece *C. euglypta* e *C. placentula* s.s. In questo caso, è possibile che la più ampia nicchia ecologica attribuita a *C. placentula* s.s. sia la conseguenza dalla recente risoluzione del complesso; in altri termini, i dati relativi a questa specie, specialmente quelli meno recenti, potrebbero fare riferimento al complesso di specie in senso lato, più che alla specie *C. placentula* in senso stretto.

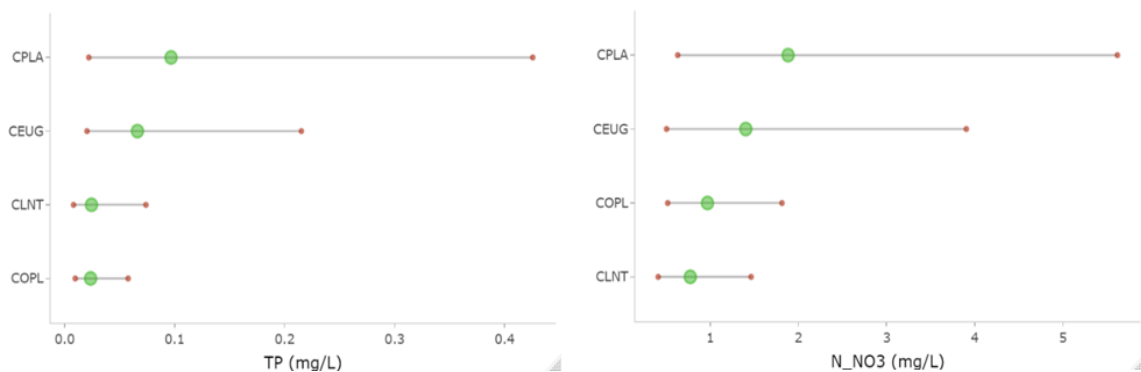


Figura C4 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Cocconeis*. COPL= *C. pseudolineata*; CLNT= *C. lineata*; CEUG= *C. euglypta*; CPLA= *C. placentula*.

GENERE *Diademsis*

Tra le specie di particolare interesse, spicca *Diademsis confervacea*, individuata da Coste & Ector (2000). tra le specie potenzialmente alloctone per l'Europa. Considerata una diatomea originaria delle regioni tropicali che prolifera in corsi d'acqua ricchi di sostanza organica, attualmente è presente in molte regioni temperate e può essere considerata una specie cosmopolita. Spesso rinvenuta a valle degli scarichi di giardini botanici o vivai che

ospitano flora alloctona, viene spesso associata ad acque con temperatura piuttosto elevata. I risultati ottenuti nell'ambito del presente progetto (Figura C5) identificano *D. confervacea* come una specie che predilige acque con concentrazioni mediamente basse di fosforo totale (optimum = 0.042 mg l⁻¹; valore massimo tollerato= 0.127 mg l⁻¹), ma in grado di tollerare valori significativamente elevati di azoto nitrico con punte massime fino a 5.30 mg l⁻¹ (optimum = 2.36 mg l⁻¹). Attualmente il calcolo degli optima per questa specie si basa su un numero esiguo di campioni, sarà necessario includere nel database nuove osservazioni per avere una maggiore affidabilità del risultato. Nessuna specie appartenente a questo genere è risultata significativa a seguito dell'Indicator Species Analysis.

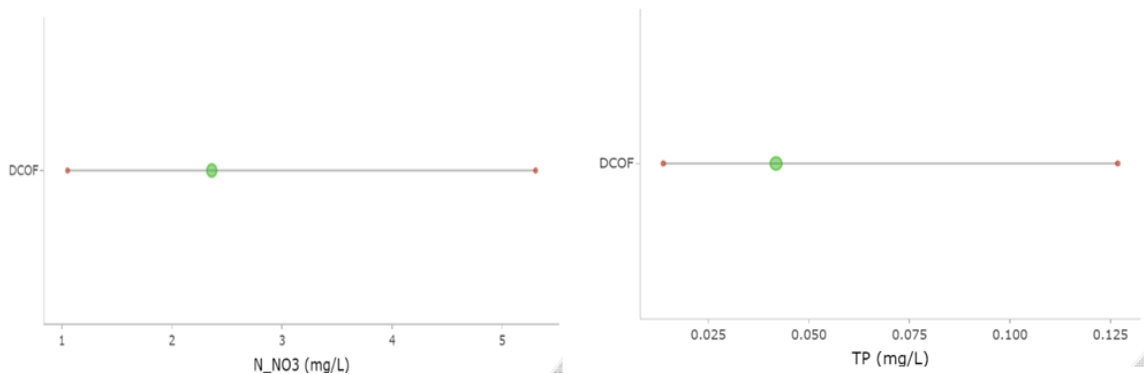


Figura C5 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Diadomesmia*. DCOF= *D. confervacea*.

GENERE *Didymosphenia*

Negli ultimi anni è aumentata la preoccupazione nei confronti della diatomea *Didymosphenia geminata*, la quale sta manifestando un comportamento invasivo all'interno degli emisferi boreale ed australe, impattando gli ecosistemi fluviali mediante la formazione di spesse coperture in alveo. Fino al 2000 *D. geminata* aveva manifestato alcune crescite massive solo in Gran Bretagna e in Scandinavia e molti ricercatori ritenevano improbabile una sua espansione al di fuori di quest'areale. Tuttavia, nel 2009, Blanco & Ector riconoscono quest'alga come una delle specie invasive più pericolose per gli ambienti lotici. *D. geminata* è in grado di produrre peduncoli molto lunghi che conferiscono agli individui un vantaggio competitivo, permettendole di ergersi al di sopra delle altre diatomee ricevendo un maggiore apporto luminoso. Nei periodi di *bloom*, le colonie sono

in grado di ricoprire completamente i ciottoli di un intero letto fluviale modificandone gli habitat, con conseguenze sugli organismi che li colonizzano. *D. geminata* è una specie che predilige acque fredde, profondità comprese tra 10 cm e 1.5⁻² m, valori di pH che variano da 7 a 8.5 e ossigeno disciolto molto elevato. È considerata indicatrice di acque oligotrofiche ed è sensibile all'inquinamento: da letteratura, sembra non riesca a crescere quando la concentrazione di fosforo organico è > 20 µg l⁻¹, poco si sa delle fonti di azoto utilizzate, ma pare utilizzare forme organiche. Nel bacino del Po, *D. geminata* presenta un optimum per il fosforo totale pari a 0.019 mg l⁻¹ ed un massimo tollerato pari a 0.047 mg l⁻¹ (Figura C6)

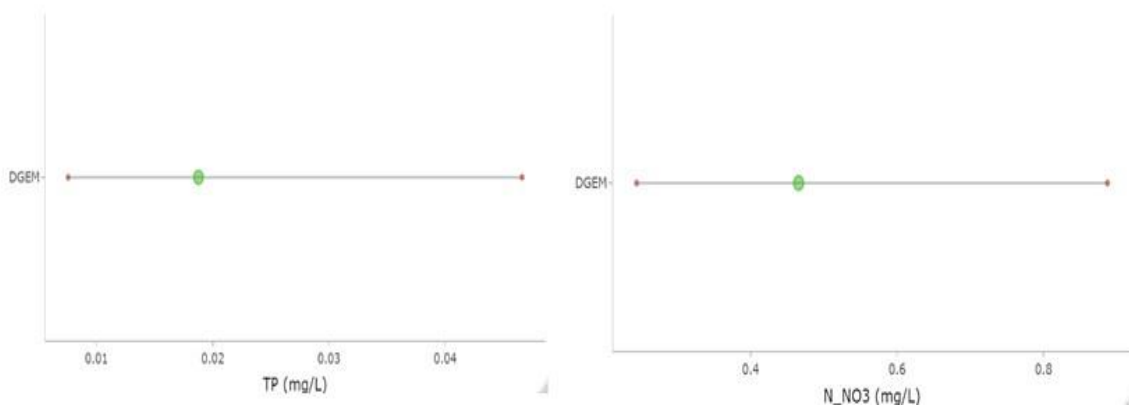


Figura C6 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Didymosphenia*. DGEM= *D. geminata*.

In termini di azoto nitrico, questa specie presenta un optimum pari a 0.47 mg l⁻¹, con un valore massimo tollerato pari al doppio (Figura C6). Nessuna specie appartenente a questo genere è risultata significativa a seguito dell'Indicator Species Analysis.

GENERE *Encyonema*

Le specie appartenenti a questo genere, risultate significative a seguito dell'ISA sono tutte piuttosto sensibili per quanto riguarda le concentrazioni di fosforo totale: in particolare, *Encyonema minutum*, *E. silesiacum* e *E. ventricosum* presentano optima inferiori a 0.03 mg l⁻¹ (Figura C7). Queste stesse specie risultano invece maggiormente tolleranti rispetto all'azoto nitrico. A conferma delle osservazioni provenienti dalla letteratura, *E. ventricosum*

sembra essere la specie maggiormente tollerante, con un optimum pari a 0.76 mg l⁻¹ ed un massimo tollerato pari a 1.73 mg l⁻¹ (Figura C7).

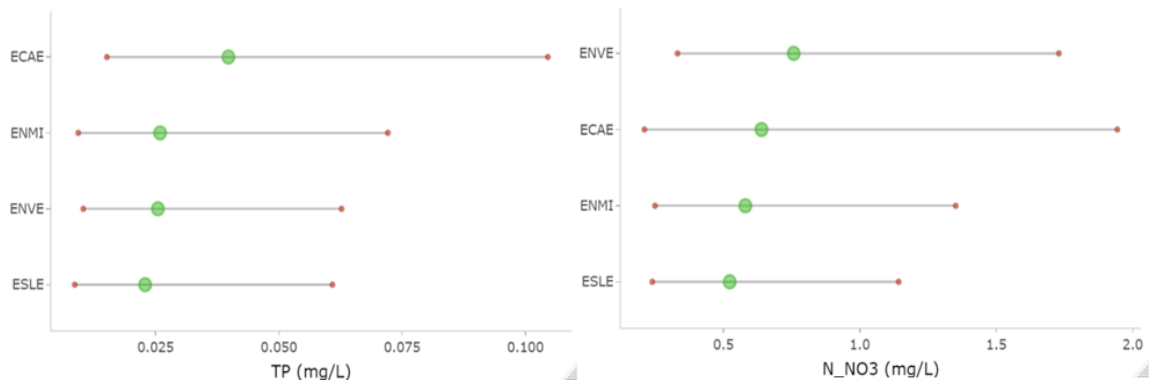


Figura C7 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Encyonema*. ESLE= *E. silesiacum*; ENVE= *E. ventricosum*; ENMI= *E. minutum*; ECAE= *E. caespitosum*.

GENERE *Encyonopsis*

I risultati ottenuti per il genere *Encyonopsis* appaiono particolarmente utili, vista la recente ridefinizione dei criteri tassonomici che permettono l'identificazione delle specie appartenenti a questo genere. Tuttavia, è interessante notare come le tre specie risultate significative dall'Indicator Species Analysis abbiano preferenze simili per quanto riguarda i nutrienti in esame. Nel dettaglio, tutte e tre le specie (*E. microcephala*, *E. minuta* ed *E. subminuta*) risultano essere tra le più sensibili dell'intero dataset alle concentrazioni di azoto nitrico, con un optimum che varia da 0.30 a 0.35 mg l⁻¹, ma anche al fosforo totale con un optimum <0.020 mg l⁻¹ (Figura C8).

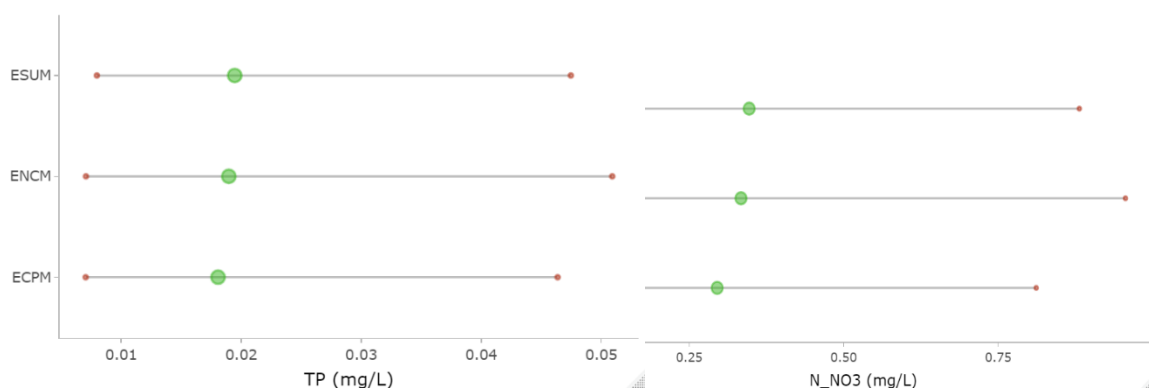


Figura C8 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Encyonopsis*. ECPM= *E. minuta*; ENCM= *E. microcephala*; ESUM= *E. subminuta*.

GENERE *Eolimna*

Tra le specie appartenenti a questo genere, *Eolimna comperei* viene considerata una specie alloctona a carattere invasivo (Coste & Ector, 2000). I risultati ottenuti nel presente progetto di ricerca (Figura C9) evidenziano come questa specie prediliga un optimum di fosforo totale mediamente basso (0.071 mg l^{-1}) con un range di tolleranza abbastanza ristretto. Per quanto riguarda l'azoto nitrico, invece, il valore di optimum è mediamente alto ed il range tollerato ampio. Nessuna specie appartenente a questo genere è risultata significativa a seguito dell'Indicator Species Analysis.

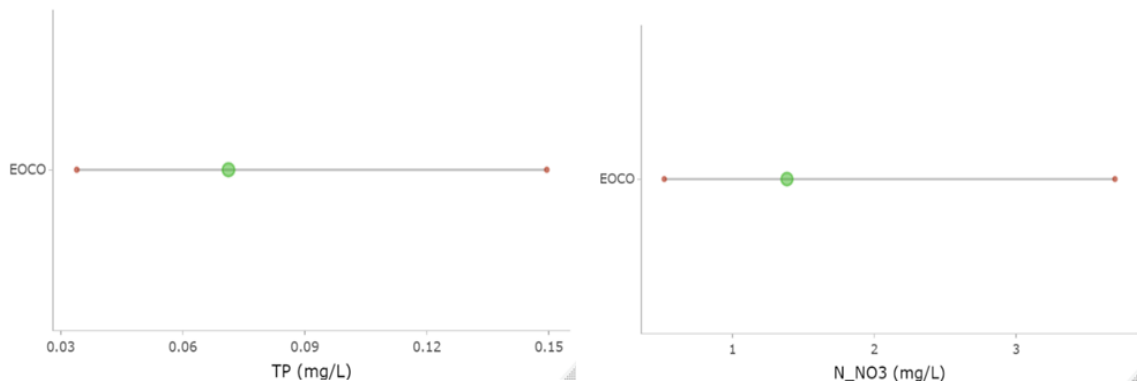


Figura C9 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Eolimna*. EOCO= *E. comperei*.

GENERE *Fragilaria*

Tra le *Fragilaria* messe in luce attraverso l'analisi ISA, *Fragilaria arcus* risulta la più sensibile alla concentrazione di nutrienti, confermando quanto già noto in letteratura (Figura C10). Per quanto riguarda le altre specie, ed in particolare *F. gracilis*, *F. rumpens* e *F. pectinalis*, i risultati ottenuti non possono essere considerati affidabili poiché molte delle specie inserite nel dataset sono in realtà dei complessi di specie. Solo recentemente, infatti, sono stati definiti i criteri morfologici e morfometrici per poter identificare correttamente queste specie all'interno dei vari complessi (Van de Vijver et al., 2022a; b). Solo in futuro, quando tali criteri verranno recepiti, sarà possibile ottenere dei risultati affidabili per il calcolo degli optima.

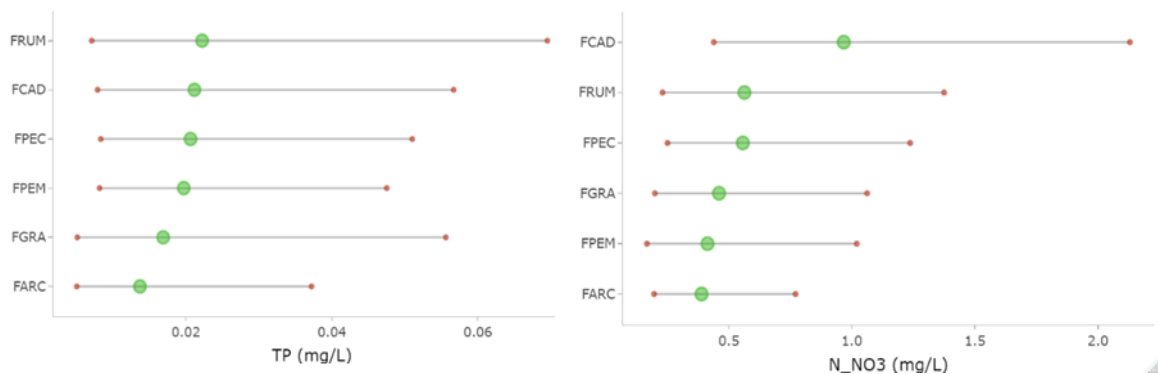


Figura C10 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Fragilaria*. FARC= *F. arcus*; FGRA= *F. gracilis*; FPEM= *F. perminuta*; FCAD= *F. candidagilae*; FRUM= *F. rumpens*.

GENERE *Gomphonema*

Tra le specie appartenenti a questo genere, spiccano per sensibilità *Gomphonema elegantissimum* e *G. tergestinum*, a conferma dei dati di letteratura. Il primo in particolare, presenta un range di tolleranza abbastanza limitato sia al fosforo totale sia all'azoto nitrico, confermandosi un buon indicatore ecologico. Tra i *Gomphonema* più tolleranti spicca *G. parvulum* che fino a qualche anno fa costituiva un ampio complesso di specie, con preferenze ecologiche differenti. Recentemente, l'applicazione di criteri tassonomici più stringenti ha dato la possibilità di meglio definire l'autecologia delle specie appartenenti a questo complesso. La specie nominale, appunto *G. parvulum*, risulta cosmopolita, ampiamente diffusa in corsi d'acqua anche degradati e con un'elevata tolleranza per il carico organico e alte concentrazioni di nutrienti. È classificata in letteratura come α -mesopolisaprobica ed eutrafentica. In questo progetto *G. parvulum* presenta un optimum per il fosforo totale pari a 0.103 mg l⁻¹ e 1.59 mg l⁻¹ per l'azoto nitrico (Figura C11). Per entrambi i nutrienti il range di tolleranza risulta particolarmente ampio, risentendo probabilmente delle problematiche di identificazione sopra riportate.

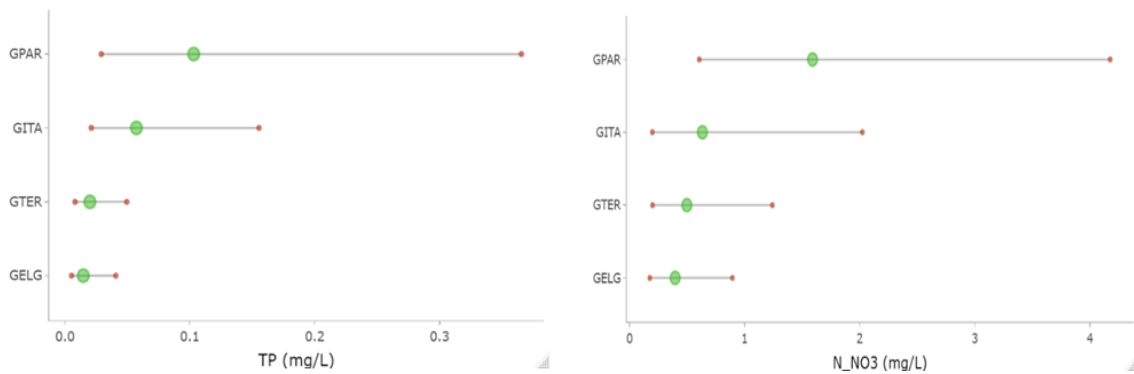


Figura C11 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Gomphonema*. GELG= *G. elegantissimum*; GTER= *G. tergestinum*; GITA= *G. italicum*; GPAR= *G. parvulum*.

GENERE *Navicula*

Il genere *Navicula* è composto da specie appartenenti alla guilds delle motili, generalmente epilittiche ma in grado di colonizzare anche ambienti caratterizzati da un deposito fine in alveo, come i grossi corsi d'acqua planiziali. A conferma dei dati presenti in letteratura, anche nel nostro studio le specie appartenenti a questo genere appaiono mediamente tolleranti e presentano un optimum per il fosforo totale sempre superiore a 0.056 mg l^{-1} e maggiore di 1.00 mg l^{-1} per l'azoto nitrico (Figura C12).

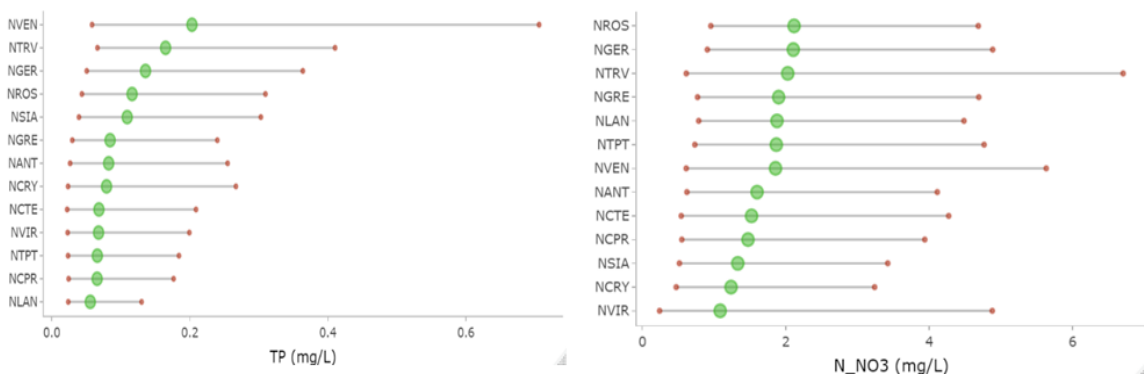


Figura C12 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Navicula*. NLAN= *N. lanceolata*; NCPR= *N. capitatoradiata*; NTPT= *N. tripunctata*; NVIR= *N. viridula*; NCTE= *N. cryptotenella*; NCRY= *N. cryptocephala*; NANT= *N. antonii*; NGRE= *N. gregaria*; NSIA= *N. simulata*; NROS= *N. rostellata*; NGER= *N. germainii*; NTRV= *N. trivialis*; NVEN= *N. veneta*.

La specie più sensibile rinvenuta all'interno di questo genere è *Navicula lanceolata* per quanto riguarda il fosforo totale (che però risulta ben tollerare concentrazioni di azoto nitrico intorno ai 2 mg l^{-1}) e *Navicula viridula* per quanto riguarda l'azoto totale. Tra le

Navicula più tolleranti citiamo *N. trivialis* e *N. veneta* per quanto riguarda il fosforo totale, *N. germainii* e *N. rostellata* per l'azoto nitrico. Le specie di *Navicula* prese in esame in questa sezione presentano un range di tolleranza piuttosto ampio, soprattutto in termini di azoto nitrico.

GENERE *Nitzschia*

Anche nel caso del genere *Nitzschia*, le informazioni presenti in letteratura sono ampiamente confermate. In particolare, si osserva una netta distinzione tra due specie appartenenti a questo genere, *N. pura* e *N. puriformis*, note per essere legate ad ambienti oligotrofici montani, rispetto alle altre specie di *Nitzschia* analizzate (Figura C13).

Fino al 2009, *Nitzschia pura* si poteva considerare un grosso complesso di specie che racchiudeva al suo interno una serie di specie, particolarmente sensibili, ma poco studiate. A seguito dell'analisi del materiale tipo di *N. pura* e di alcune popolazioni europee sono state descritte due nuove specie, una delle quali *N. puriformis*, è ampiamente distribuita nei corsi d'acqua montani dell'Italia nord-occidentale. *Nitzschia pura* e *N. puriformis* sono morfologicamente ed ecologicamente molto simili; quest'ultima risulta leggermente più tollerante per quanto riguarda l'azoto nitrico. Sono inoltre due ottimi indicatori biologici avendo un range ecologico molto ristretto.

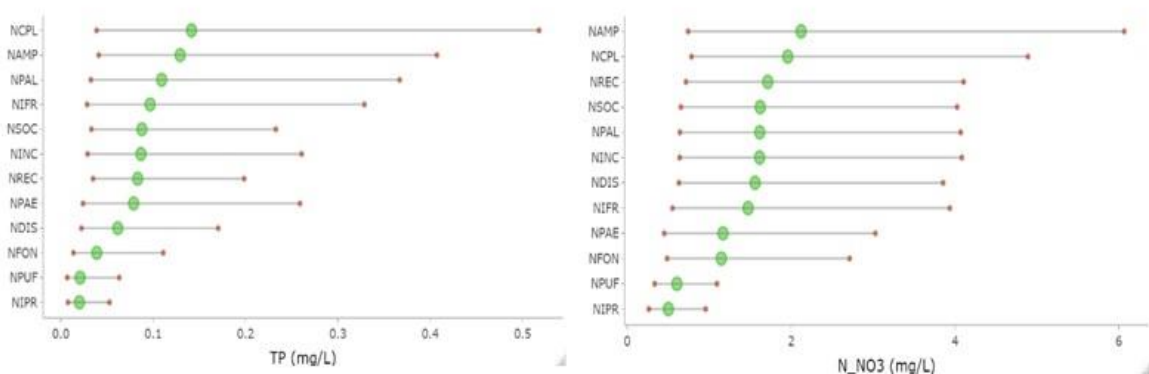


Figura C13 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Nitzschia*. NIPR= *N. pura*; NPUF= *N. puriformis*; NFON= *N. fonticola*; NDIS= *N. dissipata*; NPAE= *N. paleacea*; NREC= *N. recta*; NINC= *N. inconspicua*; NSOC= *N. sociabilis*; NIFR= *N. frustulum*; NPAL= *N. palea*; NAMP= *N. amphibia*; NCPL= *N. capitellata*.

Tra le specie di *Nitzschia* più tolleranti annoveriamo *N. amphibia* e *N. capitellata*, taxa cosmopoliti che prediligono acque alcaline con contenuto elettrolitico e di nutrienti da

medio ad elevato. Nel nostro studio queste due specie presentano un range ecologico significativamente ampio (Figura C13).

GENERE *Reimeria*

Fanno parte di questo genere principalmente due specie: *Reimeria sinuata*, maggiormente diffusa ed in grado di colonizzare una grande varietà di ambienti d'acqua corrente, e *Reimeria uniseriata*, descritta per la prima volta nel 1993 in America meridionale e considerata fino a qualche anno fa alloctona per i corsi d'acqua europei. In realtà, dall'analisi di alcuni erbari, è recentemente emerso come questa specie fosse già presente in alcuni corsi d'acqua polacchi negli anni '60 (Wilk-Woźniak & Wojtal, 2005). Dal calcolo degli optima dei nutrienti si osserva come *R. uniseriata* sia maggiormente tollerante e presenti un range di tolleranza maggiormente ampio rispetto a *R. sinuata* (Figura C14); nonostante ciò *R. uniseriata* sembra avere una minor distribuzione nei corsi d'acqua del bacino del Po.

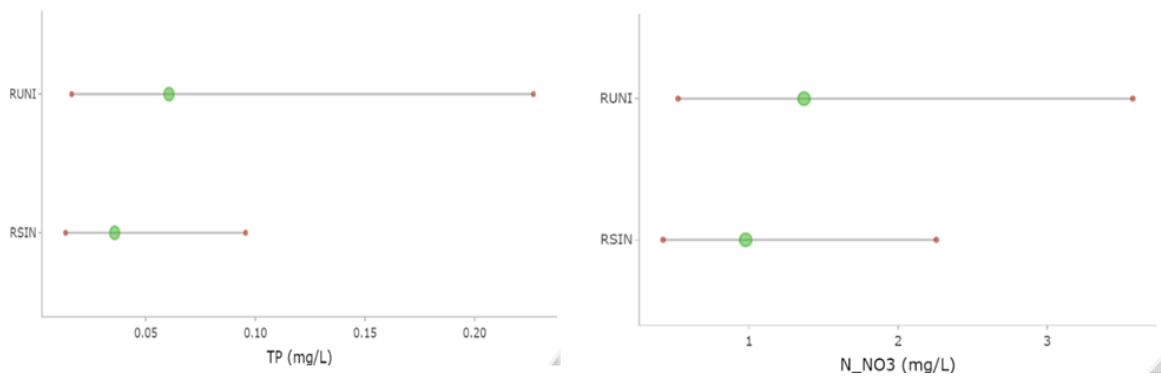


Figura C14 – Optima di tolleranza per il fosforo totale (TP) e azoto nitrico (N_NO3) per il genere *Reimeria*. RSIN= *R. sinuata*; RUNI= *R. uniseriata*.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Blanco S., Ector L., 2009. Distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. *Nova Hedwigia* 88: 347-422
- Coste M., Ector L., 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: Principales Observations effectuées au cours des dernières décennies. *Systematics and Geography of Plants* 70: 373–400
- Jüttner I., Wetzel C.E., Van de Vijver B., Levkov Z., Chudaev D., Williams D.M., Ector L., 2023. Investigation of the type material of *Microneis gracillima*, *Navicula pyrenaica*, *Achnanthes amphicephala*, *Achnanthes thienemannii* and *Achnantheidium rostrumpyrenaicum* (Achnanthidiaceae, Bacillariophyta) and additional populations of the species. *Fottea*, Olomouc 23: 122–140
- Van de Vijver B., Williams D.M., Kusber W., Hamilton P.B., Cantonati M., Wetzel C.E., Ector L., 2022b. *Fragilaria radians* (Kützing) D.M.Williams et Round, the correct name for *F. gracilis* (Fragilariaceae, Bacillariophyta): a critical analysis of this species complex in Europe. *Fottea* 22: 256-291
- Van de Vijver B., Williams D.M., Schuster T.M., Kusber W-H, Cantonati M., Wetzel C.E., Ector L., 2022a. Analysis of the *Fragilaria rumpens* complex (Fragilariaceae, Bacillariophyta) with the description of two new species. *Fottea*, Olomouc 22: 93–121
- Wilk-Woniak E., Wojtal A., 2005. Different aspects of algal studies - some remarks. – *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34: 177–185