




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.3 alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ELABORATO 2

Versione	3
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 6 ottobre 2022
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 55
Identificatore	PdGPo2021_Elab_2_PressioniImpatti_22dic21_revDSG.docx
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po





L'Autorità di bacino distrettuale del fiume Po (AdB Po), successivamente alla pubblicazione del Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po 2021 (PdG Po 2021), di cui alla delibera della CIP n. 4/2021 "Riesame e aggiornamento del PdG Po nel sessennio 2021-2027", ha condotto, in accordo con tutte le Regioni e Provincia Autonoma di Trento e il supporto del Sistema Agenziale del distretto, il coordinamento delle attività di reportistica dei contenuti del Piano stesso ai sensi dell'art. 15 della Direttiva 2000/60/CE.

Nell'ambito di tale attività è emersa l'esigenza di apportare alcune correzioni non sostanziali al PdG Po 2021 pubblicato lo scorso dicembre ascrivibili ad errori materiali e integrazioni dei dati e delle informazioni utili alla restituzione di un quadro più preciso di quanto già inserito.

Le modalità di procedere a riesami, modifiche e aggiornamenti successivi dei documenti di Piano adottato sono indicate all'art. 8 (Riesame e aggiornamento del PdG Po nel sessennio 2021-2027) dell'Allegato 1 della Delibera di adozione sopra citata, in particolare attraverso il comma 2 lettera b e il comma 4.

- le modifiche/integrazioni sono da intendersi "*non sostanziali, qualora si riferiscano alla correzione di errori materiali o ad una integrazione e rielaborazione dei dati e delle informazioni già contenute nel PdG Po 2021 ai fini della ricostruzione di nuovi quadri conoscitivi utili per assicurare l'efficacia del PdG Po*" (comma 2, lett. b)
- "*le modifiche e gli aggiornamenti non sostanziali di cui al comma 2, lett. b) sono approvati con decreto del Segretario Generale, previo parere della Conferenza Operativa, prima della definitiva pubblicazione sul sito web dell'Autorità di bacino*" (comma 4).

Con approvazione attraverso il decreto del Segretario Generale di AdB Po n.123/2022, al presente Elaborato sono state quindi apportate le correzioni e gli aggiornamenti non sostanziali ritenuti necessari; di seguito gli stessi sono evidenziati in giallo e carattere rosso.



Indice

1.	Premessa	4
1.1.	Riferimenti metodologici generali e specifici	6
2.	Individuazione delle pressioni significative	9
2.1.	Tipologie di pressioni	12
2.1.1.	Grandezze idrologiche	17
2.2.	Livello di confidenza dell'analisi delle pressioni	20
3.	Valutazione degli impatti significativi	21
4.	Analisi del rischio a scala di corpo idrico	23
5.	Pressioni significative nel distretto idrografico del fiume Po	26
6.	Impatti significativi del distretto idrografico del fiume Po	41
7.	Considerazioni di sintesi	51
	Allegati	53
Allegato 2.1	Linee guida SNPA per l'analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE	
Allegato 2.2	Aspetti generali per l'analisi delle pressioni nel distretto idrografico del fiume Po	
Allegato 2.3	Metodologia per l'analisi del surplus dell'azoto	
Allegato 2.4	Schemi riepilogativi di riferimento per la definizione dei descrittori utilizzati per l'analisi delle pressioni e degli impatti	
Allegato 2.5	Valutazione dei carichi di azoto, fosforo e silice nel fiume Po e nei suoi principali affluenti: contributo scientifico di riferimento per il bacino del fiume Po	
Allegato 2.6	Relazione di accompagnamento al 2° Inventario del distretto idrografico del fiume Po ex art. 78ter del D.lgs. 152/06 e <i>ss.mm.ii</i>	
Allegato 2.7	Relazioni metodologiche per l'analisi delle pressioni e degli impatti a scala regionale	
Allegato 2.8	Pressioni antropiche, carichi di nutrienti veicolati e qualità delle acque nel distretto idrografico del fiume Po: evoluzione temporale, impatti e possibili misure di contenimento. Sintesi dei principali risultati delle attività di ricerca condotte nel periodo 2014-2020 per il bacino del fiume Po e prospettive future	



Acronimi

AdBPo	Autorità di bacino distrettuale del fiume Po
AAPP	Aree Protette
ARPA	Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente
APPA Trento	Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia Autonoma di Trento
CE	Comunità Europea
COM	Commissione Europea
DQA	Direttiva <i>Acque</i> 2000/60/CE
FD	Flood Directive, Direttiva Alluvioni (direttiva 2007/60/CE)
MATTM	Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare
MiBACT	Ministero dei Beni e delle Attività Culturali e del Turismo
PAI	Piano per l'Assetto Idrogeologico del bacino del fiume Po
PAT	Provincia Autonoma di Trento
PBI	Piano stralcio di Bilancio Idrico
PdG Acque	Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po ai sensi della DQA
PdG Alluvioni	Piano di Gestione del rischio alluvioni del distretto idrografico del fiume Po ai sensi della Direttiva Alluvioni
PdG Po	Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po ai sensi della DQA
PdG Po 2021	Progetto di Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po 2021
PdG Po 2015	Progetto di Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po 2015
PGRA	Piano di Gestione Rischio Alluvioni (o PdG Alluvioni)
PPdG Po	Progetto di Progetto di Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po
P/P	Piani e programmi
PSFF	Piano Stralcio per le Fasce Fluviali
PSR	Programma di Sviluppo Rurale
SAU	Superficie Agricola Utilizzata
SIC	Sito di Interesse Comunitario
SNPA	Sistema Nazionale di Protezione Ambientale, ISPRA/ARPA/APPA
ss.mm.ii	successive modifiche ed integrazioni
UE	Unione Europea
VAS	Valutazione Ambientale Strategica
VInca	Valutazione di Incidenza Ambientale
ZPS	Zona di Protezione Speciale
ZSC	Zona Speciale di Conservazione
WFD	Water Framework Directive, Direttiva <i>Acque</i> (Direttiva 2000/60/CE)



1. Premessa

I contenuti presentati in questo elaborato di Piano del **secondo riesame del Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po** (di seguito PdG Po o PdG Acque) integrano e modificano quanto già indicato nell'Elaborato 2¹ del Piano precedente (PdG Po 2015, approvato con DPCM del 23 ottobre 2016) tenuto conto dei riferimenti contenuti nelle **Linee Guida 11/2018 del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente** (di seguito **LG SNPA**)², e delle decisioni condivise dal Gruppo di Lavoro distrettuale ADBPo/Regioni/Provincia/ARPA (di seguito GdL Po).

In sede di GdL Po sono state esaminate le differenze tra le metodologie utilizzate per il PdG Po 2015 e quelle indicate nelle LG SNPA, ad esse successive, e, sulla base di questi approfondimenti tecnici, sono state adottate delle scelte armonizzate a scala distrettuale. Tali scelte tengono conto dell'esperienza pregressa e delle criticità, ancora presenti, nel reperire i dati necessari per il popolamento degli indicatori utili a definire le soglie di significatività.

Per tutte le tipologie di pressioni analizzate e per tutto quanto non indicato di seguito, che riguarda in modo specifico contenuti, obiettivi e principi generali alla base dell'analisi delle pressioni e degli impatti significativi delle attività antropiche (determinanti) sullo stato dei corpi idrici, si rimanda a quanto già ampiamente illustrato nei documenti sopracitati (Elaborato 2 del PdG Po 2015 e LG SNPA 2018).

Particolare attenzione è stata posta alla necessità di acquisire dati e informazioni utili alla definizione della significatività delle pressioni sui corpi idrici del PdG, che fossero coerenti anche con il livello conoscitivo in uso per gli altri due Piani di rilevanza distrettuale: il **Piano stralcio di Bilancio idrico** (PBI, approvato con DPCM) e il **Piano di Gestione Rischio Alluvioni** (PGR) ex direttiva *Alluvioni* 2007/60/CE.

Questa scelta è supportata dal fatto che per il futuro ciclo di pianificazione sessennale 2021-2027, si tenderà di perseguire la massima integrazione possibile tra questi 3 Piani distrettuali e anche con altre pianificazioni di settore, sia di livello regionale sia di livello nazionale, valorizzando le sinergie presenti e diminuendo i potenziali conflitti, che tenuto conto dell'esperienza passata, possono portare all'inefficacia del PdG Po e a possibili inadempimenti rispetto quanto prescritto dalla DQA e alle conseguenti ripercussioni negative.

In tal senso, per tutto quanto in corso per il riesame del PdG Po, sia le analisi e le raccomandazioni della Commissione Europea (COM (2019) 95 final) che gli Eu Pilot n. 9722/20/ENVI e 9791/20/ENVI (al momento della stesura del PdG Po, ancora in fase di confronto con la Commissione Europea) hanno guidato le scelte condivise a scala distrettuale del GdL Po.

Nello specifico, le raccomandazioni della Commissione Europea per il PdG Po 2021 sono riportate nel box seguente.

Based on the findings emerging from its 2nd RBMPs, Italy is particularly encouraged to:

- *Harmonise different regional approaches, in particular for the definition of the significance of pressures.*
- *Provide meaningful information about the scope and the timing of the measures in the Programme of Measures so it is clear how objectives are to be attained. RBMPs should indicate a systematic prioritisation of measures.*
- *Ensure that information on funding sources of the Programme of Measures is more clearly described in the third RBMP.*
- *Reinforce metering for all abstractions, and review abstraction permits systems. Ensure that action is taken to address illegal abstractions especially in RBDs with relevant water scarcity problems.*

¹ Per ulteriori approfondimenti si rimanda ai contenuti dell'Elaborato disponibile al seguente indirizzo web: http://www.adbpo.it/PianoAcque2015/Elaborato_02_PressioniImpatti_3mar16/PdGPo2015_Elab_2_PressioniImpatti_3mar16.pdf

² Fiorenza A., Casotti V., Civano V., Mancaniello D., Marchesi V., Menichetti S., Merlo F., Piva F., Spezzani P., Tanduo I., Ungaro N., Venturelli S., Zorza R.: Linee guida per l'analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE – ISPRA - Linee Guida SNPA. 11/2018



- Tackle urban waste water discharges, and make sure that the measures planned are sufficient to meet the WFD objectives (as well as the UWWTD) in all RBDs.
- Ensure the proper implementation of Article 9 on cost recovery, including the calculation and internalisation of environmental and resource costs.

European Commission, 2019. REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) and the Floods Directive (2007/60/EC). Second River Basin Management Plans. COM (2019) 95 Final, pagg. 10-11

Tenuto conto dei **passi avanti fatti** e di **quanto occorre ancora fare** nel percorso già tracciato con il PdG Po 2015, i punti segnalati dalla Commissione Europea rimarcano gli sforzi prioritari su cui concentrarsi, in linea anche con quanto schematizzato in Figura 1.1.

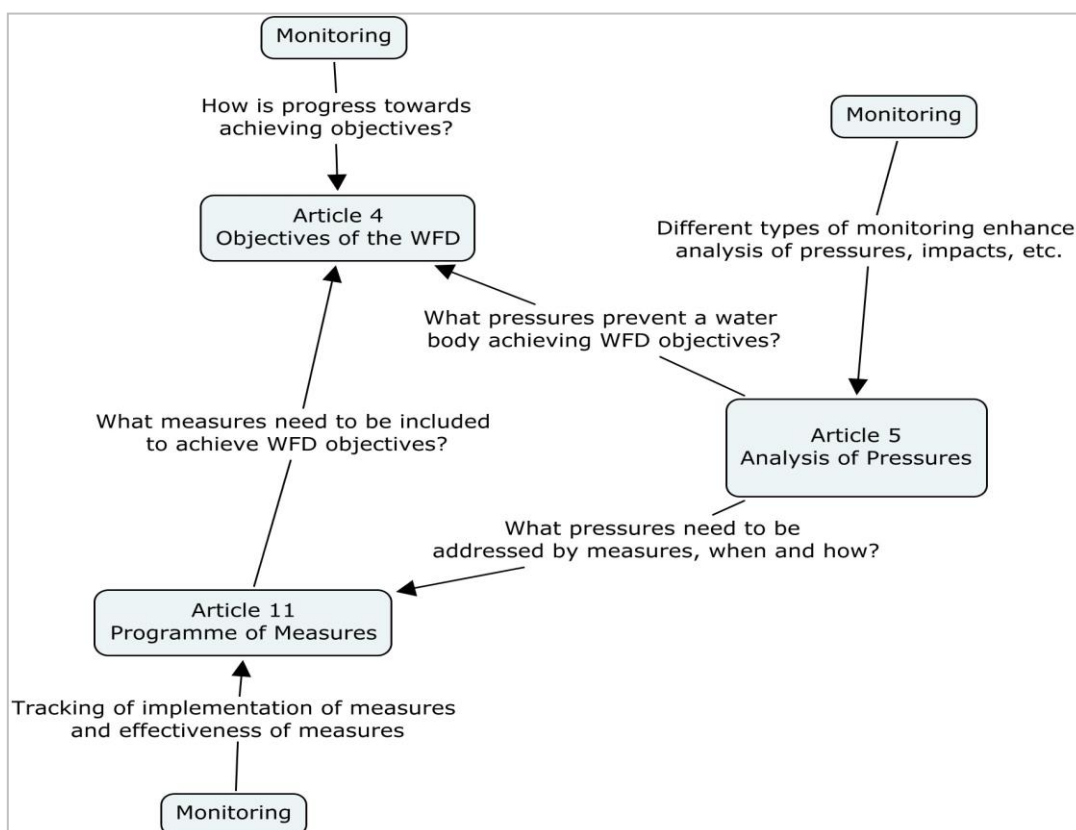


Figura 1.1 Schema delle relazioni tra l'analisi delle pressioni e degli impatti significativi, il monitoraggio dei corpi idrici e il programma di misure che guidano il processo di riesame del PdG Po

Di conseguenza, il GdL Po, per questo secondo riesame del PdG ha dato priorità ai seguenti contenuti:

- armonizzare la definizione della significatività delle pressioni e degli impatti a livello distrettuale,
- attuare le misure necessarie per ridurre gli impatti dei determinanti che possono alterare lo stato dei corpi idrici e impedire il raggiungimento degli obiettivi della DQA,
- implementare gli strumenti economici di cui all'art 9 della DQA, in particolare per colmare la mancanza di finanziamenti riscontrata per alcuni pilastri di intervento del Piano.

Per quanto riguarda l'obiettivo di **armonizzare le analisi conoscitive a supporto del Piano**, occorre prendere atto che le dimensioni e l'eterogeneità che caratterizzano il distretto padano così come ridefinito con L. 221/2015, non solo dal punto di vista territoriale e ambientale, possono determinare una disomogeneità dei quadri conoscitivi regionali, che è stata oggetto di analisi specifiche e che ha guidato le scelte effettuate per l'aggiornamento delle misure conoscitive del Piano.



A tal proposito si segnala, infatti, che dopo l'approvazione del PdG Po 2015 è stato garantito un **processo continuo di confronto attivo a livello distrettuale** tra le Regioni del distretto al fine di assicurare il migliore coordinamento dei metodi e degli strumenti attuativi per la DQA, tenuto conto delle esigenze specifiche dei territori e, per alcuni temi, anche di criticità tecnico-scientifiche esistenti che possono portare anche a soluzioni differenti da verificare e solo successivamente, in base a nuovi dati raccolti, rendere omogenee.

In questo documento, pertanto, si illustrano i principali risultati emersi dall'applicazione delle LG SNPA, di cui all'Allegato 2.1 del presente Elaborato, tenuto conto delle scelte metodologiche effettuate sulla base della disponibilità di dati e informazioni e delle specificità territoriali e ambientali del distretto idrografico del fiume Po. Al fine di garantire la massima trasparenza sulle scelte metodologiche effettuate e di fare emergere l'importante e complesso lavoro effettuato a scala regionale e distrettuale, nell'Allegato 2.7 si riportano le relazioni metodologiche per l'analisi delle pressioni e degli impatti a scala regionale in attuazione delle LG nazionali e degli indirizzi distrettuali.

1.1. Riferimenti metodologici generali e specifici

Anche per il PdG Po 2021, come per il Piano precedente, il percorso metodologico seguito è basato sul modello concettuale “**DPSIR - Determinanti Pressioni Stato Impatti Risposte**” (Figura 1.2) Figura 1.2, in quanto esso consente di individuare le relazioni funzionali causa/effetto tra i seguenti elementi:

- **Determinanti (D):** i fattori di presenza e di attività antropica, con particolare riguardo ai processi economici, produttivi, di consumo, degli stili di vita e che possono influire, talvolta in modo significativo, sulle caratteristiche dei sistemi ambientali e sulla salute delle persone;
- **Pressioni (P):** le variabili direttamente o potenzialmente responsabili del degrado ambientale;
- **Stato (S):** la qualità dell'ambiente e delle sue risorse che occorre tutelare e preservare;
- **Impatto (I):** le ripercussioni sull'uomo e sulla natura e i suoi ecosistemi, dovute alla perturbazione della qualità dell'ambiente;
- **Risposte (R):** le azioni messe in atto
 - per modificare o rimuovere i determinanti,
 - per ridurre, eliminare o prevenire le pressioni,
 - per mitigare gli impatti ovvero
 - per ripristinare o mantenere lo stato.

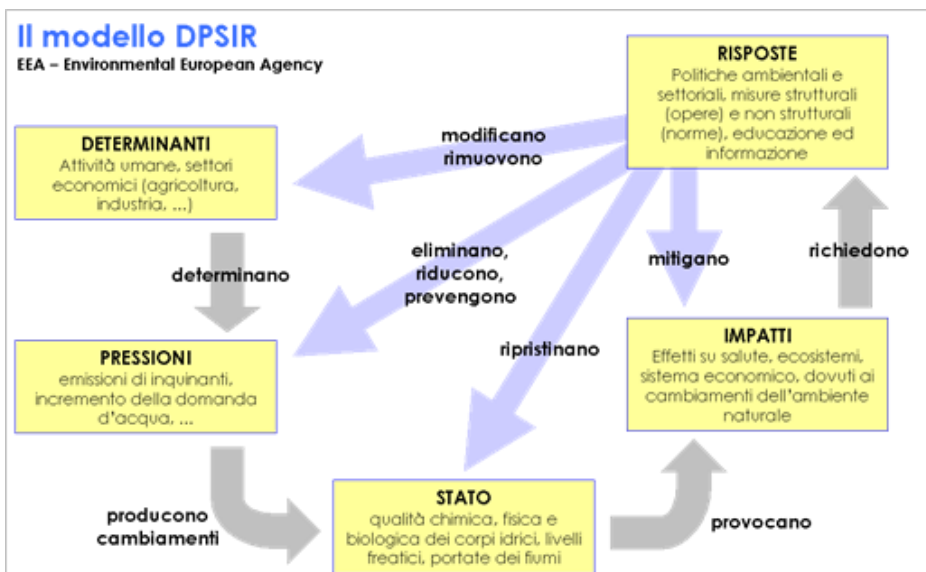


Figura 1.2 Schema generale del modello DPSIR con indicate le relazioni funzionali tra i vari elementi che lo caratterizzano.

Per questo riesame del PdG, per le ragioni indicate nell'Elaborato 0 "Relazione generale", particolare attenzione è stata posta alla necessità di riportare, per ciascuna tipologia di pressione di livello 2 e dove possibile, i **determinanti/usi** che si ritengono responsabili della significatività della pressione (cioè che influenzano lo stato dei corpi idrici), segnalando in questo modo le responsabilità specifiche di un uso o più utilizzi (Tabella 1.1).

Tabella 1.1 Attività DETERMINANTI distinte in base alla tipologia di acque su cui possono esercitare delle pressioni e impatti significativi.

Acque superficiali (fiumi, laghi, acque di transizione e marino-costiere)	Acque sotterranee
Sviluppo urbano (comparto civile)	Sviluppo urbano (comparto civile)
Turismo e usi ricreativi	Turismo e usi ricreativi
Agricoltura e silvicoltura	Agricoltura e silvicoltura
Industria	Industria
Produzione idroelettrica	
Produzione altra energia (termoelettrica, da biomassa, da fonte rinnovabile, ecc.)	Produzione energia (da biomassa, da fonte rinnovabile, ecc.)
Trasporti (infrastrutture viarie)	
Acquacoltura e pesca	Acquacoltura e pesca
Navigazione interna	
Difesa dalle alluvioni	
Cambiamenti climatici (megatendenze globali)	Cambiamenti climatici (megatendenze globali)
Trend socio-economici (megatendenze globali)	Trend socio-economici (megatendenze globali)

Questa conoscenza risulta strategica in quanto consente di supportare le valutazioni richieste a sostegno delle decisioni da assumere per le proroghe o esenzioni degli obiettivi ambientali nel rispetto delle condizioni fissate ai sensi dell'art. 4, commi 4, 5, 7 della DQA e per l'attuazione dell'art. 9 della DQA.



Tuttavia, come già segnalato nel PdG Po 2015, nel distretto idrografico del fiume Po, in particolare per gli ambiti di pianura fortemente antropizzati e interessati dalle interconnessioni tra il reticolo artificiale di bonifica e irriguo e il reticolo idrografico naturale, i diversi determinanti che possono generare le pressioni significative sullo stato dei corpi idrici sono concomitanti e diventa molto difficile e complessa la discriminazione delle responsabilità sugli impatti significativi misurati.

Il quadro conoscitivo attuale sui determinanti indicati è descritto nell'*Elaborato 6 "Sintesi dell'analisi economica sull'utilizzo idrico"* che fornisce un aggiornamento dello stesso Elaborato del PdG Po 2015, tenuto conto dei dati raccolti in modo coordinato dal MiTE per tutti i distretti idrografici nazionali.

Per la **"difesa dalle alluvioni"**, l'Autorità di bacino ha elaborato il secondo Piano di Gestione del Rischio di Alluvioni (PGRA) ai sensi della Direttiva 2007/60/CE (recepita a livello nazionale con il D.Lgs. 49/2010 e ss.mm.ii), che, adottato nel 2021, si deve coordinare e integrare con il Piano di Gestione delle Acque in attuazione alla DQA.

Al preambolo 17 della Direttiva 2007/60/CE si stabilisce, infatti, che: *"L'elaborazione dei piani di gestione dei bacini idrografici previsti dalla direttiva 2000/60/CE e l'elaborazione dei piani di gestione del rischio di alluvioni di cui alla direttiva 2007/60/CE rientrano nella gestione integrata dei bacini idrografici. I due processi dovrebbero pertanto sfruttare le reciproche potenzialità di sinergie e benefici comuni, tenuto conto degli obiettivi ambientali della direttiva acque, garantendo l'efficienza e un razionale utilizzo delle risorse pur riconoscendo che le autorità competenti e le unità di gestione potrebbero essere diverse."*

Per l'approfondimento di questo determinante si rimanda, pertanto, ai documenti del PGRA del distretto idrografico del fiume Po pubblicato sul sito web dell'Adb Po.

Per i **"cambiamenti climatici"** e i possibili impatti si rimanda a quanto già indicato nella Valutazione Globale Provvisoria pubblicata e alle migliori conoscenze bibliografiche disponibili sintetizzate nell'Allegato 1.2 dell'Elaborato 1 del PdG Po 2021.

Si segnala che al momento della stesura di questo riesame del Piano nel distretto idrografico del fiume Po gli impatti dei cambiamenti climatici in atto sono risultati superiori a quelli osservati nel ciclo precedente. In alcune aree geografiche, essi si stanno manifestando con maggiore frequenza e in maniera significativa, in particolare modificando i regimi idrologici dei torrenti di origine appenninica trasformandoli in regimi intermittenti. Il tema in questione sarà affrontato in fase di attuazione del Piano e in modo sinergico con le attività già programmate in proposito anche per l'attuazione degli altri Piani di valenza distrettuale, PGRA e PBI.



2. Individuazione delle pressioni significative

Ai fini del Piano di Gestione, l'analisi delle pressioni deve consentire di individuare quelle ritenute significative per lo stato dei corpi idrici, cioè quelle che *possono pregiudicare il raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale secondo le tempistiche previste dalla direttiva comunitaria*.

In tale contesto, la disamina delle pressioni per il distretto idrografico del fiume Po è avvenuta attraverso una preventiva individuazione, per ciascuna tipologia di pressione, di una potenziale significatività di alcune pressioni rispetto ad altre presenti e concomitanti. Successivamente, attraverso il confronto con lo stato dei corpi idrici e la stima degli impatti significativi, una pressione è stata confermata come significativa e quindi riconosciuta responsabile dello scadimento/deterioramento dello stato riscontrato in un corpo idrico.

Come già anticipato in premessa, l'analisi e l'individuazione della significatività delle pressioni sullo stato dei corpi idrici è stata effettuata utilizzando le LG SNPA che, seppure approvate successivamente all'approvazione del PdG Po 2015, hanno contribuito a rafforzare la validità del percorso metodologico già avviato nel distretto idrografico del fiume Po per il PdG Po 2015.

Proseguendo quindi con le attività strutturate per il PdG Po 2015, le attività per il PdG Po 2021 sono state avviate partendo da:

- la valutazione delle basi dati da utilizzare,
- la verifica della reale difficoltà a reperire i dati necessari al popolamento degli indicatori,
- l'analisi della copertura territoriale, della frequenza di aggiornamento dei dati disponibili e delle modalità per il trattamento degli stessi.

Di seguito si evidenziano, per punti, i criteri generali che sono stati seguiti nell'attuazione delle LG e condivisi dal GdL distrettuale per garantire la coerenza e la confrontabilità con i risultati che hanno supportato il quadro conoscitivo del Piano precedente:

- a. l'analisi e l'individuazione della significatività delle pressioni è stata fatta per **tutti i corpi idrici superficiali e sotterranei del distretto idrografico del fiume Po**, a prescindere dal fatto che siano monitorati o raggruppati ai sensi del D.Lgs. 152/06. Per il PdG Po 2021, tenuto conto dell'esperienza acquisita per il Piano precedente, sono stati rivisti i corpi idrici e su quest'ultimi si è proceduto con il riesame delle pressioni, quindi, sulla base della presenza di esse, sono stati aggiornati anche i raggruppamenti dei corpi idrici. Le pressioni significative indicate per i corpi idrici monitorati devono, infatti, corrispondere, per tipologia di acque e magnitudo degli impatti attesi, a quelle che sono presenti anche per i corpi idrici raggruppati, per garantire per questi ultimi la robustezza delle scelte effettuate in merito ai giudizi finali sullo stato e della definizione delle conseguenti misure. Per i corpi idrici interregionali (che attraversano più regioni e/o di confine) è stato sempre garantito il coordinamento e lo scambio di informazioni tra le Regioni interessate;
- b. tutte le **tipologie di pressione** previste per ciascuna categoria di acque sono state esaminate e valutate in tutto il distretto idrografico del fiume Po, come indicato nel capitolo 2.1 che segue. Alcune di esse sono comuni per tutte le Regioni, altre sono specifiche solo per alcune aree e possono risultare presenti e significative solo per quei corpi idrici che caratterizzano queste particolari parti del distretto. Inoltre, rispetto all'elenco fornito di cui alla tabella 2.1 delle LG SNPA sono state individuate anche *altre pressioni* nella tipologia prevista e pertinente (codd. 1.9, 2.10, 1.7, 4.5, 7).



Le uniche pressioni non considerate presenti/rilevanti a scala distrettuale sono le seguenti: pressione 1.7 *Puntuale – Miniere*³, pressione 2.3 *Diffusa – Silvicoltura*.

Si conferma, inoltre, che, anche per il PdG Po 2021, sulla base dei dati di letteratura disponibili, la *pressione 2.7 Diffusa – Deposizioni atmosferiche* non si ritiene significativamente determinante sugli apporti delle sostanze eutrofizzanti nelle acque superficiali, che invece risultano provenire da altre tipologie di pressioni puntuali e diffuse, quelle ritenute maggiormente responsabili del mancato raggiungimento dell'obiettivo ambientale fissato e su cui occorre intervenire in via prioritaria. Inoltre, per questa tipologia di pressione si segnalano la difficoltà di reperire dati pertinenti alla scala di corpo idrico ai fini della DQA e la mancanza di una metodologia condivisa di valutazione. Durante la fase di attuazione del Piano si effettueranno degli approfondimenti conoscitivi al fine di aumentare i dati e le informazioni a scala distrettuale, utili a valutare gli impatti dell'inquinamento atmosferico sulla presenza di contaminanti nelle acque;

- c. per gli **ambiti territoriali** a cui fare riferimento (**scala spaziale**) per il calcolo degli indicatori utili per valutare le soglie di significatività e per le valutazioni su alcune tipologie di pressione che insistono su un corpo idrico, si rimanda a quanto descritto nel capitolo 2.2 delle LG SNPA, in particolare per le definizioni di *bacino totale*, *bacino a monte*, *bacino afferente*, *buffer*, *area totale del corpo idrico* (per le GW). L'analisi delle pressioni a livello di bacino afferente al corpo idrico può richiedere ulteriori verifiche - al fine di valutare situazioni sito-specifiche (ad es: a valle degli scarichi di grandi depuratori) - che possano, una volta integrate con altre informazioni di piano, supportare le possibili deroghe agli obiettivi (ad es. deroghe art. 4.5 per costi sproporzionati, anche se in regola con le misure di base del PdG Po);
- d. al fine di garantire omogeneità a scala distrettuale, per ogni tipologia di pressione sono stati utilizzati i metodi a "**medio-alta complessità - MAC**" delle LG ISPRA, coerenti con quelli del PdG Po 2015. I metodi a "**bassa complessità - MBC**" sono stati utilizzati in via subordinata e se già utilizzati nel PdG Po 2015; qualora non disponibili i dati per entrambi gli indicatori, è rimasta la possibilità di utilizzare comunque il **giudizio esperto motivato**. Tuttavia, considerate le difficoltà già incontrate e ancora attuali legate al reperimento per tutti i corpi idrici di tutti i dati necessari, la decisione condivisa è stata quella di superare le situazioni più problematiche prevedendo la **possibilità di utilizzare sempre tutti i dati disponibili**, valorizzando il dato ritenuto più cautelativo e attendibile, anche se non coerente con l'approccio omogeneo a livello distrettuale. Per ogni scelta effettuata sono state fornite le motivazioni e le conoscenze che l'hanno supportata (vedi Allegato 2.7 al presente Elaborato);
- e. per le **acque sotterranee**, le pressioni relative ai prelievi sono state valutate anche nei corpi idrici sotterranei profondi, mentre le pressioni puntuali e diffuse sono state considerate sull'area di ricarica ove tale area risulti ricompresa nella definizione del corpo idrico; in alternativa sono state effettuate valutazioni esperte basandosi sul modello concettuale e sulle conoscenze specifiche relative a ciascun corpo idrico;
- f. per alcuni indicatori le LG SNPA hanno indicato **soglie di significatività** differenti da quelle proposte per il PdG Po 2015; in questi casi sono state valutate le motivazioni delle eventuali differenze e, anche attraverso il giudizio esperto, sono state adottate le soglie ritenute più cautelative e rappresentative della realtà e dello stato/ rischio definito per il corpo idrico specifico, tenuto conto anche delle serie storiche di dati a disposizione. Inoltre, come consentito dalle stesse LG, in relazione alle diversità che distinguono gli ambiti alpino, appenninico e di pianura, è stata data la possibilità di modificare le soglie di significatività allo scopo di assicurare, per quanto possibile, congruenza tra le pressioni significative e lo stato/gli impatti rilevati sui corpi idrici;
- g. nel caso di **più pressioni significative presenti (concomitanti)** sullo stesso corpo idrico, per l'analisi del rischio e per l'individuazione delle misure appropriate da intraprendere, esse sono state assunte tutte come tali, se le informazioni acquisite di maggiore dettaglio sulle relazioni pressioni/impatti/stato non hanno consentito di differenziarle. Anche nel caso di pressioni non significative, i cui impatti possono diventare significativi in combinazione con altre pressioni

³ Questa pressione è stata esaminata solo dalla Provincia Autonoma di Trento, che tuttavia dagli approfondimenti effettuati risulta non significativa



significative, sono state definite comunque significative (così come già riportato nel PdG Po 2015 e in coerenza con quanto indicato nel par 2.2 WFD Reporting guidance 2022⁴);

- h. l'analisi delle pressioni potenzialmente significative riguarda in via preliminare le **pressioni dirette** sul corpo idrico in funzione della delimitazione del bacino afferente. Questo approccio ha consentito di individuare le priorità di intervento a livello di corpo idrico e le necessità per i nuovi protocolli di monitoraggio per il prossimo sessennio. Rimangono, infatti, di difficile valutazione le situazioni in cui gli impatti delle pressioni diffuse, presenti nei corpi idrici a monte (**pressioni indirette**), possono sommarsi a quelli delle pressioni puntuali del corpo idrico in esame. In fase di attuazione del Piano si provvederà ad effettuare maggiori approfondimenti rispetto a quelli finora effettuati;
- i. per tutte le tipologie di pressione sono indicati **uno o più determinanti**, qualora nei casi di usi plurimi non sia possibile individuare il prevalente. Gli esiti di questa attività sono importanti per definire i corpi idrici ancora a rischio e per il riesame e aggiornamento delle misure del Piano, con ricadute non indifferenti sui settori economici che utilizzano le risorse idriche e che possono essere ritenuti responsabili per un dato territorio del mancato raggiungimento degli obiettivi ambientali della DQA e su cui poi fare ricadere l'attuazione dei principi alla base dell'art.9 e in particolare del principio "*chi inquina paga*" e del "*recupero dei costi*";
- j. dove previsto, in particolare per i corpi idrici fluviali e lacustri, con i dati raccolti si è proceduto all'utilizzo degli **indicatori cumulativi**, per l'importanza che l'informazione derivata può assumere per l'analisi del rischio e la scelta delle misure più efficaci ed integrate e per raggiungere la massima integrazione con quanto in corso a scala distrettuale con gli altri piani di settore, in particolare il PBI e il PGRA; ad esempio, per i corpi idrici fluviali, sulla base dei dati raccolti per la tipologia "Prelievi" si è proceduto anche al calcolo degli indicatori cumulativi di tipo 1 e di tipo 2 proposti dalle LG SNPA, garantendo così la massima integrazione con quanto in corso per il riesame del PBI;
- In generale si ritiene che l'utilizzo degli **indicatori cumulativi riferiti al bacino totale**, come indicato dalle LG, debba essere attentamente approfondito e supportato da conoscenze adeguate tecnico-scientifiche dei possibili metodi da impiegare e rispetto alla necessità di garantire approcci coerenti con quanto previsto per l'analisi economica del Piano; pertanto, questo aspetto del Piano sarà oggetto di ulteriori approfondimenti in fase di attuazione 2021-2027;
- k. per quanto riguarda quelle situazioni per cui tuttora rimane basso il livello di confidenza dell'analisi, sulla base dei dati raccolti e degli esiti dell'analisi di rischio sono stati indicati gli approfondimenti puntuali necessari al fine di inserirli con priorità alta nelle misure conoscitive del Programma di misure del PdG Po 2021;
- l. le scelte effettuate nell'analisi a scala regionale, che si sono discostate dalle scelte condivise a scala distrettuale, sono giustificate e sono state portate al confronto distrettuale al fine di condividerne i contenuti e rassicurare sul fatto che comunque sono stati seguiti gli indirizzi generali forniti dalle LG SNPA ed è stato adottato il modello concettuale DPSIR.
- Per tutte le tipologie di pressione nell'Allegato 2.7 del presente elaborato sono indicate le scelte finali effettuate nel caso in cui per alcune tipologie di pressione gli indirizzi forniti a scala distrettuale siano stati adattati per fornire un quadro conoscitivo più pertinente alle caratteristiche ambientali e territoriali dei corpi idrici del distretto idrografico del fiume Po, tenuto conto del livello di robustezza dei dati disponibili;
- m. sono stati effettuati approfondimenti per **valutare la coerenza tra la metodologia utilizzata per definire la significatività delle pressioni e quanto contenuto nel PBI e nelle Direttive Derivazioni (Del. CIP 3/2017) e Deflusso Ecologico (Del. CIP 4/2017)**. Sulla base dell'aggiornamento dell'analisi delle pressioni e di un quadro conoscitivo più robusto rispetto a quello utilizzato per il PdG Po 2015, si ritiene che possano essere previste modifiche dei contenuti delle direttive citate, nel rispetto delle tempistiche e modalità fissate dalle deliberazioni vigenti;

⁴ Per ulteriori approfondimenti: https://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_715_2022



- n. per ogni corpo idrico è stato richiesto di fornire oltre al giudizio finale della significatività delle pressioni presenti anche i **dati vettoriali** puntuali relativi alle stesse e la descrizione dettagliata dei metodi di calcolo utilizzati per definire le grandezze idrologiche di riferimento per il calcolo degli indicatori previsti;
- o. tutti i dati raccolti ed elaborati per l'analisi delle pressioni sono disponibili nell'Allegato 12.2 dell'Elaborato 12 del PdG Po 2021 al fine di renderli fruibili e allo stesso tempo di garantire la massima trasparenza e avviare un auspicato processo per la loro implementazione e completamento dove carenti, durante l'attuazione del Piano nel periodo 2021-2027.

2.1. Tipologie di pressioni

Tenuto conto dei contenuti riportati in Premessa, nei capitoli che seguono si descrivono i riferimenti generali distrettuali utilizzati per l'analisi e la caratterizzazione di ciascuna delle tipologie di pressioni, al livello 2, di cui alla Tabella 2.1.

Al secondo livello, la denominazione della pressione è stata modificata per tenere conto di quanto indicato nelle LG SNPA e per garantire una omogeneità di linguaggio tecnico a livello nazionale. Pertanto, nelle note esplicative si riporta la definizione corrispondente utilizzata nel PdG Po 2015, rimandando alle ulteriori spiegazioni alle singole schede metodologiche che seguono.

Per tutto quanto non indicato si rimanda ai documenti già citati, in particolare alle LG SNPA.

Tabella 2.1 Elenco delle tipologie di pressioni che potenzialmente insistono sui corpi idrici del distretto idrografico del fiume Po, al primo e secondo livello di dettaglio (RW: fiumi, LW: laghi, TW: acque di transizione, CW: acque marino-costiere, GW: acque sotterranee, SW: acque superficiali) (da SNPA, 2018).

I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative
1. Pressioni puntuali	1.1 Puntuali – Scarichi urbani Comprende gli impianti di depurazione con le seguenti potenzialità: < 2.000 AE 2.000-10.000 AE 10.000-15.000 AE 15.000-150.000 AE >150.000 AE	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi	Coincide con la Pressione 1.1 Puntuali - Scarichi acque reflue urbane depurate del PdG Po 2015
	1.2 Puntuali – Sforatori di piena	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi	
	1.3 Puntuali – Impianti IED	RW, LW, TW, CW	Produzione industriale	Coincide con la Pressione 1.3 Puntuali – Scarichi acque reflue industriali IPPC (inclusi in E-PRTR e altro) del PdG Po 2015
	1.4 Puntuali – Impianti non IED	RW, LW, TW, CW	Produzione industriale	Coincide con la Pressione 1.4 Puntuali – Scarichi acque reflue industriali non IPPC del PdG Po 2015
	1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	RW, LW, TW, CW GW	Produzione industriale	Coincide con la Pressione 1.5 Puntuali – Siti contaminati, potenzialmente



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative
				<i>contaminati e siti produttivi abbandonati del PdG Po 2015</i>
	1.6 Puntuali – Discariche	RW, LW, TW, CW GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Produzione industriale	Coincide con la <i>Pressione 1.6 Puntuali – Siti per lo smaltimento dei rifiuti</i> del PdG Po 2015
	1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura	RW, LW, TW, CW	Acquacoltura e pesca	Coincide con la <i>Pressione 1.8 Puntuali – Acquacoltura</i> del PdG Po 2015 <i>Prese in esame negli scarichi di acque reflue industriali.</i>
	1.9.1 Puntuali – Altro: Rilascio dei sedimenti a valle delle dighe (RW) 1.9.2 Puntuali – Altro: scarico delle idrovore per le bonifiche dei terreni (TW) 1.9.3 Puntuali – Serbatoi interrati (GW) 1.9.4 Puntuali - Porti 1.9.x Puntuali – Altre pressioni	RW, LW, TW, CW GW	Produzione elettrica - Sviluppo urbano (comparto civile) – Altro da definire	Comprende le pressioni al terzo livello del PdG Po 2015: 1.9.1 Puntuali – Altro: Rilascio dei sedimenti a valle delle dighe (RW) 1.9.2 Puntuali – Altro: scarico delle idrovore per le bonifiche dei terreni (TW) 1.9.3 Puntuali – Serbatoi interrati (GW) 1.9.4 Puntuali - Porti
2. Pressioni diffuse	2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	RW, LW, TW, CW GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi - Produzione industriale	Coincide con la <i>Pressione 2.1 Diffuse – Dilavamento urbano (run off)</i> del PdG Po 2015
	2.2 Diffuse - Agricoltura	RW, LW, TW, CW, GW	Agricoltura e silvicoltura	Coincide con la <i>Pressione 2.2 Diffuse – Dilavamento terreni agricoli (Agricoltura)</i> del PdG Po 2015
	2.4 Diffuse – Trasporti	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi - Produzione industriale - Navigazione	Coincide con la <i>Pressione 2.4 Diffuse – Trasporti e infrastrutture</i> del PdG Po 2015
	2.5 Diffuse – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	RW, LW, TW, CW GW	Produzione industriale	<i>Prese in esame tra le sorgenti puntuali</i>
	2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	RW, LW, TW, CW GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi	
	2.7 Diffuse – Deposizioni atmosferiche	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi - Produzione industriale ed elettrica nonidro –Agricoltura - Trasporti	



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021		Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative
	2.9 Diffuse – Impianti di acquacoltura		RW, LW, TW, CW	Acquacoltura e pesca	Coincide con la Pressione 2.9 Diffuse – Acquacoltura del PdG Po 2015
	2.10 Diffuse - Altre pressioni		RW, LW, TW, CW GW	Da definire	Non inserita nel PdG Po 2015
3. Prelievi idrici <i>(incluso anche le diversioni di portata)</i>	3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo		RW, LW, GW	Agricoltura	Coincide con la Pressione 3.1 <i>Prelievi/Diversione di portata- Agricoltura</i> del PdG Po 2015
	3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile		RW, LW, GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi -	Coincide con la Pressione 3.2 <i>Prelievi/Diversione di portata – Civile (uso potabile)</i> del PdG Po 2015
	3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale		RW, LW, GW	Produzione industriale	Coincide con la Pressione 3.3 <i>Prelievi/Diversione di portata – Industria</i> del PdG Po 2015
	3.4 Prelievi/Diversioni – Raffreddamento		RW, LW, TW, GW	Produzione energia	Coincide con la Pressione 3.4 <i>Prelievi/Diversione di portata – Acque per raffreddamento (termoelettrico)</i> del PdG Po 2015
	3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico		RW, LW	Produzione energia	Coincide con la Pressione 3.6.1 <i>Prelievi/Diversione di portata – Idroelettrico</i> del PdG Po 2015
	3.6 Prelievi/Diversioni – Piscicoltura		RW, LW, TW, GW	Acquacoltura e piscicoltura	Coincide con la Pressione 3.5 <i>Prelievi/Diversione di portata – Piscicoltura</i> del PdG Po 2015
	3.7 Prelievi/Diversioni – Altri usi - Innevamento		SW	Turismo e usi ricreativo	<i>Nel PdG Po 2015 questo livello di pressione è stato utilizzato con la codifica 3.6.2 Prelievi/Diversione di portata - Altro geotermico. Per il PdG Po 2021 è utilizzato per la pressione legata all'uso per innevamento dichiarato dalla PAT</i>
4. Alterazioni idromorfologiche	4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde del canale/letto del corpo idrico	4.1.1 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Difesa dalle alluvioni	RW, LW, TW, CW	Difesa dalle alluvioni	Per questa tipologia di pressione, come fatto per il PdG Po 2015 si mantiene il terzo livello di analisi finalizzato a distinguere gli usi



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative	
		4.1.2 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Agricoltura	RW, LW, TW, CW	Agricoltura	
		4.1.3 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Navigazione	RW, LW, TW, CW	Navigazione interna	
		4.1.4 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Altro - Estrazione inerti	RW, LW, TW, CW	Produzione industriale	
		4.1.5 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Non conosciute o obsolete	RW, LW, TW, CW	Da definire	
	4.2 Dighe, barriere e chiuse	4.2.1 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Idroelettrico	RW, LW, TW, CW	Produzione energia	
		4.2.2 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Difesa dalle inondazioni	RW, LW, TW, CW	Difesa dalle alluvioni	
		4.2.3 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Acqua potabile	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi -	
		4.2.4 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Agricoltura: irrigazione	RW, LW, TW, CW	Agricoltura (usi irrigui)	
		4.2.5 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Usi ricreativi	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi -	
		4.2.6 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Industria	RW, LW, TW, CW	Produzione Industriale - Produzione energia non idroelettrica	
		4.2.7 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Navigazione	RW, LW, TW, CW	Navigazione	



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021		Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative
		4.2.8 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Altro	RW, LW, TW, CW	Da definire	
		4.2.9 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse -- Non conosciute o obsolete	RW, LW, TW, CW	Da definire	
	4.3 Alterazioni idrologiche	4.3.1 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume – Agricoltura	RW, LW, TW	Agricoltura	
		4.3.2 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Trasporti	RW, LW, TW	Trasporti	
		4.3.3 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Idroelettrico	RW, LW, TW	Idroelettrico	
		4.3.4 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume – Pubblica fornitura	RW, LW, TW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi	
		4.3.5 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Agricoltura	RW, LW, TW	Acquacoltura e pesca	
		4.3.6 Alterazioni idrologiche - Diversione della portata	RW, LW, TW	Agricoltura - Produzione energia - Navigazione interna - Trasporti (infrastrutture varie) - Difesa dalle alluvioni	
		4.3.7 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Altro	RW, LW, TW	Da definire	
	4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico		RW, LW, TW	Agricoltura - Difesa dalle alluvioni Cambiamenti climatici	
	4.5 Altre alterazioni idromorfologiche	4.5.1 Alterazioni morfologiche – Altro- Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici	RW, LW, TW, CW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi – Agricoltura - Navigazione interna Trasporti (infrastrutture varie) - Difesa dalle alluvioni	



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Tipologia di acque per cui la pressione può essere rilevante	Principali determinanti	Eventuali note esplicative
5. Altre pressioni sulle acque superficiali	5.1 Altre pressioni -Introduzioni di malattie e specie aliene	RW, LW, TW, CW	Agricoltura - Acquacoltura e pesca	
	5.2 Altre pressioni -Sfruttamento/rimozione di animali/vegetali	RW, LW, TW, CW	Agricoltura - Acquacoltura e pesca	
	5.3 Altre pressioni -Rifiuti/discardie abusive	RW, LW, TW, CW, GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi - Produzione industriale - Agricoltura - Navigazione interna	Coincide con la Pressione 5.3 Altre pressioni - Discariche/sversamenti abusivi del PdG Po 2015
6. Cambiamenti del livello e del flusso idrico delle acque sotterranee	6.1 Ricarica delle acque sotterranee	GW	Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi - Produzione industriale - Produzione elettricità - Agricoltura	
	6.2 Alterazione del livello o del volume delle acque sotterranee	GW	Produzione industriale - Sviluppo urbano (comparto civile) - Turismo e usi ricreativi	
7. Pressioni antropiche - Altro		Tutte	Da definire	
8. Pressioni antropiche sconosciute		Tutte	Da definire	
9. Pressioni antropiche - Inquinamento storico		Tutte	Da definire	

2.1.1. Grandezze idrologiche

Ad integrazione di quanto riportato in Tabella 3.6 delle LG SNPA (*Definizioni relative ai termini utilizzati e alle modalità di valutazione*), in Tabella 2.2 si riporta l'elenco delle **grandezze idrologiche di riferimento** per alcuni degli indicatori utilizzati per definire la significatività delle pressioni.

Tenuto conto delle decisioni assunte in sede di GdL distrettuale, per garantire un'omogeneità di analisi a livello distrettuale in generale si è concordato quanto segue:

- la **portata naturalizzata** viene utilizzata per tutti gli indicatori di significatività delle pressioni in cui viene richiesta la definizione di un valore di portata del corpo idrico;
- se disponibile del dato di **prelievo reale** è preferibile utilizzare questo dato oltre al **dato di concessione** richiesto, che tuttavia rimane il riferimento da adottare per garantire il confronto a scala distrettuale, in assenza di misurazioni;
- in assenza di dati utili per le analisi previste, è possibile ricorrere ad altre modalità di stima, purché vengano descritte e motivate e si ritengano adeguate a raggiungere le finalità condivise a livello distrettuale;

- per i **corpi idrici artificiali** si è ritenuto opportuno utilizzare valori di **portata del corpo idrico “caratteristici”**, definiti sulla base delle conoscenze puntuali dello stesso e tenuto conto degli usi per cui sono stati creati e vengono gestiti;
- per ogni dato fornito occorre descrivere il metodo di calcolo utilizzato e le scelte operative effettuate sulla base anche del giudizio esperto (**giudizio esperto motivato**).

Le eventuali scelte regionali differenti, tenuto conto dei dati disponibili, sono illustrate nelle relazioni fornite di cui all’Allegato 2.7 del presente Elaborato.

Tabella 2.2 Elenco dei dati idrologici caratteristici dei corpi idrici e utilizzati ai fini della definizione della significatività delle pressioni

Tipo di parametro	Descrizione
PORTATA MEDIA ANNUALE OSSERVATA di lungo periodo	Rappresenta la portata media annua osservata, misurata, stimata o ricostruita tramite modello, nel CI, calcolata rispetto alla più lunga serie disponibile di osservazioni validate.
PORTATA MEDIA ANNUALE NATURALIZZATA di lungo periodo, CI con stazione idrometrica o senza	Rappresenta la stima della portata media annua naturale, cioè ricostruita in assenza di prelievi, nel CI, calcolata rispetto alla più lunga serie di dati disponibili, ricostruita o stimata.
PORTATA MEDIA STAGIONALE NATURALIZZATA di lungo periodo, CI con stazione idrometrica o senza	Rappresenta la stima della portata media stagionale naturale, cioè ricostruita in assenza di prelievi, nel CI, calcolata rispetto alla più lunga serie di dati disponibili, ricostruita o stimata. I periodi di riferimento stagionale sono: - stagione estiva (giugno-agosto) e/o corrispondente al periodo irriguo (aprile-settembre); - stagione invernale: mesi rimanenti dell’anno.
Portata MEDIA MENSILE OSSERVATA di lungo periodo	Rappresenta la portata media mensile osservata, misurata, stimata o ricostruita tramite modello, nel CI, calcolata rispetto alla più lunga serie disponibile di osservazioni validate.
Portata MEDIA MENSILE NATURALIZZATA di lungo periodo, CI con stazione idrometrica o senza	Rappresenta la stima della portata media mensile naturale, cioè ricostruita in assenza di prelievi, nel CI, calcolata rispetto alla più lunga serie di dati disponibili, ricostruita o stimata
Portata massima storica	Rappresenta il massimo valore di portata istantanea che è stato osservato (o ricostruito tramite modello) nel CI
Portata minima storica	Rappresenta il minimo valore di portata istantanea che è stato osservato (o ricostruito tramite modello) nel CI
Portata MEDIA REALE	<i>Portata media transigente in una determinata sezione di chiusura del CI. Essa tiene conto di prelievi e scarichi presenti a monte, ed è valutata attraverso misure dirette, modellazione idrologica condotta considerando anche i prelievi e scarichi principali, o procedure di regionalizzazione corrette sulla base delle conoscenze sui prelievi e scarichi a monte. E’ riferita all’anno medio o al periodo medio specificato ((da Fiorenza A. et al, 2018). Linee guida per l’analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, LG SNPA 11/2018)</i>
Portata MEDIA NATURALE	<i>Portata media transigente in una determinata sezione di chiusura del CI che si avrebbe in assenza di pressioni di tipo quantitativo (prelievi e scarichi), valutata attraverso modellazione idrologica, procedure di regionalizzazione o misure dirette corrette sulla base delle conoscenze sui principali prelievi e scarichi a monte. È riferita all’anno medio o al periodo medio specificato (da Fiorenza A. et al, 2018). Linee guida per l’analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, LG SNPA 11/2018)</i>
Portata MEDIA DERIVATA/DERIVABILE	<i>Valutata sulla base dei volumi medi (su base pluriennale se disponibili) effettivamente prelevati se noti o stimabili, oppure in relazione alle portate medie concesse; nel caso di prelievo irriguo e di disponibilità del solo dato di massima concessione, sarà utilizzato il 70 % di tale valore (da Fiorenza A. et al, 2018). Linee guida per l’analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, LG SNPA 11/2018).</i>
Soglia di prelievo per i CI sotterranei	<i>Soglia di prelievo per C.I. sotterranei - La soglia prevista di 0.15 Mm³/km² corrisponde ad uno spessore di acqua di altezza 150 mm. È ottenuta valutando la possibile ricarica media annua dal suolo per un acquifero libero/freatico di tipo poroso (apporto che solitamente è prioritario rispetto agli apporti diretti dal fiume), considerando una pioggia media sulla</i>



Tipo di parametro	Descrizione
	<p><i>pianura di 750 mm/anno e un contributo alle falde del 20% della precipitazione. Se il prelievo risultasse superiore non si avrebbe mediamente una situazione di equilibrio. È possibile utilizzare un valore differente a seguito di valutazioni numeriche diverse condotte nel dettaglio, per specifiche situazioni, in caso di contributi pluviometrici maggiori o minori oppure ad esempio per acquiferi fessurati.</i></p> <p><i>Il valore potrebbe anche essere alzato fino a 0.2-0.25 Mm³/km² in caso di significativo contributo medio (conosciuto) alla ricarica da parte dei fiumi.</i></p> <p><i>La forte riduzione di superficie dell'acquifero nel caso di GWB confinato (considerando il 10-20%) è legata al fatto che il contributo di ricarica in questo caso è molto più basso, quindi, fittiziamente viene ridotta la superficie; valori del 10-20% sono quelli valutati mediamente per gli acquiferi confinati emiliano-romagnoli, ma con % che possono essere modificate in relazione a conoscenze dettagliate in merito ai fenomeni di ricarica (da Fiorenza A. et al, 2018. Linee guida per l'analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE, LG SNPA 11/2018).</i></p>
DMV/DE	È costituito dai valori di DMV/DE di riferimento per l'intero corpo idrico, definiti nel rispetto della Deliberazione CIP n.4/2017
<p>Osservazioni:</p> <p>(1) Si intende per "ricostruito" il dato di portata naturalizzata determinato a partire da un dato misurato depurato dagli effetti antropici come, ad esempio, quelli dovuti a prelievi ovvero a regolazione da parte di invasi o ad altri effetti. Si intende, invece, per "stimato" il dato di portata naturalizzata quello interamente derivato dall'applicazione di strumenti di modellistica idrologica. (RIF: ISPRA - Implementazione della Direttiva 2000/60/CE - Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici). La portata naturale è quella che si verifica in un corpo idrico in assenza di prelievi e/o modificazioni antropiche del regime idrologico sul corpo idrico stesso e a monte di esso (stato idrologico indisturbato).</p>	

Come già indicato, la situazione dei dati "quantitativi" disponibili riferiti sia al corpo idrico sia al prelievo/scarico può risultare differente tra le Regioni e non essere omogenea a livello distrettuale.

Sia a livello di corpo idrico sia a livello di prelievo/scarico, i confronti avvenuti in sede di GdL hanno evidenziato le diverse situazioni dell'origine dei dati e, pertanto, nella tabella che segue, si riporta una sintesi delle stesse e si forniscono delle valutazioni preliminari sul livello di precauzione e di attendibilità dei valori idrologici utilizzati per gli indicatori quantitativi riferiti.

Si segnala che per **livello di attendibilità** (Alto, Basso) si intende la probabilità di fare errori nel valutare la differenza tra il valore utilizzato e il valore vero della grandezza considerata.

Tabella 2.3 Valutazione preliminare del livello di attendibilità dei dati idrologici utilizzati per il popolamento degli indicatori di soglie di significatività a livello di corpo idrico.

Origine del dato utilizzato per il calcolo dei valori degli indicatori	Livello di attendibilità	Note esplicative
Dato misurato/osservato (con strumentazione e serie storiche significative > 10 anni)	Alto	Per effettuare queste valutazioni si rimanda alle LG ISPRA di riferimento pubblicate
Dato stimato/ricostruito (da modello e/o con dati misurati/osservati con strumentazione ma serie storiche brevi < 10 anni)	Alto	Livello di confidenza valutazione significatività a livello di corpo idrico Per ogni corpo idrico deve essere disponibile la descrizione del modello e/o delle serie storiche utilizzati
Dato calcolato (senza ausilio di modello, con dati autorizzati/concessi/senza misurazioni)	Basso	Per ogni corpo idrico deve essere disponibile la descrizione dei criteri e dei riferimenti metodologici di calcolo utilizzati
Dato autorizzato/concesso per gli scarichi e/o prelievi	Basso	Per ogni corpo idrico deve essere disponibile la descrizione dei criteri e dei riferimenti metodologici di calcolo utilizzati



2.2. Livello di confidenza dell'analisi delle pressioni

Una informazione aggiuntiva richiesta dalle LG SNPA riguarda la stima del **livello di confidenza** della valutazione della significatività fornita sulla base dei giudizi indicati nella Tabella 1.1. Si tratta, in modo semplice, di considerare la **robustezza del dato** utilizzato - in termini di completezza, copertura territoriale, livello di aggiornamento - e la **completezza/consistenza dell'analisi**, ossia il numero di tipologie di pressioni effettivamente considerate rispetto a quelle previste (vedi cap. 5 delle LG).

Tabella 2.4 Matrice per l'attribuzione del livello di Confidenza

		Consistenza	
		Alto	Basso
Robustezza	Alto	ALTO	MEDIO
	Basso	MEDIO	BASSO

Anche questo livello di analisi potrà contribuire a fornire una fotografia del livello di adeguatezza dei contenuti che supportano il PdG Po ed eventualmente a suggerire le eventuali criticità che andranno attentamente risolte nel ciclo di pianificazione 2021-2027.



3. Valutazione degli impatti significativi

Per il riesame del quadro conoscitivo del PdG Po 2021 i riferimenti metodologici adottati per la valutazione degli impatti attesi sono indicati dalle LG SNPA⁵; infatti, oltre a fare maggiore chiarezza sul ruolo che tale analisi riveste, si conferma l'approccio metodologico già indicato nel PdG Po 2015, seppur a suo tempo applicato in modo parziale per via delle criticità incontrate e dichiarate⁶.

L'applicazione della metodologia delle LG SNPA, che prevede l'utilizzo di tutti i dati disponibili del monitoraggio effettuato per classificare lo stato dei corpi idrici, ha consentito di avere in generale un quadro conoscitivo più robusto e nello specifico di ottenere migliori informazioni per i corpi idrici per i quali gli indici utilizzati per definire le pressioni significative e lo stato dei corpi idrici non risultavano essere coerenti tra loro. Superare questa criticità già evidenziata nel Piano 2015 ha consentito per questo riesame di affinare le valutazioni utili a definire l'efficacia delle misure già in atto e/o quelle da programmare per il futuro.

Per facilitare la comprensione di questa affermazione si riporta nel box seguente il testo integrale della spiegazione fornita nelle LG SNPA.

LG SNPA, 11/2018 Capitolo 4 Analisi di rischio, pag 73

La DQA prevede la caratterizzazione dei corpi idrici attraverso l'analisi delle pressioni significative alle quali sono sottoposti i CI, degli impatti attesi e quindi della vulnerabilità dello stato dei CI rispetto alle pressioni individuate e la valutazione del rischio di non raggiungimento degli obiettivi di qualità.

L'attribuzione della categoria di rischio (a rischio/non a rischio) orienta da un lato la predisposizione dei programmi di monitoraggio, in particolare modo la tipologia di monitoraggio (operativo o sorveglianza) e dall'altro l'individuazione di misure di risanamento per i CI che non hanno raggiunto l'obiettivo ambientale ed eventuali misure di tutela/mantenimento per i CI che risultano in Stato Buono.

La valutazione del rischio deriva da un'analisi integrata dei seguenti elementi:

- risultati dell'analisi delle pressioni
- definizione degli impatti attesi sui CI in relazione alle pressioni significative
- risultati del monitoraggio in termini di indici di stato per la classificazione
- risultati del monitoraggio in termini di elaborazioni di dettaglio per la valutazione degli impatti.

L'approccio metodologico per la valutazione del rischio e la modulazione del monitoraggio si basa sui seguenti presupposti:

- *la pressione è considerata significativa se supera la soglia di significatività definita in quanto si assume che possa generare impatti sul CI, a carico di uno o più elementi di qualità (chimici, biologici o idromorfologici), tali da pregiudicare il raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità*
- *la valutazione dello stato avviene attraverso gli indici previsti dalle normative vigenti comunitarie e nazionali (Decreto Ministeriale 260/2010 ad esempio). Tuttavia è noto che alcune metriche di valutazione dello stato risultano non sufficientemente sensibili a rilevare gli impatti generati da alcune tipologie di pressioni. E' il caso degli indici biologici rispetto alla presenza di pressioni che generano alterazioni del regime idrologico e/o dell'assetto morfologico, ma anche del LIMeco rispetto a pressioni che generano alterazioni del carico organico e/o inquinamento microbiologico. Molti indici tra quelli attualmente previsti dalla normativa sono indici trofici, quindi specificamente definiti per valutare lo stato trofico*
- *la valutazione degli impatti attesi dovrebbe avvalersi di indicatori in grado di evidenziare/misurare un'alterazione a carico di uno dei comparti ecosistemici (caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua, comunità biologiche, idrologia, morfologia, etc, per le diverse categorie di acque), che non necessariamente si traduce in una classe di stato inferiore al "Buono", ma è misurabile. Definendo indicatori di impatto e relative soglie di significatività è possibile valutare quando l'alterazione è significativa. Gli indicatori di impatto possono essere anche subindici o submetriche degli indicatori di stato (ad esempio una o più submetriche che compongono lo STAR_ICMi o uno o più parametri del LIMeco, dell'LTLecco e del TRIX) e nell'ottica di un sistema complessivo di valutazione ed elaborazione dei dati sarebbe auspicabile.*

L'applicazione dell'approccio metodologico indicato ha comunque comportato un aumento degli sforzi di analisi da parte del GdL Po e la definizione di scelte operative condivise, di seguito riportate:

- a. per tutte le tipologie di acque e per ogni corpo idrico monitorato, sono stati valutati gli **impatti significativi in base alle LG ISPRA 2018** (indicatori-soglie). I dati e i risultati ottenuti, oltre a

⁵ Per ulteriori approfondimenti si rimanda alla lettura del capitolo 4 "Analisi di rischio" delle LG SNPA 11/2018.

⁶ Vedi Elaborato 2 del PdG Po 2015, cap. 4.



migliorare il quadro conoscitivo del PdG Po 2021, rappresentano importanti contributi per verificare/migliorare quanto pubblicato nelle LG SNPA;

- b. alla scala distrettuale, ove pertinente e tenuto conto delle questioni ambientali da affrontare e delle relazioni con le pressioni significative/potenzialmente significative presenti, per tutti i corpi idrici è stata applicata la metodologia delle LG SNPA (indicatori-soglie) **per almeno i seguenti impatti:**

- *inquinamento da nutrienti,*
- *inquinamento organico,*
- *inquinamento chimico,*
- *inquinamento microbiologico,*
- *temperature elevate,*
- *intrusione salina,*
- *abbassamento dei livelli piezometrici a causa di prelievi eccessivi e superiori alla disponibilità delle risorse sotterranee.*

Per gli altri impatti, in presenza di pressione significativa, è stato assegnato l'impatto atteso attraverso il **giudizio esperto**, in assenza di dati per popolare gli indicatori (ad es. pressione prelievi e no dati IQM e no IARI, ecc.), tenendo conto anche degli indirizzi forniti in proposito dalle LG SNPA;

- c. per i **corpi idrici "raggruppati"**, è stata fornita una valutazione dei potenziali impatti significativi sulla base delle loro correlazioni con le pressioni significative (giudizio esperto), tenendo conto anche degli indirizzi forniti in proposito dalle LG SNPA;
- d. l'attività è stata effettuata a valle delle attività in corso per l'analisi delle pressioni significative e dello stato dei corpi idrici 2014-2019 e si è concentrata sui corpi idrici dove esistono le **questioni più complesse da affrontare** e al fine anche di definire scelte armonizzate a scala distrettuale nelle situazioni in cui sono emersi elementi/risultati disomogenei, non motivati da differenze ambientali e territoriali;
- e. per le **acque sotterranee** le LG SNPA sono state integrate dalle linee guida SNPA 161/2017 "*Linee guida per la valutazione delle tendenze ascendenti e d'inversione degli inquinanti nelle acque sotterranee*";
- f. tutti i dati raccolti ed elaborati per l'analisi degli impatti significativi sono stati resi disponibili nel PdG Po 2021, insieme a quelli dello stato e delle pressioni significative, al fine di renderli fruibili e allo stesso tempo per garantire la massima trasparenza e avviare un auspicato processo di implementazione e completamento ove essi risultino carenti, durante l'attuazione del Piano nel periodo 2021-2027.



4. Analisi del rischio a scala di corpo idrico

Per la valutazione del rischio a scala di corpo idrico, i riferimenti già forniti nel PdG Po 2015 sono stati integrati nelle LG SNPA che, oltre a rafforzare quello che era già stato sviluppato per il bacino del fiume Po, fanno maggiore chiarezza sul ruolo che questa analisi può svolgere nell'attuazione della DQA attraverso il modello concettuale DPSIR, così come indicato nei box riportati nell'Allegato 2.4 del presente Elaborato.

Pertanto, per l'analisi del rischio, a partire dallo stato attuale dei corpi idrici, anche per il Piano 2021 sono state assunte due sole categorie:

1. **a rischio:**

- di non raggiungimento degli obiettivi ambientali al 2021 e al 2027.
- di deterioramento dello stato, nel caso in cui sia stato già raggiunto lo stato di elevato/buono;

2. **non a rischio.**

La definizione di *rischio* è strettamente correlata a:

- lo stato attuale dei corpi idrici,
- le pressioni significative presenti,
- la necessità di mantenere una certa tipologia di monitoraggio in particolare per quei corpi idrici dove risulta necessario valutare l'efficacia delle misure che sono/verranno attuate, anche al fine di supportare eventuali decisioni in merito alle proroghe/deroghe/esenzioni da definire (art. 4, commi 4,5,7).

Il percorso seguito è aggiornato e riassunto in modo schematico nelle Figura 4.1 e Figura 4.2 per le acque superficiali e nelle Figura 4.3 e Figura 4.4 per le acque sotterranee.

A supporto di questa analisi nell'Elaborato 4 del PdG Po 2015 sono fornite le mappe delle reti di monitoraggio che sono state utilizzate per definire lo stato attuale dei corpi idrici superficiali e sotterranei nel distretto idrografico del fiume Po, descritto nell'Elaborato 1 del Piano.

Per il 3° ciclo di pianificazione 2021-2027, i monitoraggi di riferimento per la verifica dell'evoluzione dello stato dei corpi idrici e che tragheranno la scadenza del 2027, si riferiranno al sessennio 2020-2025.

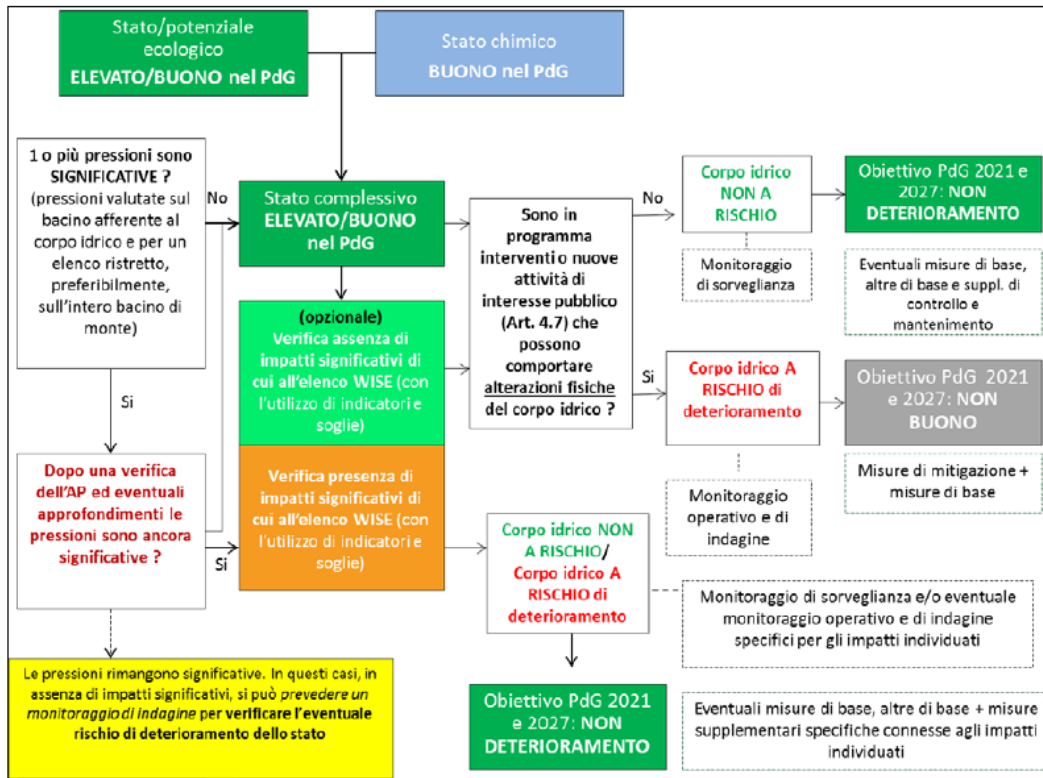


Figura 4.1 Schema riepilogativo di riferimento per la valutazione del rischio per i corpi idrici superficiali – stato attuale ELEVATO/BUONO (da SNPA, 2018, pag. 97)

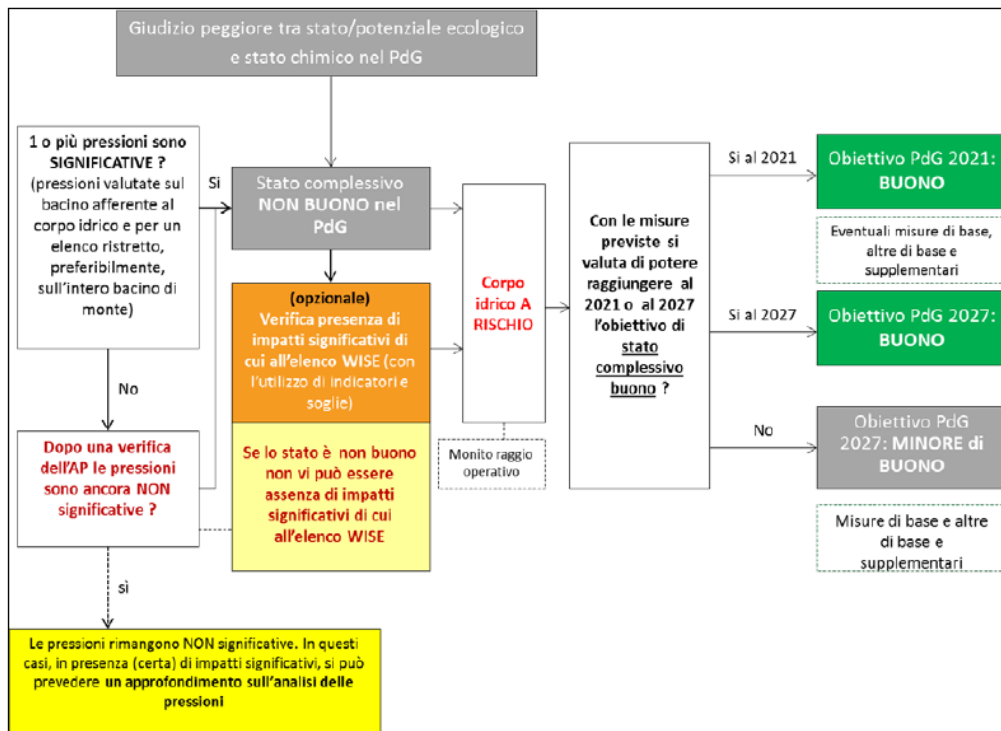


Figura 4.2 Schema riepilogativo di riferimento per la valutazione del rischio per i corpi idrici superficiali – stato attuale NON BUONO (da SNPA, 2018, pag. 97)

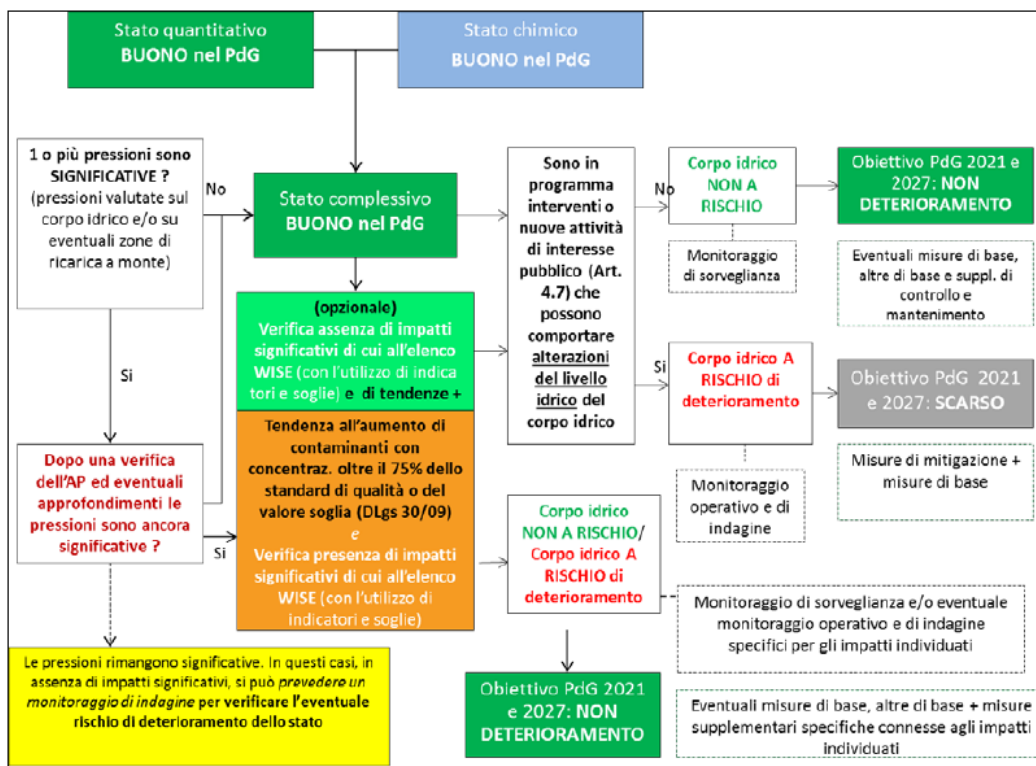


Figura 4.3 Schema riepilogativo di riferimento per la valutazione del rischio per i corpi idrici sotterranei – stato attuale BUONO (da SNPA, 2018, pag. 98)

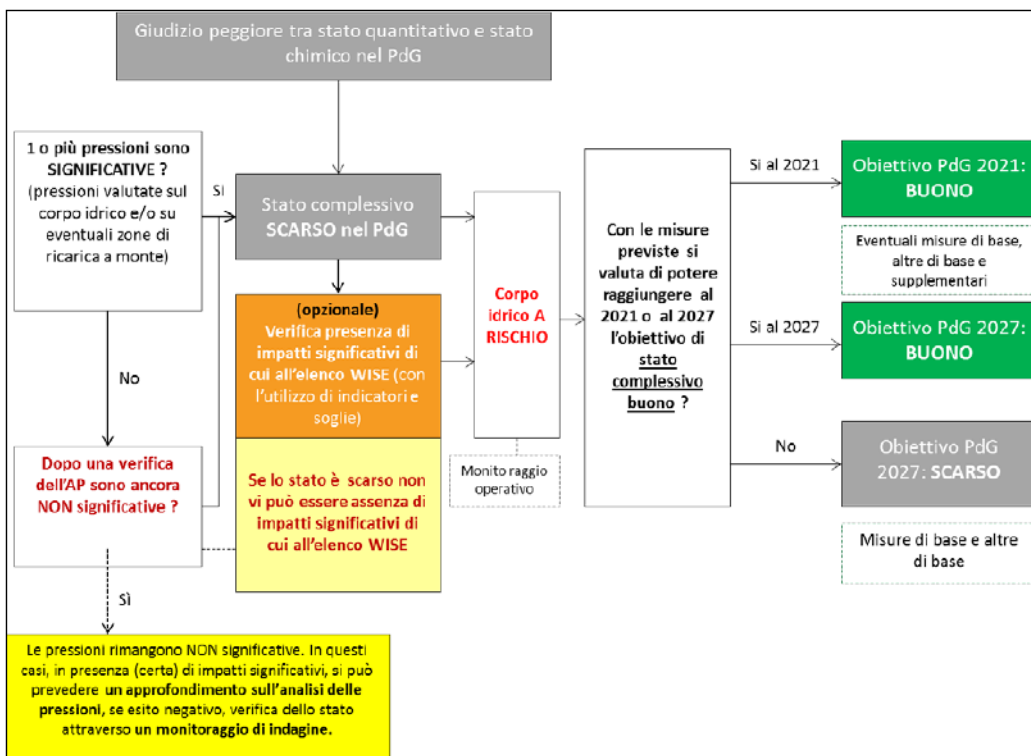


Figura 4.4 Schema riepilogativo di riferimento per la valutazione del rischio per i corpi idrici sotterranei – stato attuale SCARSO (da SNPA, 2018, pag. 98)



5. Pressioni significative nel distretto idrografico del fiume Po

Gli approfondimenti effettuati hanno portato a definire le pressioni significative per ciascun corpo idrico del distretto idrografico del fiume Po, attraverso l'applicazione delle LG SNPA.

Il quadro conoscitivo delle pressioni significative ha guidato la valutazione del rischio così come descritta nel capitolo precedente e ha supportato il riesame dei monitoraggi in atto e tutta la fase strategica del processo di riesame del PdG Po 2021 per quanto riguarda la definizione degli obiettivi ambientali a scala di corpo idrico al 2027 e l'aggiornamento delle misure individuali, alle diverse scale di intervento e di efficacia, di cui all'Elaborato 7 "Programma di misure".

Nelle Tabelle che seguono si riportano, per ciascuna Sub Unit in cui è stato suddiviso il distretto idrografico del fiume Po ex L. 221/2015, le pressioni significative individuate a livello di corpo idrico per la tipologia di acque presente. La sintesi a livello distrettuale è rappresentata invece delle figure riportate di seguito che si riferiscono alle tipologie di acque in comune nelle diverse Sub Unit.

Consolidato il quadro informativo qui rappresentato, nell'Allegato 12.2 dell'Elaborato 12 del PdG Po 2021 "Repertorio delle informazioni a supporto del PdG Po 2021" è consultabile il dettaglio a livello di corpo idrico, analogamente a quanto fatto per il PdG Po 2015, al fine di rendere trasparenti ed utili tutte le informazioni acquisite che guideranno l'attuazione del Piano per il 3° ciclo di pianificazione DQA 2021-2027.

A livello di distretto idrografico del fiume Po, come si evidenzia in Tabella 5.2, rispetto al numero complessivo di corpi idrici superficiali (pari a 2293) **solo 410 corpi idrici (circa il 20%)** sono risultati senza pressioni significative, il rimanente **80%** ha una o più pressioni significative.

La situazione per le **acque sotterranee** presenta una percentuale maggiore di corpi idrici senza pressioni significative pari al **48%** a cui corrisponde il numero di **109 corpi idrici** su un totale di 227 corpi idrici. Il rimanente **52%** dei corpi idrici sotterranei risente di una o più pressioni significative.

Tabella 5.1 Numeri dei corpi idrici interessati da pressioni significative individuate nel distretto idrografico del fiume Po

Tipologia di pressione significativa	Fiumi	Laghi	Acque di transizione	Acque marino-costiere	Acque sotterranee	Totali
Nessuna pressione significativa	410	37	0	0	109	447
Presenza di 1 o più pressione significativa	1753	72	18	3	118	1846

Nello specifico, facendo riferimento alla Tabella 5.2, le tipologie di pressioni definite significative per il numero maggiore di **corpi idrici superficiali** risultano essere in ordine decrescente:

1. pressioni idromorfologiche (cod. WISE 4), per il **61%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
2. pressioni diffuse (cod. WISE 2), per il **57%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
3. pressioni puntuali (cod. WISE 1) per il **53%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
4. pressioni prelievi (cod. WISE 3) per il **42%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
5. altre pressioni (codd. WISE 5,6,7,8), per il **18%** dei corpi idrici superficiali del distretto

Per le **acque sotterranee** le tipologie di pressioni significative per il numero maggiore di corpi idrici sono le seguenti in ordine decrescente:



1. pressioni diffuse (cod. WISE 2), per il **33%** dei corpi idrici sotterranei del distretto;;
2. pressioni puntuali (cod. WISE 1) per il **29%** dei corpi idrici sotterranei del distretto
3. pressioni prelievi (cod. WISE 3) per il **29%** dei corpi idrici sotterranei del distretto;
4. altre pressioni (codd. WISE 5,6,7,8,9), per il **6 %** dei corpi idrici sotterranei del distretto.

Tabella 5.2 Numeri dei corpi idrici interessati dalle diverse tipologie di pressioni significative individuate nel distretto idrografico del fiume Po

Tipologia di pressione significativa	Fiumi	Laghi	Acque di transizione	Acque marino-costiere	Acque sotterranee	Totali
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)	1174	32	5	2	65	1278
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)	1248	26	19	5	74	1372
Pressioni prelievi (cod. WISE 3)	950	12	0	0	65	1027
Pressioni idromorfologiche (cod. WISE 4)	1339	35	12	3	0	1389
Altre pressioni (cod. WISE 5, 6, 7, 8, 9)	330	50	20	3	14	417

Le analisi condotte evidenziano che la maggior parte dei corpi idrici presenta una concomitanza di pressioni significative e solo per pochi corpi idrici, in particolare negli ambiti di montagna, si riscontra una sola pressione significativa.

Per i **corpi idrici fluviali**, le pressioni definite significative per un numero elevato di corpi idrici (**maggiore di 300**) risultano essere:

1. pressioni idromorfologiche: *4.5.1 Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici*
2. pressioni diffuse: *2.2 Agricoltura*;
3. pressioni puntuali: *1.1 Scarichi urbani e 1.2 Sforatori di piena.*
4. pressioni prelievi: *3.5 Uso idroelettrico*;

Le pressioni “*2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane*”, “*3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo*”, “*4.1.5 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Non conosciute o obsolete*”, “*4.2.9 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Non conosciute o obsolete*”, “*5.1 Altre pressioni -Introduzioni di malattie e specie aliene*” e “*8. Pressioni antropiche sconosciute*” sono state identificate significative per numeri complessivi **superiori a 100** corpi idrici fluviali.

Per i **corpi idrici lacustri**, le pressioni che interessano il maggiore numero di corpi idrici, in particolare, quelle che sono state definite significative per un **numero maggiore di 10** sono:

1. pressioni idromorfologiche: *4.1.1 Alterazioni morfologiche -Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Difesa dalle alluvioni, 4.5.1 Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici*
2. pressioni diffuse: *1.2 Puntuali – Sforatori di piena.*

Le pressioni “*1.1 Puntuali – Scarichi urbani*”, “*1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati*”, “*2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane*”, “*2.2 Diffuse – Agricoltura*”, “*2.4 Diffuse – Trasporti*”, “*2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura*”, “*3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo*”, “*4.1.5 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Non conosciute o obsolete*”, “*5.1*



Altre pressioni -*Introduzioni di malattie e specie aliene*”, 8. *Pressioni antropiche sconosciute*”, e “9 *Pressioni antropiche -Inquinamento storico*” sono state identificate significative per **numeri complessivi superiori a 5** corpi idrici lacustri.

Per i **corpi idrici di transizione**, le pressioni che sono state definite significative per un **numero maggiore di 10** sono:

1. pressioni diffuse: 2.2 *Agricoltura*;
2. altre pressioni: 8. *Pressioni antropiche sconosciute*.

La pressione “5.1 *Introduzioni di malattie e specie aliene*” è stata identificata significativa per **5** corpi idrici di transizione.

Per i **corpi idrici marino-costieri** le tipologie di pressioni significative individuate sono le seguenti in ordine decrescente:

1. pressioni diffuse: 2.1 *Dilavamento superfici urbane*, 2.2 *Agricoltura*, 2.4 *Trasporti*;
2. altre pressioni 8. *Pressioni antropiche sconosciute*, 9. *Inquinamento storico*;
3. pressioni idromorfologiche: 4.2.2 *Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Difesa dalle inondazioni*, 4.2.7 *Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Navigazione*.
4. pressioni puntuali: 1.1 *Puntuali – Scarichi urbani*, 1.2 *Sfioratori di piena*, 1.9.4 *Porti*;

Per i **corpi idrici sotterranei**, in particolare, quelle che interessano un numero elevato di corpi idrici (**maggiore di 40**) risultano essere:

1. pressioni diffuse: 2.2 *Agricoltura*;
2. pressioni puntuali: 1.5 *Siti contaminati/siti industriali abbandonati*;

Le pressioni “1.6 *Puntuali – Discariche*”, “2.1 *Diffuse – Dilavamento superfici urbane*”, “3.1 *Prelievi/Diversioni – Uso agricolo*”, “3.2 *Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile*” sono state identificate significative per numeri complessivi **superiori a 20 corpi** idrici sotterranei

Tabella 5.3 Elenco delle pressioni definite significative nella Sub Unit Po e numero di corpi idrici in cui sono state riscontrate (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Po (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 2134 Compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)						
1.1 Puntuali – Scarichi urbani	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Interregionali	384	8			
1.2 Puntuali – Sforatori di piena	Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Interregionali	293	12			
1.3 Puntuali – Impianti IED	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Interregionali	75				
1.4 Puntuali – Impianti non IED	Piemonte, Liguria, Emilia-Romagna, Interregionali	41	2			
1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Interregionali, Inter Sub Unit	27	5	1		38
1.6 Puntuali – Discariche	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	39				19
1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura	Piemonte, Lombardia Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento	20	1			
1.9.1 Puntuali – Altro: Rilascio dei sedimenti a valle delle dighe (RW)	Liguria	3				
1.9.4 Puntuali – Altro: Porti	Emilia-Romagna			1		
1.9.5 Puntuali. - altro	Liguria					4
1.9.6 Puntuali – Altre pressioni-CUMULATIVO	Piemonte	57	4			
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)						
2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Inter Sub Unit, Interregionali	210	7			20
2.2 Diffuse - Agricoltura	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Veneto, Inter Sub Unit, Interregionali	528	5	12	1	34



Sub Unit Po (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 2134 Compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
2.4 Diffuse – Trasporti	Piemonte, Liguria, Emilia-Romagna, Interregionali	177	4			
2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna	45	6			
2.9 Diffuse – Impianti di acquacoltura	Emilia-Romagna			1		
2.10 Diffuse - Altre pressioni-CUMULATIVO	Piemonte	51	4			
Prelievi (cod. WISE 3)						
3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Prov. Aut.Trento, Interregionali	189	5			24
3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile	Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov.Aut.Trento	3				18
3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale	Piemonte, Emilia-Romagna, Interregionali	1				7
3.4 Prelievi/Diversioni – Raffreddamento	Piemonte, Liguria					2
3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Interregionali	443	2			
3.6 Prelievi/Diversioni – Piscicoltura	Piemonte, Lombardia, Prov.Aut.Trento	4				
3.7 Prelievi/Diversioni - Altri usi	Emilia-Romagna	23	1			
3 - Tutti i prelievi	Valle d'Aosta, Piemonte	231	4			
Alterazioni idromorfologiche (cod. WISE 4)						
4.1. Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico (da 4.1.1 a 4.1.5)	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Prov. Aut.Trento, Interregionali	203	18	4		
4.2. Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse (da 4.2.1 a 4.2.9)	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Prov. Aut.Trento, inter Sub Unit, Interregionali	224	1		1	
4.3. Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume (da 4.3.1 a 4.3.7)	Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut. Trento	3	5	4		



Sub Unit Po (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 2134 Compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico	Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Interregionali	67				
4.5.1 Alterazioni morfologiche - Altro - Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Prov. Aut. Trento, Interregionali	622	11	3		
Altre pressioni sulle acque (cod. WISE 5, 6, 7, 8, 9)						
5.1 Altre pressioni - Introduzioni di malattie e specie aliene	Piemonte, Liguria, Emilia-Romagna, Prov. Aut. Trento, Interregionali	167	8	5		
5.3 Altre pressioni - Rifiuti/discariche abusive						
7. Pressioni antropiche - Altro	Lombardia, Emilia-Romagna	8	1			
8. Pressioni antropiche sconosciute	Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto, Prov. Aut. Trento, Inter Sub Unit, Interregionali	110	33	8	1	11
9. Pressioni antropiche - Inquinamento storico	Piemonte, Emilia-Romagna, Prov. Aut. Trento, Inter Sub Unit	1	8	3		3

Tabella 5.4 Elenco delle pressioni definite significative nella Sub Unit Reno e numero di corpi idrici in cui sono state riscontrate (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Reno (n° totale CI RW+LW +CW+GW = 172 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)						
1.1 Puntuali – Scarichi urbani	Emilia-Romagna, Toscana	49			1	
1.2 Puntuali – Sfiatori di piena	Emilia-Romagna	56				
1.3 Puntuali – Impianti IED	Emilia-Romagna	6				
1.4 Puntuali – Impianti non IED	Emilia-Romagna	4				



Sub Unit Reno (n° totale CI RW+LW +CW+GW = 172 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Toscana	7				
1.6 Puntuali – Discariche	Emilia-Romagna, Toscana	5				1
1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura	Emilia-Romagna	7				
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)						
2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	Emilia-Romagna, Toscana, Inter Sub Unit	11			1	5
2.2 Diffuse - Agricoltura	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	42			1	7
2.4 Diffuse – Trasporti	Emilia-Romagna	8				
2.5 Diffuse – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Toscana	4				
2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	Emilia-Romagna	7				
Prelievi (cod. WISE 3)						
3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	Emilia-Romagna	2				4
3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile	Emilia-Romagna	1				5
3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale	Emilia-Romagna					3
3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico	Emilia-Romagna, Toscana	2				
3 - Tutti i prelievi	Toscana					
Alterazioni idromorfologiche (cod. WISE 4)						
4.1.Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico (da 4.1.1 a 4.1.5)	Emilia-Romagna, Toscana	18				
4.2. Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse (da 4.2.1 a 4.2.9)	Emilia-Romagna, Toscana, Inter Sub Unit	7			2	
4.3. Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume (da 4.3.1 a 4.3.7)	Emilia-Romagna	3				
4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico	Emilia-Romagna	1				
4.5.1 Alterazioni morfologiche –Altro-	Emilia-Romagna, Toscana	24				



Sub Unit Reno (n° totale CI RW+LW +CW+GW = 172 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici						
Altre pressioni sulle acque (cod. WISE 5, 6, 7, 8, 9)						
5.1 Altre pressioni - Introduzioni di malattie e specie aliene	Emilia-Romagna	7				
7. Pressioni antropiche - Altro	Emilia-Romagna	4				
9. Pressioni antropiche – Inquinamento storico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	1

Tabella 5.5 Elenco delle pressioni definite significative nella Sub Unit Bacini Romagnoli e numero di corpi idrici in cui sono state riscontrate (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Bacini Romagnoli (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 93 compresi inter Sub Unit e interregionali)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distrett con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)						
1.1 Puntuali – Scarichi urbani	Emilia-Romagna	20				
1.2 Puntuali – Sforatori di piena	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	24			1	
1.3 Puntuali – Impianti IED	Emilia-Romagna	3				
1.4 Puntuali – Impianti non IED	Emilia-Romagna	2				
1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Emilia-Romagna			1		1
1.6 Puntuali – Discariche	Emilia-Romagna	1				1
1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura	Emilia-Romagna	2				
1.9.4 Puntuali - Porti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)						
2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	1		1	1	2
2.2 Diffuse - Agricoltura	Emilia-Romagna	29		1		4



Sub Unit Bacini Romagnoli (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 93 compresi inter Sub Unit e interregionali)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distrett con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
2.4 Diffuse - Trasporti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	
2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	Emilia-Romagna	5		1		
Prelievi (cod. WISE 3)						
3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	Emilia-Romagna	1				1
3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile	Emilia-Romagna	3				
3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale	Emilia-Romagna	1				2
3.4 Prelievi/Diversioni – Uso raffreddamento	Emilia-Romagna					
3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico	Emilia-Romagna	3				
Alterazioni idromorfologiche (cod. WISE 4)						
4.1.Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico (da 4.1.1 a 4.1.5)	Emilia-Romagna	9				
4.2. Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse (da 4.2.1 a 4.2.9)	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	1			1	
4.3. Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume (da 4.3.1 a 4.3.7)	Emilia-Romagna	2				
4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico	Emilia-Romagna	3				
4.5.1 Alterazioni morfologiche –Altro- Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici	Emilia-Romagna	17				
Altre pressioni sulle acque (cod. WISE 5, 6, 7, 8, 9)						
5.1 Altre pressioni - Introduzioni di malattie e specie aliene	Emilia-Romagna	3				
7. Pressioni antropiche - Altro	Emilia-Romagna	4				
9.Pressioni antropiche - Inquinamento storico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	1		1	1	



Tabella 5.6 Elenco delle pressioni definite significative nella Sub Unit Conca-Marecchia e numero di corpi idrici in cui sono state riscontrate (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Conca-Marecchia (n° totale CI RW+ TW+CW+GW = 53 compresi Interregionali e InterSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)						
1.1 Puntuali – Scarichi urbani	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit/Interregionale	7				
1.2 Puntuali – Sfiatori di piena	Emilia-Romagna, Marche, Inter Sub Unit/Interregionale	13			1	
1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Marche, Inter Sub Unit/Interregionale					1
1.6 Puntuali – Discariche	Marche, Inter Sub Unit/Interregionale					2
1.9.4 Puntuali – Porti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)						
2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	Emilia-Romagna, Marche, Inter Sub Unit/Interregionale	5			1	2
2.2 Diffuse - Agricoltura	Emilia-Romagna, Marche, Inter Sub Unit/Interregionale	19				6
2.4 Diffuse – Trasporti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	
2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	Emilia-Romagna	1				
Prelievi (cod. WISE 3)						
3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	Emilia-Romagna, Marche, Interregionale	1				2
3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile	Emilia-Romagna					2
3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale	Emilia-Romagna, Marche, Interregionale					1
3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico	Emilia-Romagna	1				
Alterazioni idromorfologiche (cod. WISE 4)						
4.1.Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico (da 4.1.1 a 4.1.5)	Emilia-Romagna, Marche	5				



Sub Unit Conca-Marecchia (n° totale CI RW+ TW+CW+GW = 53 compresi Interregionali e InterSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
4.2. Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse (da 4.2.1 a 4.2.9)	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit				1	
4.3. Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume (da 4.3.1 a 4.3.7)	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit					
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche	Emilia-Romagna	6				
Altre pressioni sulle acque (cod. WISE 5, 6, 7, 8,9)						
7. Pressioni antropiche - Altro	Emilia-Romagna	2				
9. Pressioni antropiche - Inquinamento storico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	2			1	

Tabella 5.7 Elenco delle pressioni definite significative nella Sub Unit Fissero-Tartaro-Canal Bianco e numero di corpi idrici in cui sono state riscontrate (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Fissero-Tartaro-Canal Bianco (n° totale CI RW+ TW+CW = 106 compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Pressioni puntuali (cod. WISE 1)						
1.1 Puntuali – Scarichi urbani	Lombardia, Veneto	11				
1.2 Puntuali – Sforatori di piena	Lombardia, Veneto	9				
1.3 Puntuali – Impianti IED	Veneto	2				
1.4 Puntuali – Impianti non IED	Veneto	5				
1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	Lombardia					
1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura	Veneto	2				
1.9.4 Puntuali - Porti	Veneto			2		
Pressioni diffuse (cod. WISE 2)						
2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane	Veneto	13				
2.2 Diffuse - Agricoltura	Veneto, Inter Sub Unit	88		2	1	



Sub Unit Fissero-Tartaro-Canal Bianco (n° totale CI RW+ TW+CW = 106 compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
2.4 Diffuse – Trasporti	Veneto	4				
2.9 Diffuse – Impianti di acquacoltura	Veneto			1		
Prelievi (cod. WISE 3)						
3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	Veneto	41				
Alterazioni idromorfologiche (cod. WISE 4)						
4.1.Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico (da 4.1.1 a 4.1.5)	Veneto	26				
4.2. Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse (da 4.2.1 a 4.2.9)	Veneto	3				
4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico	Veneto, Lombardia	7				
4.5.1 Alterazioni morfologiche –Altro-Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici	Veneto	88		1		
Altre pressioni sulle acque (cod. WISE 5, 6, 7, 8, 9)						
8. Pressioni antropiche sconosciute	Veneto, Inter Sub Unit	21		3	1	

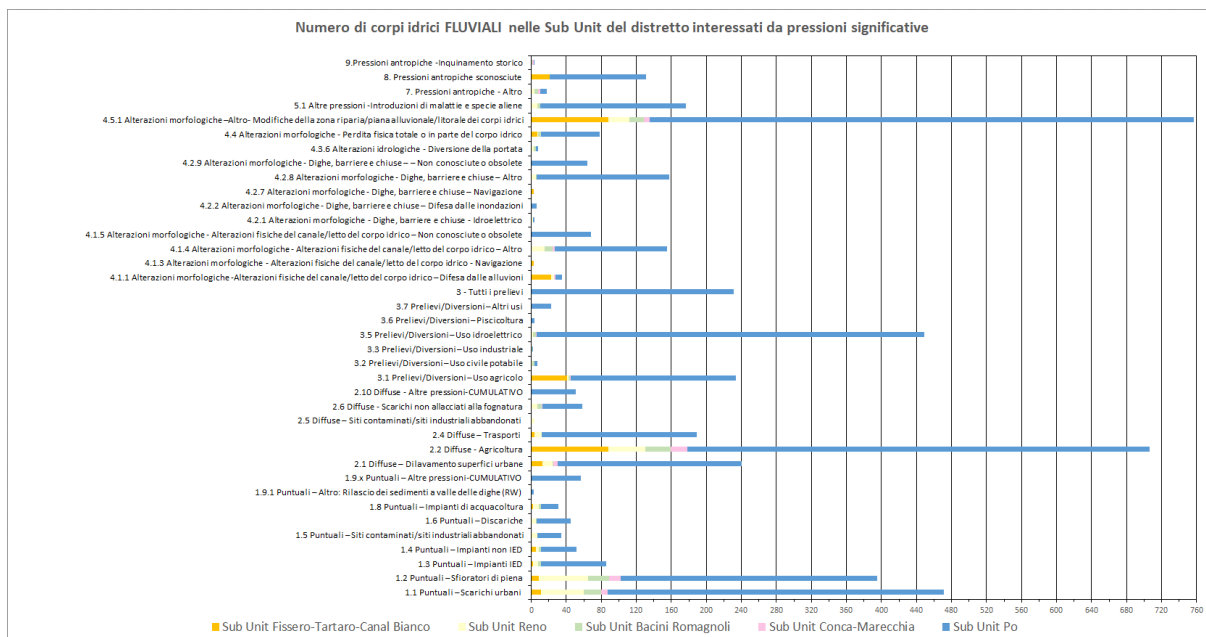


Figura 5.1 Pressioni significative individuate per i corpi idrici FLUVIALI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

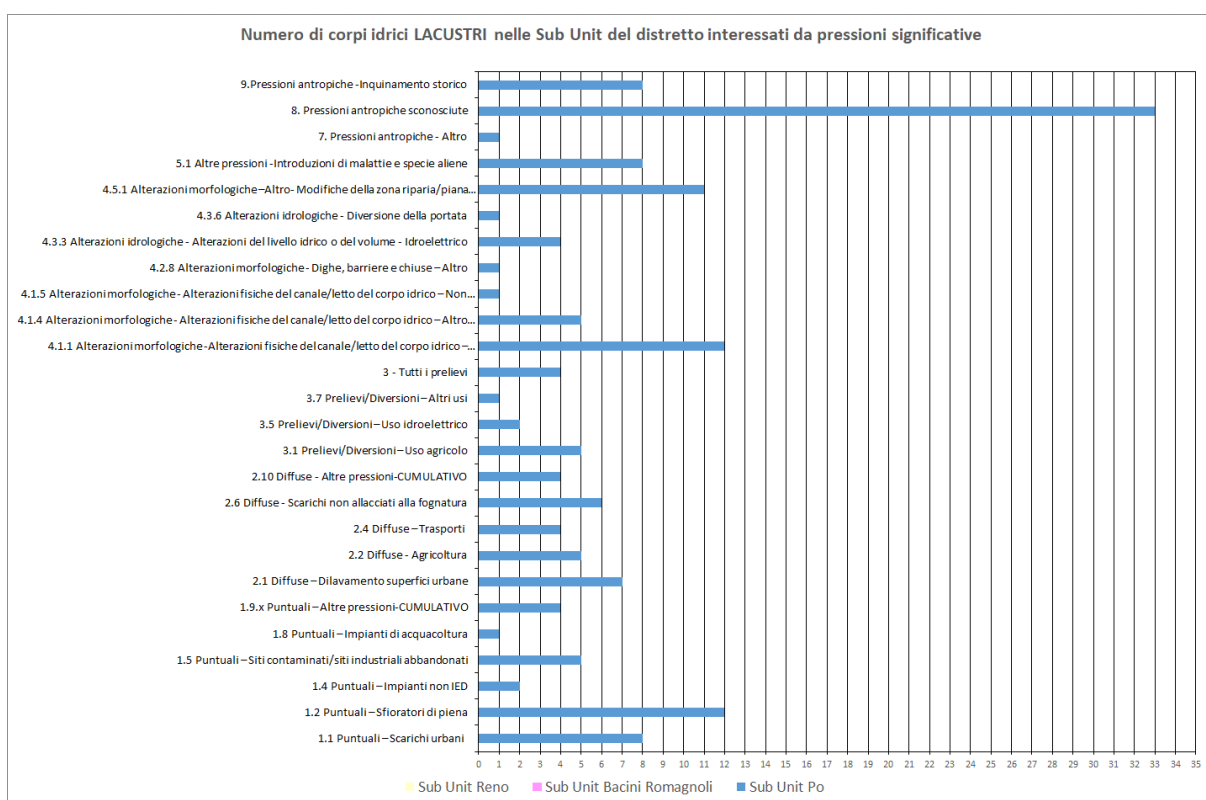


Figura 5.2 Pressioni significative individuate per i corpi idrici LACUSTRI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

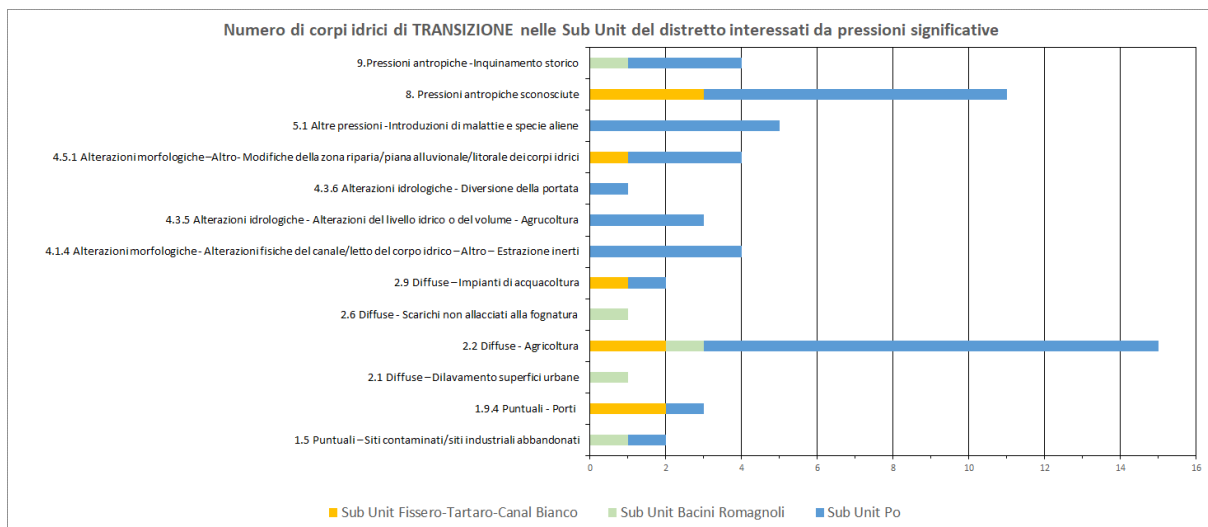


Figura 5.3 Pressioni significative individuate per i corpi idrici di TRANSIZIONE nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

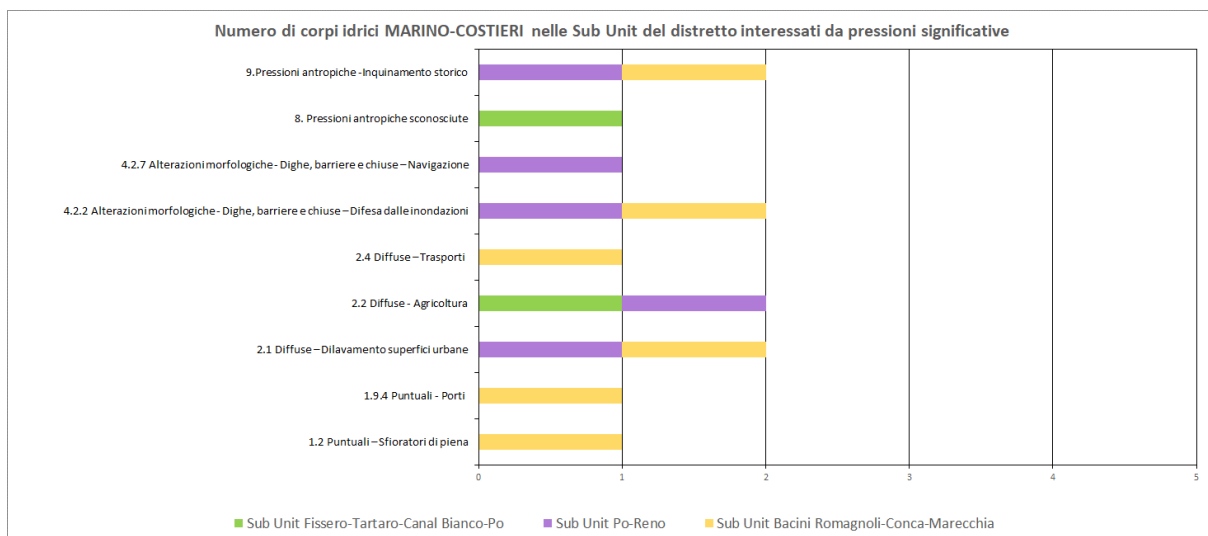


Figura 5.4 Pressioni significative individuate per i corpi idrici MARINO-COSTIERI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

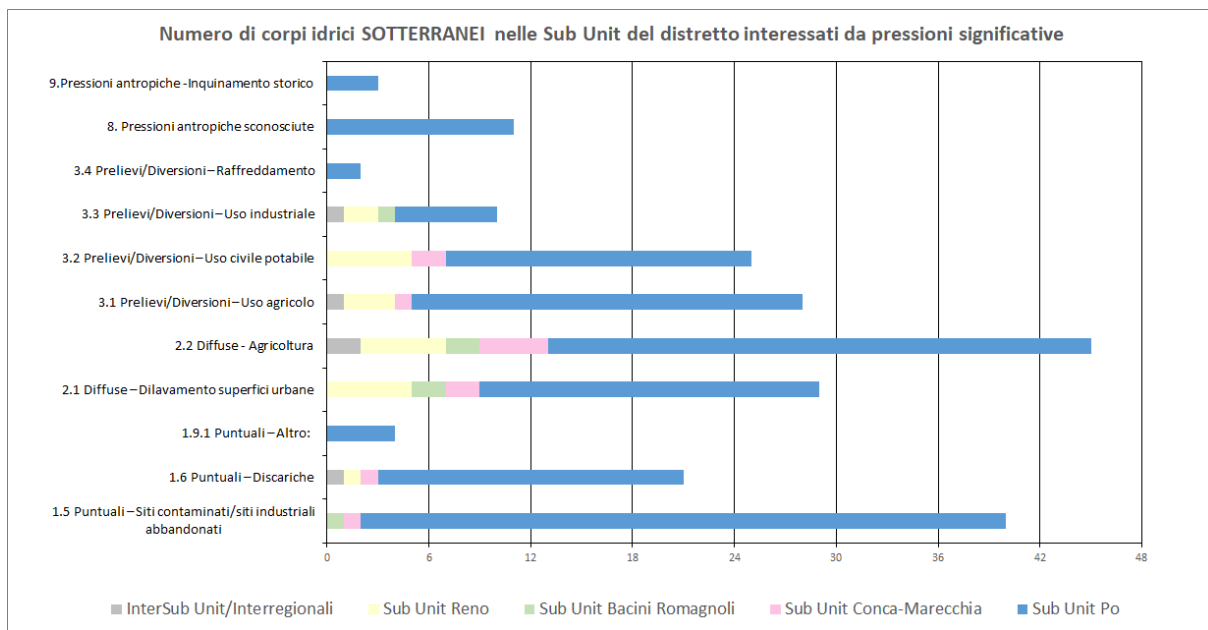


Figura 5.5 Pressioni significative individuate per i corpi idrici SOTTERRANEI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po



6. Impatti significativi del distretto idrografico del fiume Po

Seguendo le indicazioni metodologiche delle LG SNPA, per ogni corpo idrico sulla base delle pressioni significative individuate e dei dati del monitoraggio 2014-2019 è stata effettuata la valutazione degli impatti significativi al fine di ottenere tutte le informazioni necessarie per il riesame delle misure del PdG Po 2021, tenuto conto di quanto indicato nell'Elaborato 7 e delle relazioni indicate attraverso l'applicazione del modello concettuale DPSIR.

Nelle Tabelle che seguono si riportano, per ciascuna Sub Unit in cui è stato suddiviso il distretto idrografico del fiume Po ex L. 221/2015, gli impatti significativi individuati a livello di corpo idrico per la tipologia di acque presente. La sintesi a livello distrettuale è rappresentata invece delle figure riportate di seguito che si riferiscono alle tipologie di acque in comune nelle diverse Sub Unit.

Inoltre, nell'Allegato 12.2 dell'Elaborato 12 del PdG Po 2021 "Repertorio delle informazioni a supporto del PdG Po 2021" è consultabile il dettaglio a livello di corpo idrico, al fine di rendere trasparenti ed utili tutte le informazioni acquisite che guideranno l'attuazione del Piano per il 3° ciclo di pianificazione DQA 2021-2027.

A livello di distretto idrografico del fiume Po, come si evidenzia in Tabella 6.1, rispetto al numero complessivo di **corpi idrici superficiali** (pari a 2293) **solo 507 corpi idrici (circa il 22%)** sono risultati senza impatti significativi, e il rimanente **78%** ha uno o più impatti significativi.

La situazione per le **acque sotterranee** presenta una percentuale maggiore di corpi idrici senza impatti significativi pari al **44%** a cui corrisponde il numero di **100 corpi idrici** su un totale di 227 corpi idrici. Il rimanente **56%** dei corpi idrici sotterranei risente di uno o più impatti significativi.

Tabella 6.1 Numeri dei corpi idrici interessati da impatti significativi individuati nel distretto idrografico del fiume Po

Impatto significativo	Fiumi	Laghi	Acque di transizione	Acque marino-costiere	Acque sotterranee	Totali
Nessun impatto significativo	467	40	0	0	100	607
Presenza di 1 o più impatti significativi	1696	69	18	3	127	1913

Nello specifico, facendo riferimento alla Tabella 6.2, le tipologie di impatti definiti significativi per il numero maggiore di **corpi idrici superficiali** risultano essere in ordine decrescente:

1. Inquinamento chimico, per il **43%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
2. Inquinamento da nutrienti, per il **41%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
3. Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale, per il **36%** dei corpi idrici superficiali del distretto
4. Inquinamento microbiologico, per il **32%** dei corpi idrici superficiali del distretto
5. Inquinamento organico, per il **26%** dei corpi idrici superficiali del distretto;
6. Temperature elevate, Acidificazione, altri impatti significativi e impatti sconosciuti, rispettivamente per il **5%**, **2%**, **2%** e **7%** dei corpi idrici superficiali del distretto.



Per le **acque sotterranee**, sempre facendo riferimento ai dati riportati in Tabella 6.2, le tipologie di impatti definiti significativi per il numero maggiore di **corpi idrici** risultano essere in ordine decrescente:

1. Inquinamento chimico, per il **39%** dei corpi idrici sotterranei del distretto;
2. Inquinamento da nutrienti, per il **33%** dei corpi idrici sotterranei del distretto;
3. Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee, per il **23%** dei corpi idrici sotterranei del distretto
4. Intrusione salina, per il **12%** dei corpi idrici sotterranei del distretto.

Tabella 6.2 Numeri dei corpi idrici interessati dalle diverse tipologie di impatti significativi individuati nel distretto idrografico del fiume Po

Impatto significativo	Fiumi	Laghi	Acque di transizione	Acque marino-costiere	Acque sotterranee	Totali
Inquinamento da nutrienti	891	28	15	3	74	1011
Inquinamento organico	559	30	7	1	0	597
Inquinamento chimico	960	14	17	3	88	1082
Inquinamento/intrusione salina					27	27
Acidificazione	40	3				43
Temperature elevate	120	5				125
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	514	3	7			524
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	800	16	7	2	0	825
Inquinamento microbiologico	737	0	3	1	0	741
Diminuzione della qualità delle acque superficiali collegate per stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee	2					2
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee					53	53
Altri impatti significativi	30	0	11	0	0	41
Sconosciuto	135	24	0	0	1	160

I numeri riportati nella tabella di cui sopra evidenziano che la maggior parte dei corpi idrici presenta una concomitanza di impatti significativi in risposta alle pressioni presenti. Si segnala inoltre che, la presenza in molti corpi idrici superficiali di inquinamento microbiologico, nonostante non sia tra gli elementi di qualità utilizzati per la classificazione dello stato.

Proseguendo con un'analisi di maggiore dettaglio, per un numero elevato di **corpi idrici fluviali (maggiore di 300)** gli impatti significativi risultano essere:

1. Inquinamento chimico
2. Inquinamento da nutrienti
3. Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)



4. Inquinamento microbiologico;
5. Inquinamento organico
6. Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici.

Per un numero complessivo **superiore a 100** corpi idrici fluviali si è rilevato l'impatto significativo *Temperature elevate*.

Per i **corpi idrici lacustri**, gli impatti significativi che interessano un **numero maggiore di 10** corpi idrici sono:

1. Inquinamento organico
2. Inquinamento da nutrienti
3. Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)
4. Inquinamento chimico

Per un **numero complessivo di 5** corpi idrici lacustri si è rilevato l'impatto significativo *Temperature elevate*.

Per i **corpi idrici di transizione**, gli impatti significativi che interessano un **numero maggiore di 10** corpi idrici sono:

1. Inquinamento chimico
2. Inquinamento da nutrienti
3. Altro

Per un numero complessivo **superiore a 5** corpi idrici di transizione si sono rilevati gli impatti significativi *Inquinamento organico, Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici e Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)*

Per i **corpi idrici marino-costieri** gli impatti significativi sono risultati i seguenti in ordine decrescente:

1. Inquinamento da nutrienti;
2. Inquinamento chimico
3. Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)
4. Inquinamento microbiologico.

Per i **corpi idrici sotterranei**, complessivamente, a livello di distretto idrografico del fiume Po, gli impatti significativi per il numero maggiore di corpi idrici risultano essere in ordine decrescente:

1. Inquinamento chimico;
2. Inquinamento da nutrienti;



3. Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee;
4. Intrusione salina;
5. Altri impatti significativi.

Tabella 6.3 Elenco degli impatti definiti significativi nella Sub Unit Po e numero di corpi idrici in cui sono stati rilevati (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Po (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 2132 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento da nutrienti	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	756	28	12	2	54
Inquinamento organico	Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	476	30	4	1	
Inquinamento chimico	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	832	14	13	2	77
Inquinamento/intrusione salina	Emilia-Romagna					17
Acidificazione	Piemonte	40	3			
Temperature elevate	Valle d'Aosta, Piemonte, Emilia-Romagna, Interregionale	119	5			
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Interregionale	446	3	5		
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	718	16	5	1	
Inquinamento microbiologico	Valle d'Aosta, Piemonte, Liguria, Lombardia, Emilia-Romagna, Prov. Aut.Trento,	674			1	



Sub Unit Po (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 2132 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
	Interregionale, Inter Sub Unit					
Diminuzione della qualità delle acque superficiali collegate per stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee	Emilia-Romagna	1				
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee	Lombardia, Emilia-Romagna					44
Altri impatti significativi	Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte, Valle d'Aosta, Liguria, Veneto	18		8		
Sconosciuto	Veneto, Prov. Aut. Trento, Interregionali	75	24			1

Tabella 6.4 Elenco degli impatti definiti significativi nella Sub Unit RENO e numero di corpi idrici in cui sono stati rilevati (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Reno (n° totale CI RW+LW +CW+GW = 178 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento da nutrienti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	52			1	18
Inquinamento organico	Emilia-Romagna	44			1	
Inquinamento chimico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	47			1	9
Inquinamento/intrusione salina	Emilia-Romagna					10
Temperature elevate	Emilia-Romagna	1				
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	Emilia-Romagna, Interregionali	26				
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	Emilia-Romagna, Interregionali, Inter Sub Unit	32			1	
Inquinamento microbiologico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	40				



Sub Unit Reno (n° totale CI RW+LW +CW+GW = 178 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee	Emilia-Romagna					10
Altri impatti significativi	Emilia-Romagna	9				
Sconosciuto	Emilia-Romagna, Toscana	3				

Tabella 6.5 Elenco degli impatti definiti significativi nella Sub Unit BACINI ROMAGNOLI e numero di corpi idrici in cui sono stati rilevati (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Bacini Romagnoli (n° totale CI RW+LW+TW+CW+GW = 93 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento da nutrienti	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	34		1	1	11
Inquinamento organico	Emilia-Romagna	17		1		
Inquinamento chimico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	26		1	1	10
Intrusione salina						
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	Emilia-Romagna	18				
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	22			1	
Inquinamento microbiologico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	13		1	1	
Diminuzione della qualità delle acque superficiali collegate per stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee	Emilia-Romagna	1				
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee	Emilia-Romagna					9
Altri impatti significativi	Emilia-Romagna	3				



Tabella 6.6 Elenco degli impatti definiti significativi nella Sub Unit CONCA-MARECCHIA e numero di corpi idrici in cui sono stati rilevati (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Conca-Marecchia (n° totale CI RW+ TW+CW+GW = 51 compresi inter Sub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento da nutrienti	Emilia-Romagna, Interregionali, Inter Sub Unit	17			1	12
Inquinamento organico	Emilia-Romagna, Interregionali	8			1	
Inquinamento chimico	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	15				10
Inquinamento/intrusione salina	Emilia-Romagna, Interregionali					
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	Emilia-Romagna	12				
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	Emilia-Romagna, Inter Sub Unit	6			1	
Inquinamento microbiologico	Emilia-Romagna, Interregionali, Inter Sub Unit	7			1	
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi rispetto alla disponibilità delle risorse sotterranee	Emilia-Romagna, Marche					8
Sconosciuto	Marche	2				

Tabella 6.7 Elenco degli impatti definiti significativi nella Sub Unit FISSERO-TARTARO-CANALBIANCO e numero di corpi idrici in cui sono stati rilevati (caselle in grigio: non pertinente; RW: corpi idrici fluviali; LW: Corpi idrici lacustri; TW: corpi idrici di transizione; CW: Corpi idrici marino-costieri; GW: Corpi idrici sotterranei)

Sub Unit Fissero-Tartaro-Canal Bianco (n° totale CI RW+ TW+CW = 106 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento da nutrienti	Lombardia, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	32		2	1	



Sub Unit Fissero-Tartaro-Canal Bianco (n° totale CI RW+ TW+CW = 106 compresi interSub Unit)						
Tipologia di pressioni potenzialmente significative	Regioni del distretto con pressioni significative	Tipologie di acque superficiali				Acque sotterranee
		N ° CI fluviali	N ° CI Lacustri	N ° CI Transizione	N ° CI Marino-costiere	N ° CI
Inquinamento organico	Lombardia, Veneto, Interregionale	14		2		
Inquinamento chimico	Lombardia, Veneto, Interregionale, Inter Sub Unit	40		3	1	
Habitat alterati dovuti a cambiamenti idrologici	Veneto	12		2		
Habitat alterati dovuti a cambiamenti morfologici (inclusa la connettività fluviale)	Veneto	22		2		
Inquinamento microbiologico	Lombardia, Veneto, Interregionale	3		2		
Altri impatti significativi	Veneto			3		
Sconosciuto	Veneto	55				

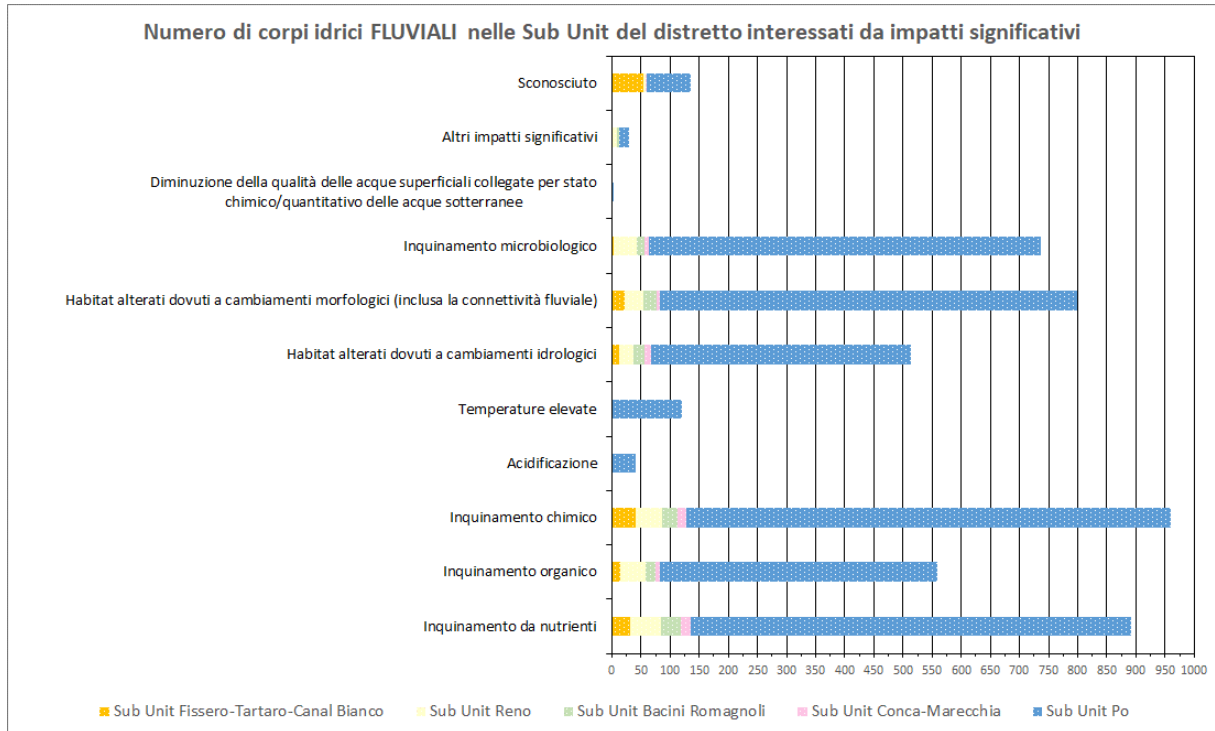


Figura 6.1 Impatti significativi rilevati per i corpi idrici FLUVIALI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

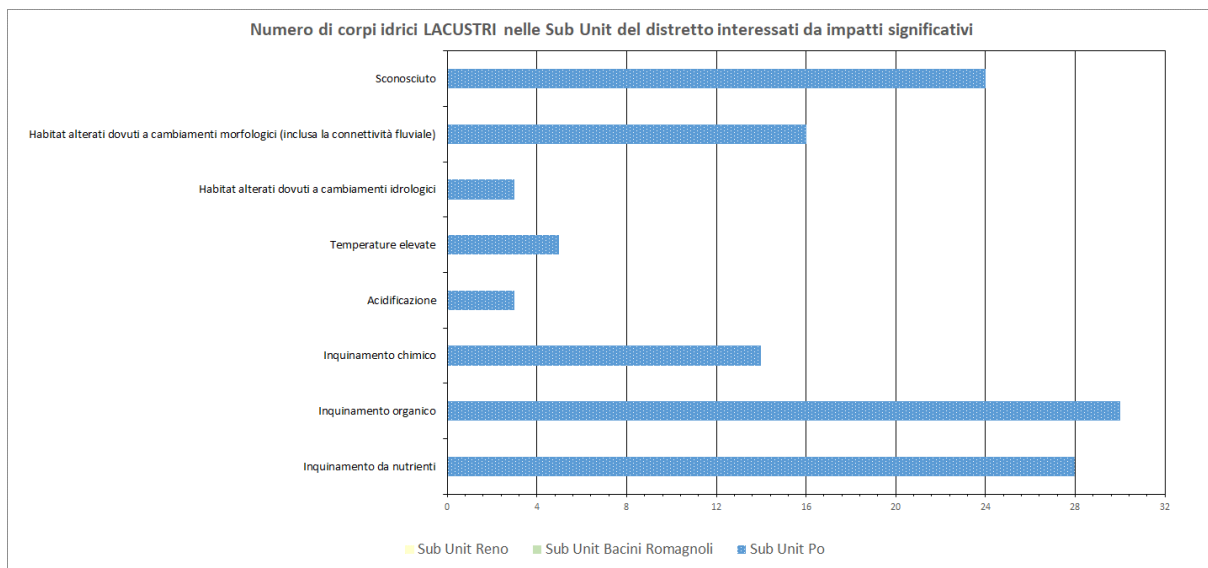


Figura 6.2 Impatti significativi rilevati per i corpi idrici lacustri nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

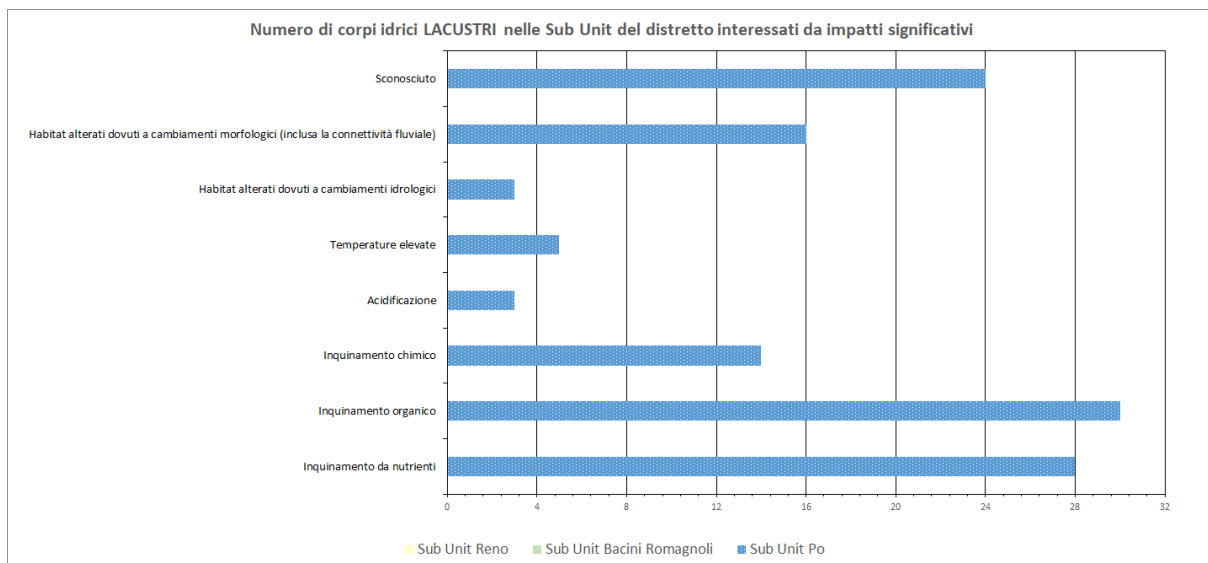


Figura 6.3 Impatti significativi rilevati per i corpi idrici di TRANSIZIONE nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

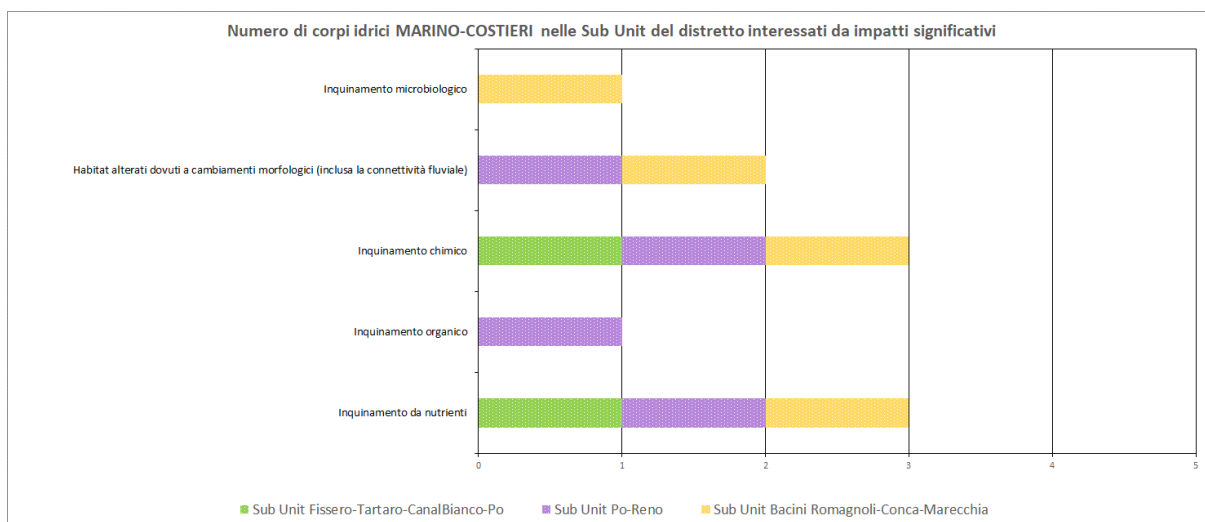


Figura 6.4 Impatti significativi rilevati per i corpi idrici MARINO-COSTIERI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po

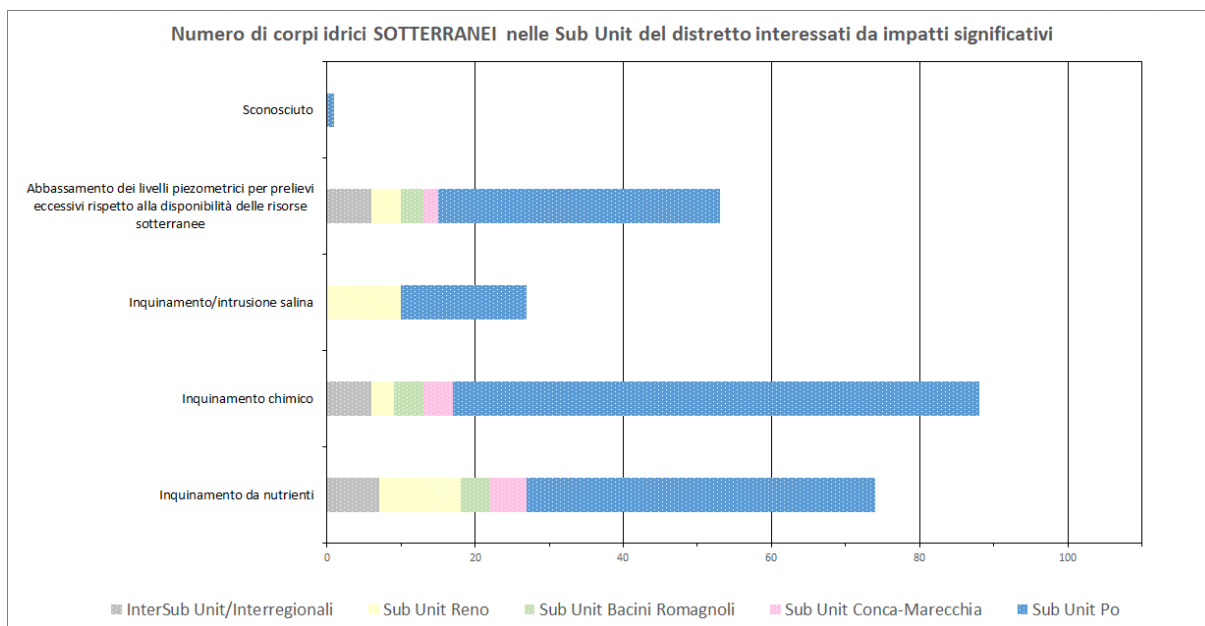


Figura 6.5 Impatti significativi rilevati per i corpi idrici SOTTERRANEI nelle diverse Sub Unit del distretto idrografico del fiume Po



7. Considerazioni di sintesi

Il quadro conoscitivo sulle pressioni e sugli impatti significativi che insistono sui corpi idrici del distretto idrografico del fiume Po ha consentito di ottenere informazioni importanti e più robuste per l'analisi del rischio e per il riesame sia degli obiettivi ambientali sia del Programma di misure del PdG Po 2021.

Le analisi condotte non evidenziano problemi diversi/specifici per le nuove Sub Unit che sono entrate a fare parte del nuovo distretto. Le differenze che si riscontrano tra Sub Unit e/o tra le Regioni del distretto sono imputabili solo alle differenze territoriali e ambientali, in quanto il livello di conoscenza a disposizione risulta essere omogeneo e coordinato a scala distrettuale.

In estrema sintesi, per tutto il distretto idrografico del fiume Po si confermano le questioni ambientali già segnalate per il solo bacino del fiume Po nel PdG Po 2015, ovvero alterazioni idromorfologiche, inquinamento chimico e da nutrienti, prelievi e scarsità idrica, specie aliene (vedi Figura 7.1 e Figura 7.2).

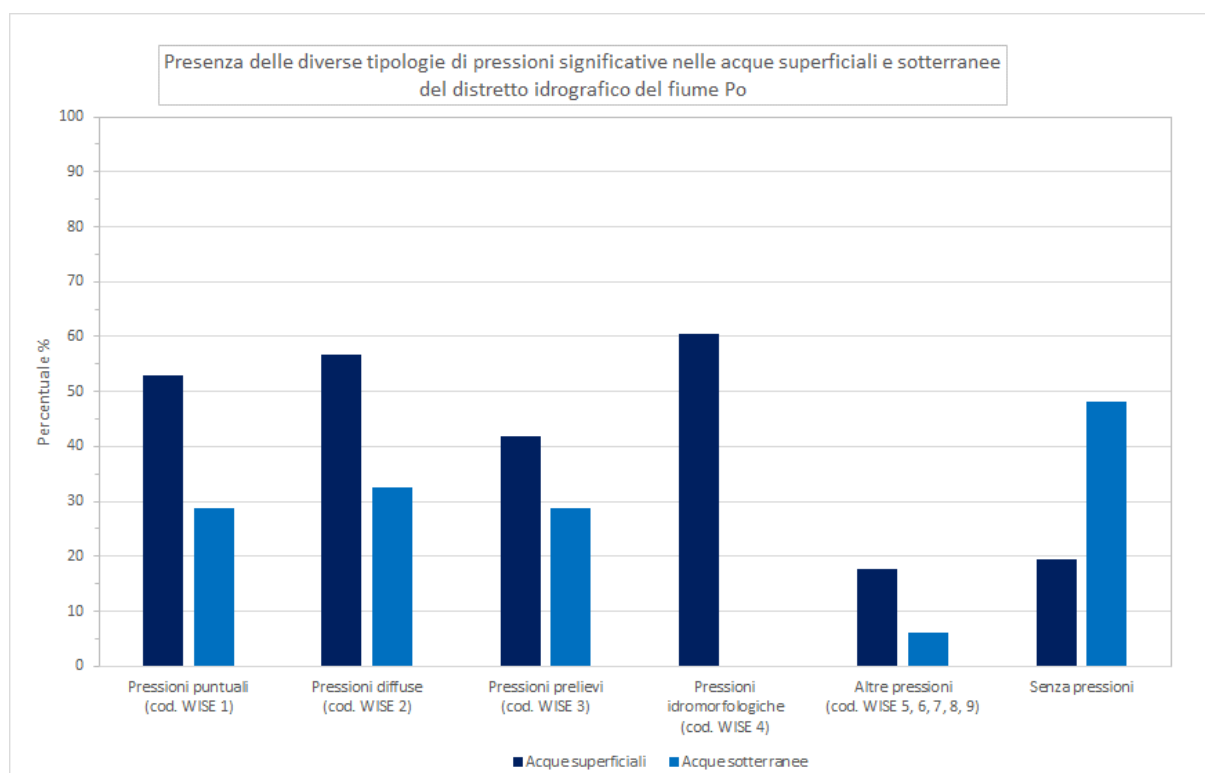


Figura 7.1 Percentuali di corpi idrici superficiali e sotterranei, calcolate sul totale di corpi idrici del distretto idrografico del fiume Po, in cui sono state definite 1 o più pressione significativa.

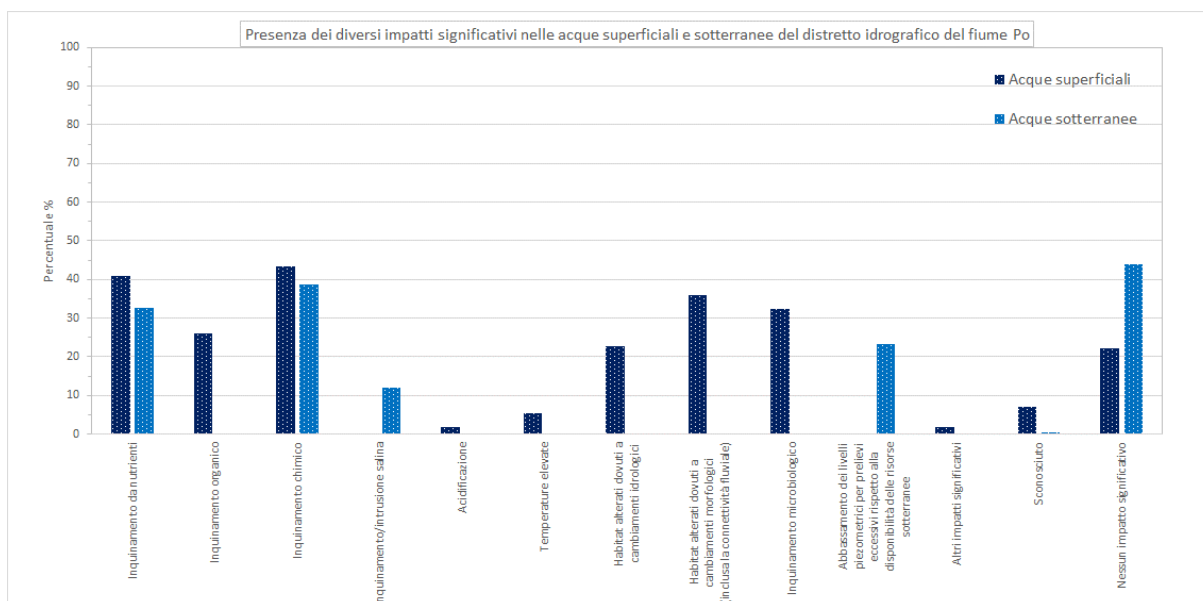


Figura 7.2 Percentuali di corpi idrici superficiali e sotterranee, calcolate sul totale di corpi idrici del distretto idrografico del fiume Po, in cui sono stati definiti 1 o più impatti significativi.

Anche per il terzo ciclo del PdG Acque, i risultati delle analisi condotte indicano la necessità di operare con maggiore determinazione ed efficacia sulle cause che alterano lo stato dei corpi idrici e che impediscono il raggiungimento dei traguardi fissati dalla DQA.

L'urgenza di intervenire è strettamente collegata anche agli obiettivi indicati dalle altre strategie europee collegate all'*European Green Deal*⁷, che invoca la necessità di assicurare una gestione sostenibile delle risorse idriche e una migliore tutela degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri da essi dipendenti entro il 2027.

Al fine di tragguardare alla scadenza del 2027 con le migliori conoscenze possibili sono stati avviati studi e ricerche con Università e Centri di Ricerca a cui è stato affidato il compito, a partire dalle migliori conoscenze scientifiche attuali, di individuare nuove e innovative soluzioni e/o strategie di intervento per il distretto idrografico del fiume Po, declinate alle diverse scale di intervento territoriale possibile (regione, sub unit, sottobacino, corpo idrico). Nell'Allegato 2.8 del presente Elaborato si riporta il quadro già ricostruito per affrontare le questioni ambientali legate all'inquinamento da nutrienti e alle possibili cause e ai fattori che possono incidere sull'evoluzione del fenomeno dell'eutrofizzazione delle acque e alla presenza di nutrienti (azoto e fosforo, silice) nelle acque superficiali e sotterranee del distretto.

Per il distretto idrografico del fiume Po nei prossimi anni si ritiene necessario valutare in modo più approfondito le diversità territoriali, a scala di sottobacino e di corpo idrico, per implementare in modo mirato soluzioni fattibili e coerenti con le norme e gli strumenti finanziari ed economici esistenti al fine di assicurare interventi efficaci nei settori chiave e l'attuazione di misure supplementari e addizionali (cosiddette *misure multi-benefici o multifunzionali*) per ridurre le pressioni e degli impatti significativi su cui si è evidenziata la necessità di intervenire con urgenza.

⁷ Per ulteriori approfondimenti si rimanda a: EEA, 2021. *Drivers of and pressures arising from selected key water management challenges. A European overview*. EEA Report, n° 09/2021



Allegati

ALLEGATO 2.1 LINEE GUIDA SNPA PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI AI SENSI DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE

ALLEGATO 2.2 ASPETTI GENERALI PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI NEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO

ALLEGATO 2.3 METODOLOGIA PER L'ANALISI DEL SURPLUS DELL'AZOTO

ALLEGATO 2.4 SCHEMI RIEPILOGATIVI DI RIFERIMENTO PER LA DEFINIZIONE DEI DESCRITTORI UTILIZZATI PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI E DEGLI IMPATTI C

ALLEGATO 2.5 VALUTAZIONE DEI CARICHI DI AZOTO, FOSFORO E SILICE NEL FIUME PO E NEI SUOI PRINCIPALI AFFLUENTI: CONTRIBUTO SCIENTIFICO DI RIFERIMENTO PER IL BACINO DEL FIUME PO

ALLEGATO 2.6 RELAZIONE DI ACCOMPAGNAMENTO AL 2° INVENTARIO DEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO EX ART. 78TER DEL D.LGS. 152/06 E SS.MM.II

ALLEGATO 2.7 RELAZIONI METODOLOGICHE PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI E DEGLI IMPATTI A SCALA REGIONALE

ALLEGATO 2.8 PRESSIONI ANTROPICHE, CARICHI DI NUTRIENTI VEICOLATI E QUALITÀ DELLE ACQUE NEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO: EVOLUZIONE TEMPORALE, IMPATTI E POSSIBILI MISURE DI CONTENIMENTO. SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI DELLE ATTIVITÀ DI RICERCA CONDOTTE NEL PERIODO 2014-2020 PER IL BACINO DEL FIUME PO E PROSPETTIVE FUTURE




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.1 DELL'ELABORATO 2 LINEE GUIDA SNPA PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI AI SENSI DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE

Versione	0
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 25 novembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 2
Identificatore	PdGPo2021_All21_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC BY NC SA

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po



LINEE GUIDA PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI AI SENSI DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE

Delibera del Consiglio SNPA. Seduta del 22.02.2018. Doc. n. 26/18



LINEE GUIDA PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI AI SENSI DELLA DIRETTIVA 2000/60/CE

Delibera del Consiglio SNPA. Seduta del 22.02.2018. Doc. n. 26/18

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell’Ambiente (SNPA) è operativo dal 14 gennaio 2017, data di entrata in vigore della Legge 28 giugno 2016, n.132 “Istituzione del Sistema Nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale”. Esso costituisce un vero e proprio sistema a rete che fonde in una nuova identità quelle che erano le singole componenti del preesistente sistema delle Agenzie Ambientali, che coinvolgeva le 21 Agenzie Regionali (ARPA) e Provinciali (APPA), oltre all’Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

Attraverso il Consiglio del SNPA, il Sistema esprime il proprio parere vincolante sui provvedimenti del Governo di natura tecnica in materia ambientale e segnala al MATTM e alla Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e Bolzano l’opportunità di interventi, anche legislativi, ai fini del perseguimento degli obiettivi istituzionali.

Tale attività si esplica anche attraverso la produzione di documenti, prevalentemente linee guida o rapporti, che diffondono tali pareri, tramite la pubblicazione nell’ambito delle rispettive Collane Editoriali, a cura delle singole Agenzie o dell’ISPRA.

L’ISPRA, le ARPA, le APPA e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l’uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questa pubblicazione.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Manuali e Linee Guida 177/2018
ISBN 978-88-448-0887-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte

A cura dell’Area Comunicazione dell’ISPRA:

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Alessia Marinelli

Foto di copertina: Emilia Romagna, Piemonte, Puglia

Coordinamento pubblicazione on line

Daria Mazzella

Autori

Antonietta Fiorenza (Coordinatrice)	ARPA Piemonte
Veronica Casotti	APPA Trento
Valentina Civano	ARPA Liguria
Debora Mancaniello	ARPA Marche
Valeria Marchesi	ARPA Lombardia
Stefano Menichetti	ARPA Toscana
Fabrizio Merlo	ARPA Sicilia
Francesca Piva	ISPRA
Paolo Spezzani	ARPAE Emilia Romagna
Ivano Tanduo	ARPA Veneto
Nicola Ungaro	ARPA Puglia
Saverio Venturelli	ISPRA
Raffaella Zorza	ARPA Friuli Venezia Giulia

Gruppo di Lavoro

Antonietta Fiorenza (Coordinatrice)	ARPA Piemonte
Anna Abita	ARPA Sicilia
Veronica Casotti	APPA Trento
Paola De Marco	ARTA Abruzzo
Tommaso Di Meo, Giuseppe Onorati	ARPA Campania
Donatella Ferri	ARPAE Emilia Romagna
Bruno Floris	ARPA Sardegna
Alessandro Franchi	ARPA Toscana
Marco Le Foche	ARPA Lazio
Debora Mancaniello	ARPA Marche
Valeria Marchesi	ARPA Lombardia
Francesca Piva, Saverio Venturelli	ISPRA
Tiziana Pollero	ARPA Liguria
Ivano Tanduo	ARPA Veneto
Nicola Ungaro	ARPA Puglia
Raffaella Zorza	ARPA Friuli Venezia Giulia

Ringraziamenti

Si ringraziano: Marco Marcaccio, Gisella Ferroni, Silvia Franceschini, Patricia Santini (*ARPAE Emilia Romagna*), Claudia Orlandi, Antonella Zanello (*ARPA Friuli Venezia Giulia*), Martina Bussetini (*ISPRA*), Marco Bodon, Eliana Paoli (*ARPA Liguria*), Barbara Moncalvo (*ARPA Piemonte*), per la collaborazione e le utili indicazioni.

Citare questo documento come segue:

Fiorenza A., Casotti V., Civano V., Mancaniello D., Marchesi V., Menichetti S., Merlo F., Piva F., Spezzani P., Tanduo I., Ungaro N., Venturelli S., Zorza R.: Linee guida per l'analisi delle pressioni ai sensi della Direttiva 2000/60/CE – ISPRA – Manuali e Linee Guida 177/2018. Roma, aprile 2018

INDICE

PREMESSA	4
INTRODUZIONE	5
1 CONTESTO NORMATIVO	8
1.1 A cosa serve l'analisi delle pressioni? Possibili campi di applicazione	10
2 PRINCIPI METODOLOGICI.....	12
2.1 Tipologie di pressione	13
2.2 Ambiti territoriali	16
2.3 Tipologie di indicatori	25
2.4 Soglie di significatività.....	26
3 INDICATORI DI PRESSIONE E SOGLIE DI SIGNIFICATIVITA'	28
4 ANALISI DI RISCHIO	73
5 LIVELLO DI CONFIDENZA DELL'ANALISI DELLE PRESSIONI.....	99
6 BIBLIOGRAFIA.....	101

PREMESSA

La Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (DQA) prevede all'art. 5 che venga effettuata *un'analisi delle caratteristiche del Distretto Idrografico e un esame dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee*.

Il Distretto Idrografico rappresenta la principale unità per la gestione dei bacini idrografici ai sensi dell'art. 3 della DQA. Nell'ambito di ogni Distretto Idrografico vanno raccolte le informazioni relative a tipologia ed entità di pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici al fine di valutare il rischio di non raggiungimento o mantenimento degli obiettivi di qualità di cui all'art. 4 della DQA a causa di una o più pressioni antropiche. I risultati dell'analisi delle pressioni e degli impatti fanno parte integrante dei Piani di Gestione Distrettuali redatti ai sensi della DQA.

Il presente documento, ha lo scopo di fornire indicazioni metodologiche e criteri tecnici per effettuare l'Analisi delle Pressioni (AP) in accordo con quanto previsto dalla DQA.

Obiettivo di questo documento è quello di favorire l'armonizzazione delle metodologie di analisi a scala nazionale, viste le ricadute sulla progettazione delle reti e dei programmi di monitoraggio e sull'adozione delle misure di tutela e di risanamento ai sensi della DQA.

La redazione di questo documento fa seguito al lavoro svolto dal Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente riportato nelle Linee Guida *“Progettazione di reti e programmi di monitoraggio delle acque ai sensi del D.Lgs 152/2006 e relativi decreti attuativi”* (ISPRA, 116/2014).

Il presente documento è stato predisposto nell'ambito del Gruppo di Lavoro n. 6 del SNPA *“Criteri di analisi delle pressioni sui corpi idrici ai fini dell'omogeneizzazione delle reti regionali di monitoraggio acque”*, di seguito denominato GdL.

Il documento, oltre alla Premessa e all'Introduzione, è strutturato in capitoli:

Capitolo 1 - Inquadramento normativo

Capitolo 2 - Principi metodologici

Capitolo 3 - Indicatori di pressione e soglie di significatività

Capitolo 4 - Analisi di Rischio

Capitolo 5 - Livello di confidenza dell'Analisi delle Pressioni.

Il Capitolo 1 contiene una sintesi del quadro normativo di riferimento nell'ambito del quale è richiesta l'Analisi delle Pressioni e alcuni esempi relativi ai possibili campi di applicazione.

Nel Capitolo 2 sono illustrati i principi metodologici e i criteri tecnici sui quali basare l'Analisi delle Pressioni relativamente all'elenco delle tipologie di pressione da prendere in esame, all'ambito territoriale di riferimento per l'analisi, alla definizione degli indicatori di pressione e delle soglie di significatività.

Nel Capitolo 3 è descritta la proposta di indicatori di pressione e delle relative soglie di significatività per tutte le categorie di acque, tra i quali selezionare quelli più adeguati per l'analisi.

Il Capitolo 4 riporta le indicazioni sull'utilizzo e sul ruolo dell'Analisi delle Pressioni nell'ambito della valutazione del rischio di non raggiungimento dell'obiettivo di qualità prevista dalla DQA. Nel capitolo è inoltre riportata una proposta di indicatori di impatto, da affiancare agli indici di stato e ai risultati dell'analisi delle pressioni, nelle valutazioni relative al rischio.

Infine, nel Capitolo 5 è descritta una proposta metodologica per la valutazione del livello di attendibilità dell'analisi delle pressioni attraverso l'attribuzione di un Livello di Confidenza.

Le Linee guida potranno essere oggetto di revisione in quanto, in contemporanea con la loro stesura, a livello nazionale era in corso l'emanazione e l'aggiornamento di norme inerenti aspetti specifici, direttamente o indirettamente interconnessi con la DQA e con i temi trattati nelle Linee Guida (tra le quali le linee guida relative ai criteri per la definizione del deflusso minimo vitale ecologico, le norme per la classificazione del potenziale ecologico e per la valutazione ambientale ex ante per le domande di derivazione idrica; la revisione del Decreto 260/2010, con possibili variazioni relative a indici e valori soglia delle classi di Stato Ecologico per le componenti biologiche e per i parametri chimico-fisici; la definizione delle modalità di valutazione dell'eutrofizzazione ai sensi delle Direttive 91/676/CEE e 91/271/CEE).

INTRODUZIONE

Ai fini della predisposizione dei Piani di Gestione per il periodo di pianificazione 2015-2021, sono state adottate metodologie per l'Analisi delle Pressioni diversificate e non omogenee a livello nazionale. In alcuni casi le metodologie sono state definite dalle Autorità di Distretto, in altri casi dalle Regioni e/o dalle ARPA/APPA.

Per la definizione delle indicazioni metodologiche per l'analisi delle pressioni significative sui corpi idrici, il GdL ha preso in considerazione ed esaminato le metodologie disponibili e sperimentate per la predisposizione dei Piani di Gestione, effettuando un lavoro di valutazione e confronto dell'esistente, al fine di proporre una sintesi ed armonizzazione, e di integrazione con proposte elaborate dagli esperti del GdL.

Le attività svolte dal GdL sono state:

- 1) la predisposizione di un questionario volto alla raccolta delle informazioni necessarie e l'invio a tutte le ARPA/APPA per la compilazione;
- 2) la raccolta e l'analisi dei questionari da parte di specifici sottogruppi al fine di estrapolare gli indicatori di pressione e le soglie di significatività maggiormente sperimentati e avanzare proposte nei casi in cui non vi erano indicazioni;
- 3) la definizione di indicatori e soglie di significatività per tutte le categorie di acque.

Al fine di comporre un quadro complessivo a livello nazionale, è stato predisposto dal GdL un questionario, inviato a tutte le Agenzie, per l'acquisizione di informazioni in merito ai seguenti aspetti:

- disponibilità di una metodologia per l'analisi delle pressioni;
- indicatori utilizzati e relative soglie di significatività;
- modalità di valutazione del rischio di non raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale definito dalla DQA.

Il questionario riportava, per tutte le categorie di acque, superficiali e sotterranee, l'elenco delle tipologie di pressione standardizzato secondo le specifiche WISE (sistema informativo europeo per le acque).

Il questionario è stato compilato da 16 Agenzie su 21.

Attraverso l'analisi dei questionari pervenuti è stata effettuata una selezione degli indicatori e delle soglie di significatività adottate per tutte le categorie di acque.

L'analisi dei questionari ha evidenziato la necessità di una maggiore armonizzazione a scala nazionale dei criteri metodologici per l'analisi, in quanto sono emerse disomogeneità significative a scala nazionale ma anche nell'ambito distrettuale.

Alcuni degli aspetti di disomogeneità più rilevanti emersi sono:

- selezione dell'ambito territoriale di riferimento per l'analisi delle pressioni. L'analisi può essere condotta ad una scala che rileva le pressioni più direttamente afferenti al corpo idrico in esame (bacino direttamente afferente, buffer) o quelle complessive che insistono nell'intero bacino a monte; l'approccio adottato è risultato piuttosto diversificato;
- differenti tipologie di analisi: caratterizzazione quali-quantitativa delle pressioni, attraverso la definizione di soglie di significatività, o di tipo qualitativo sulla base di giudizio esperto non sempre esplicitato;
- completezza dell'analisi: l'analisi è risultata spesso parziale, riferita solo ad alcune tipologie di pressione e solo per alcune categorie di acque;
- soglie di significatività disomogenee all'interno di uno stesso ambito (Distretto ad esempio).

Le figure da 1.1 a 1.3 mostrano le risultanze dell'analisi dei questionari relativamente ai primi tre elementi di disomogeneità sopra citati.

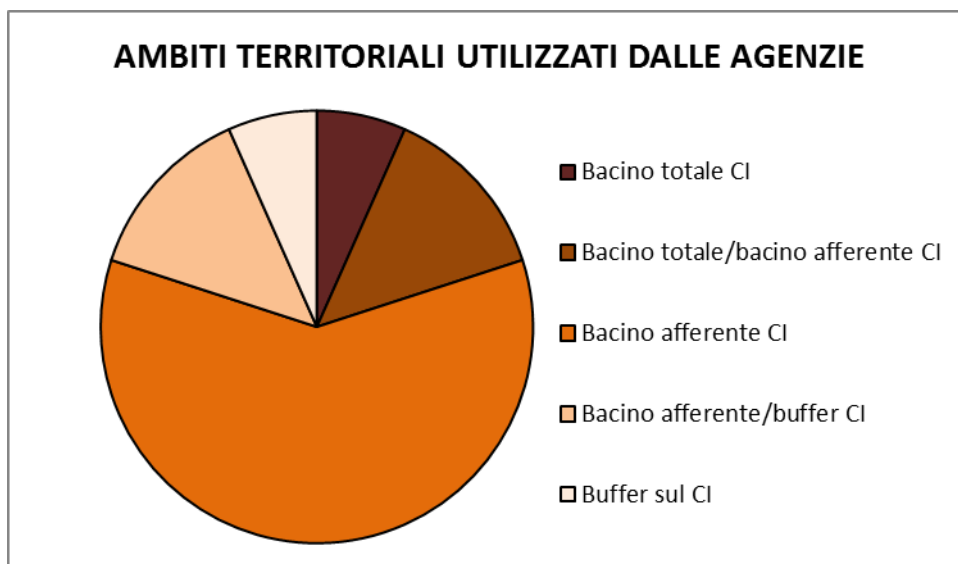


Figure 1.1 - Distribuzione relativa ai diversi ambiti territoriali utilizzati dalla ARPA/APPA per l'analisi delle pressioni.

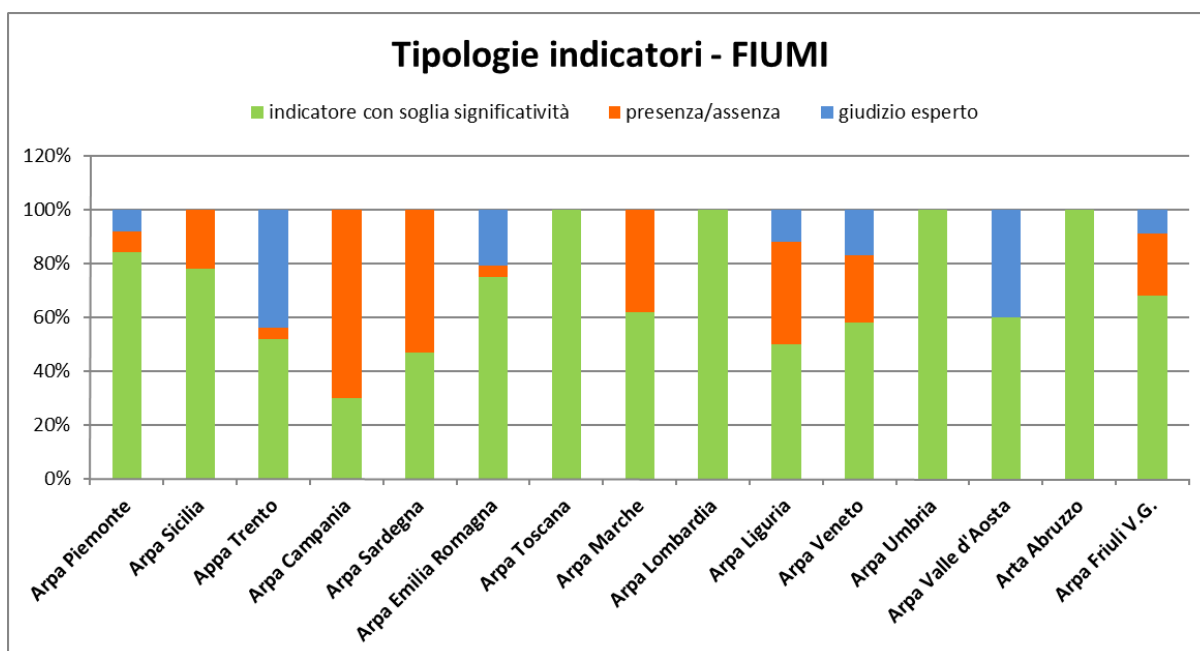


Figure 1.2 – Modalità prevalente di valutazione delle pressioni

La figura 1.2 illustra la modalità di valutazione delle pressioni sulle acque fluviali da parte di ciascuna Agenzia, attraverso la caratterizzazione quantitativa delle pressioni, con la definizione di indicatori e soglie di significatività, o qualitativa, sulla base della presenza/assenza della pressione o del giudizio esperto.

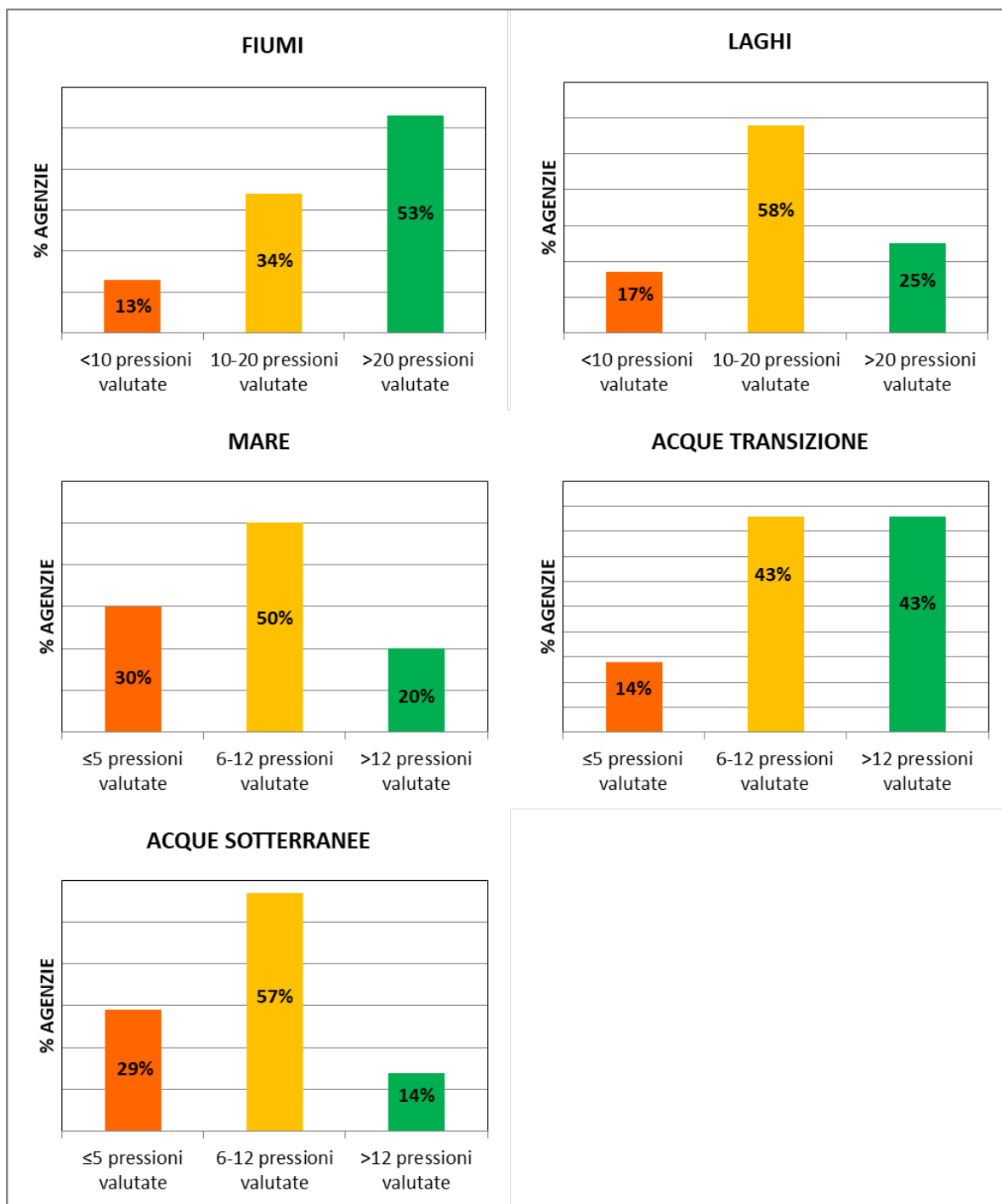


Figure 1.3 – Grado di completezza dell'analisi

La figura 1.3 mostra il livello di completezza dell'analisi delle pressioni sulle varie categorie di acque raggiunto dalle Agenzie coinvolte nel GdL, considerando che le tipologie di pressione da prendere in considerazione sono circa 35 per le acque superficiali e 25÷30 per le acque marino-costiere, di transizione e le sotterranee.

In particolare, per ogni categoria di acque, è riportata la percentuale di Agenzie che ha condotto l'analisi in modo più o meno completo (per acque fluviali e lacuali: <10 tipologie di pressione valutate, tra 10 e 20 pressioni valutate, >20 pressioni valutate; per acque marine, di transizione e sotterranee: ≤5 tipologie di pressione valutate, tra 6 e 12 pressioni valutate, >12 pressioni valutate).

Il presente documento ha quindi la finalità di fornire indicazioni metodologiche volte a favorire l'armonizzazione a scala nazionale, attraverso la descrizione degli ambiti territoriali di riferimento per i diversi indicatori e di indicatori e soglie di significatività da selezionare sulla base di criteri condivisi nell'ambito di uno stesso Distretto.

1 CONTESTO NORMATIVO

L'analisi delle pressioni è prevista dall'art. 5 della DQA, secondo le specifiche tecniche che figurano negli allegati II e III. E' richiesta la stima e individuazione dell'inquinamento da fonte puntuale e diffusa; dei prelievi significativi di acqua per i diversi utilizzi, delle regolazioni significative del flusso idrico, delle alterazioni morfologiche, dell'utilizzo del suolo e di altri impatti antropici significativi.

La Direttiva stabilisce inoltre che la tutela delle acque sia affrontata a livello di "bacino idrografico" e l'unità territoriale di riferimento per la gestione del bacino è individuata nel "distretto idrografico", area di terra e di mare, costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere. Il Piano di Gestione Distrettuale rappresenta lo strumento attuativo delle disposizioni comunitarie a livello di Distretto Idrografico: il piano deve essere redatto ogni 6 anni e deve contenere, tra l'altro, la *sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee*.

La DQA è stata recepita in Italia dal D.Lgs.152/06 e s.m.i; in Italia il processo di attuazione della DQA prevede due livelli di pianificazione: a scala distrettuale con il Piano di Gestione e a scala regionale attraverso i Piani di Tutela. A prescindere dalla scala territoriale di riferimento e dalle amministrazioni responsabili, i due livelli di pianificazione devono essere finalizzati all'attuazione delle strategie generali e al raggiungimento degli obiettivi ambientali della DQA, nel rispetto delle scadenze prescritte a livello comunitario e con l'intento di garantire il più efficace coordinamento dei piani e degli altri strumenti di pianificazione e di programmazione nei diversi settori (agricoltura, difesa del suolo, energia, infrastrutture viarie, aree protette, ecc.) ai fini della tutela delle risorse idriche.

I Piani di Gestione e di Tutela di cui agli artt. 117, 118 e 121 del D.Lgs. 152/2006, nella loro prima stesura e negli aggiornamenti successivi, si devono quindi basare su una dettagliata analisi delle pressioni sulle acque esercitate dai determinanti (socioeconomici e ambientali) che caratterizzano il territorio.

Un primo elenco delle pressioni ai sensi della DQA è standardizzato nella Linea Guida "Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) – Guidance document n. 3 – Analysis of Pressures and Impacts". Le pressioni, classificate in tipologie, sono articolate su diversi livelli di dettaglio. Recentemente, tale schematizzazione di riferimento è stata aggiornata e pubblicata all'interno della WFD Reporting Guidance 2016, linea guida che fornisce indicazioni sulle modalità per comunicare, alla Commissione europea, i vari aspetti della DQA in maniera standardizzata, rendendo il processo più efficiente e coerente.

L'analisi delle pressioni e degli impatti deve tenere in considerazione anche le informazioni richieste da altri flussi informativi richiesti dalla Commissione europea in materia, in particolare:

- inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite di cui al regolamento (CE) n. 166/2006, recepito con il D.Lgs.219/10, le cui informazioni sono dettagliate nella CIS Guidance Document No. 28;
- questionario UWWTD di cui alla Direttiva 91/271/CEE, (recepita con il D.Lgs.152/06) concernente il trattamento delle acque reflue urbane, che pone precisi obblighi per la depurazione delle acque reflue urbane negli agglomerati con un carico generato maggiore di 2.000 AE, e che prevede la raccolta di informazioni relative alla consistenza e al trattamento degli scarichi di acque reflue urbane con cadenza biennale;
- dichiarazione E-PRTR di cui al Regolamento (CE) n. 166/2006 (recepito con il DPR n.157/2011) che istituisce un Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di inquinanti.

Al di là delle norme fin qui citate, fondamentali per inquadrare l'analisi delle pressioni, ve ne sono altre che incidono su alcuni aspetti, ad esempio per la definizione dei corpi idrici, o per i limiti da considerare nella classificazione dello stato di qualità, o per le interazioni con altre normative di settore. Nello schema seguente si riporta un elenco non esaustivo.

Direttiva 2007/60/CE, recepita con D.Lgs. n.49/10	Direttiva Alluvioni, relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi di alluvioni, che pone l'esigenza di operare con politiche integrate per ridurre i rischi di alluvione
Direttiva 2006/118/CE, recepita con il D.Lgs. n.30/09	Protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento, che fissa in modo specifico norme di qualità, valori soglia e criteri per definire la tendenza duratura e significativa all'aumento degli inquinanti, la concentrazione di fondo e il livello di base di un inquinante in funzione del raggiungimento degli obiettivi già fissati dalla DQA
Direttiva 2008/105/CE, recepita con il D.Lgs. n.219/10	Direttiva relativa a standard di qualità nel settore della politica delle acque, successivamente modificata con la direttiva 2013/39/UE, che fissa l'elenco delle sostanze prioritarie e i loro standard di qualità per definire lo stato chimico dei corpi idrici
Direttiva 2008/56/CE, recepita con D.Lgs. n.190/10	Direttiva Marine Strategy, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino e pone come obiettivo agli Stati membri di conseguire o mantenere un buono stato ecologico dell'ambiente marino entro il 2020
Direttiva 2013/39/CE, recepita con il D.Lgs. n.172/2015	modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE, incrementando l'elenco delle sostanze cosiddette prioritarie
Direttiva 2014/80/UE, recepita con DM 6 luglio 2016	modifica l'Allegato II della direttiva 2006/118/CE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento
D.Lgs. 131/2008	Reca criteri tecnici per la definizione e caratterizzazione dei corpi idrici
DM 17 luglio 2009	Individuazione delle informazioni territoriali
DM 8 novembre 2010, n. 260	Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo

1.1 A cosa serve l'analisi delle pressioni? Possibili campi di applicazione

L'analisi, la caratterizzazione e, laddove possibile, la quantificazione delle pressioni è fondamentale per la progettazione e l'aggiornamento di reti e programmi di monitoraggio delle acque; tale analisi deve consentire di individuare quelle ritenute significative per lo stato dei corpi idrici, cioè quelle che possono pregiudicare il raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale secondo le tempistiche previste dalla direttiva comunitaria. I programmi di monitoraggio, infatti, sono strettamente correlati alle pressioni insistenti sui corpi idrici per la selezione degli elementi di qualità da monitorare tra quelli previsti dalla DQA (chimici, biologici, idromorfologici) come indicato in modo dettagliato anche nelle Linee guida ISPRA 116/2014 "Progettazione di reti e programmi di monitoraggio delle acque ai sensi del D.Lgs. 152/2006 e relativi decreti attuativi".

L'analisi delle pressioni fornisce altresì gli elementi conoscitivi per l'individuazione delle misure di tutela e ripristino volte a garantire il raggiungimento o il mantenimento degli obiettivi ambientali della DQA.

I risultati di tale analisi concorrono inoltre alla stesura del Report previsto all'articolo 5 della DQA e all'implementazione delle informazioni da rendere disponibili sul sistema SINTAI per l'invio al sistema europeo WISE.

L'analisi delle pressioni ha anche molti altri risvolti applicativi nell'ottica di una visione integrata tra monitoraggi, controlli ambientali e misure di tutela, quali ad esempio:

- la predisposizione di piani di controllo degli scarichi di impianti urbani e produttivi sulla base di criteri di priorità che tengano conto della significatività dello scarico in relazione alla portata del corpo idrico e allo stato di qualità, in particolare per ciò che concerne la potenziale emissione di sostanze pericolose
- la definizione di programmi di monitoraggio sempre più sito specifici, anche di indagine, volti alla ricerca di sostanze di interesse (sostanze della "Watch List", contaminanti emergenti o emergenze ambientali), sulla base di criteri di priorità che tengano conto della significatività delle diverse fonti di pressione
- il rilascio di autorizzazioni allo scarico, o ai prelievi, che tengano conto del contributo in termini di significatività della nuova pressione sul corpo idrico in aggiunta a quelle eventualmente già esistenti in termini di aumento sia della significatività della pressione, che del rischio di non raggiungimento degli obiettivi ambientali
- congiuntamente ai dati di monitoraggio degli elementi idromorfologici per la definizione delle misure di riabilitazione delle condizioni idromorfologiche.

La valutazione integrata dell'analisi delle pressioni e dei dati di monitoraggio, nell'ottica di individuare i corpi idrici più a rischio di raggiungimento o mantenimento dell'obiettivo di qualità, può quindi essere utilizzata per orientare le attività di controllo ambientale in base a criteri di priorità.

Questo tipo di approccio consente di integrare i risultati dei controlli ambientali ad esempio sia nella pianificazione dei monitoraggi, sia nella definizione delle misure di tutela.

In allegato sono riportati alcuni esempi applicativi.

I risvolti applicativi dell'analisi delle pressioni possono essere ricondotti ad uno schema metodologico che si fonda sui seguenti presupposti:

- i processi autorizzativi (scarichi, prelievi, etc.), le valutazioni di impatto ambientale (VIA), i codici di buona prassi, ad esempio in agricoltura, etc rientrano nel campo delle misure finalizzate al raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità di un corpo idrico ai sensi della DQA
- un nuovo scarico o prelievo, una opera su un corpo idrico (direttamente o indirettamente) può influire sul rischio di non raggiungimento/mantenimento dell'obiettivo di qualità, incidendo sulla significatività di una pressione (cambiandola o aumentandola).
- nel caso di una nuova opera, nell'ambito di una procedura di VIA, lo studio di impatto ambientale deve essere contestualizzato alla luce dei dettami della DQA e dei contenuti dei Piani di Gestione Distrettuali, al fine di valutare se gli impatti attesi interferiscono con gli obiettivi ambientali e con le misure previsti.

Si tratta quindi in sintesi di valutare il rischio che una nuova pressione su un corpo idrico possa influire sul raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità ambientale, attraverso una valutazione integrata stato, pressioni, impatti.

L'analisi delle pressioni, e quindi la valutazione quali-quantitativa delle pressioni, può essere utilizzata ad esempio per valutare se un nuovo scarico determina la significatività (o ne aumenta la magnitudo) della pressione specifica (indicatori relativi alle tipologie di pressione 1.1, 1.3, 1.4, etc...) sul CI o nel caso di scarichi esistenti, invece, per la selezione di quelli più rilevanti per il CI applicando, in entrambi i casi, al singolo scarico e/o alla somma di quelli presenti, la soglia di significatività prevista per l'indicatore di pressione correlato alla tipologia specifica.

Dalla valutazione integrata dei dati relativi alla significatività della pressione, ai dati di stato e di impatto, agli obiettivi ambientali, è possibile definire criteri guida nel rilascio delle autorizzazioni e nella individuazione di eventuali prescrizioni.

Un approccio analogo può essere adottato nel definire piani di controllo ambientali sulla base di un criterio di priorità che consenta di orientare le attività nell'ambito del quadro delineato nei Piani di Gestione. Nell'ottica di una integrazione tra le attività di monitoraggio e di controllo e l'adozione delle misure, i piani di controllo potrebbero anche essere definiti su base sessennale, coerentemente con la durata del ciclo di pianificazione di un Piano di Gestione, al quale sarebbe opportuno allineare le diverse attività correlate.

A titolo esemplificativo si citano 2 casi applicativi nei quali sono stati considerati i principi metodologici sopra descritti:

- linee guida della Regione Piemonte nell'ambito della disciplina degli scarichi. La Regione ha definito "Linee guida in merito alla omogeneizzazione delle modalità di esecuzione dei controlli sugli scarichi industriali e derivanti dai sistemi di collettamento e depurazione". Le linee guida illustrano i criteri adottati dall'ARPA Piemonte per la redazione del "Contributo tecnico scientifico di ARPA a supporto della procedura dell'autorità competente per l'autorizzazione degli scarichi urbani ed industriali in acque superficiali" e il modello concettuale che porta alla definizione del Piano di controllo degli scarichi urbani e industriali ("Contributo tecnico-scientifico per la redazione del piano di controllo degli scarichi urbani e industriali"). Le linee guida sono parte integrante della Deliberazione della Giunta Regionale 23 giugno 2015, n. 39-1625;
- indicazioni tecniche nell'ambito della disciplina dei prelievi da acque superficiali e sotterranee definite dall'Autorità di Bacino del Po per l'attuazione della "Direttiva tecnica contenente i criteri per la valutazione dell'impatto degli usi in situ e dei prelievi sullo stato dei corpi idrici superficiali e sotterranei ai fini del rilascio e del rinnovo di concessioni di acqua pubblica nel Distretto idrografico Padano". Le indicazioni attuative sono contenute nel documento "Valutazione del rischio ambientale connesso alle derivazioni idriche in relazione agli obiettivi di qualità ambientale definiti dal Piano di gestione del Distretto idrografico Padano" rinvenibile sul sito istituzionale del Distretto del Po (<http://pianoacque.adbpo.it/direttiva>).

2 PRINCIPI METODOLOGICI

Ai fini dell'armonizzazione a scala nazionale dell'Analisi delle Pressioni, è importante la condivisione di alcuni principi metodologici di base.

In particolare sono rilevanti i seguenti aspetti:

- l'adozione di un elenco univoco e ufficiale di tipologie di pressioni da considerare;
- la descrizione dell'ambito territoriale di riferimento per l'analisi;
- l'adozione di indicatori quali-quantitativi e di soglie di significatività.

Nei paragrafi successivi vengono esaminati più nel dettaglio i sopracitati elementi e fornite le indicazioni metodologiche da seguire utili a garantire un'armonizzazione a scala nazionale, attraverso l'adozione di un approccio condiviso.

Obiettivo di un indicatore per l'analisi delle pressioni sui corpi idrici è la quantificazione attraverso una definita **unità di misura** dell'entità di una data pressione agente su un corpo idrico. Il tipo di unità di misura potrà variare con la tipologia di dati utilizzati rappresentando, ad esempio, la portata dello scarico (scarichi in generale) o il numero degli AE (scarichi civili) o, nel caso di pressioni diffuse, il numero di elementi puntuali (siti contaminati), misure lineari (rete viaria e ferroviaria) o più spesso areali (uso del suolo).

Il secondo elemento da considerare consiste nella definizione di una soglia di significatività (non significativa/significativa) dell'indicatore di pressione. Si ricorda ancora quanto indicato dalla CIS Guidance document n° 3 in merito al concetto di "significatività": "*significant pressures ... mean any pressure that on its own, or in combination with other pressures, may lead to a failure to achieve the specified objective*". Le soglie di significatività dovrebbero dunque identificare e separare, in via cautelativa e potenziale, tutte quelle situazioni dove è atteso, in virtù del livello di pressione riscontrato, un probabile impatto sul corpo idrico, con conseguente fallimento degli obiettivi di qualità ambientale previsti per le diverse categorie di acque.

Il range di valori che un indicatore di pressione può assumere può essere ripartito in classi, al fine di discriminare comunque le situazioni intermedie tra la significatività della pressione e l'assenza della stessa. La pressione viene quindi collocata in una delle classi definite (in generale da 3 a 5 classi), ma la significatività sarà attribuita solo quando ricadrà nella classe definita dal valore soglia attribuito all'indicatore. In alternativa la soglia di significatività può essere definita come un valore singolo, oltre il quale la pressione viene considerata significativa.

Oltre all'unità di misura della pressione e alla soglia di significatività, per comporre quella che viene chiamata usualmente la "metrica" dell'indicatore occorre definire un terzo elemento, ovvero **l'ambito territoriale** nel quale si applica l'indicatore. E' necessario quindi indicare la porzione di territorio che riunisce e raccoglie le pressioni ritenute influenti sul corpo idrico, un "ambito territoriale di riferimento" che non necessariamente coincide con l'intero bacino idrografico dei corpi idrici superficiali o con quello idrogeologico dei corpi idrici sotterranei.

Tenendo conto che l'analisi delle pressioni è finalizzata sia all'adozione delle misure di intervento in relazione ai corpi idrici che non hanno raggiunto gli obiettivi ambientali, sia alla definizione dei programmi di monitoraggio operativo e di sorveglianza, è auspicabile che all'interno di ciascun Distretto idrografico siano adoperati i medesimi indicatori e le stesse soglie di significatività applicate allo stesso ambito territoriale.

Uno dei problemi più rilevanti nell'effettuare l'analisi delle pressioni è rappresentato dalla disponibilità dei dati necessari per il calcolo degli indicatori.

A livello nazionale vi sono forti disomogeneità relative a:

- tipologia di dati disponibili;
- livello di informatizzazione e quindi fruibilità dei dati;
- copertura territoriale;
- completezza/presenza delle informazioni necessarie;
- frequenza di aggiornamento.

L'inadeguatezza dei dati disponibili rende difficile un'analisi di tipo quali-quantitativo, per cui in molti casi ci si limita a valutazioni qualitative e per l'attribuzione della significatività si ricorre frequentemente al giudizio esperto.

Viste le disomogeneità a scala nazionale, si ritiene fondamentale perseguire una armonizzazione almeno a scala distrettuale non solo attraverso l'adozione di indicatori e soglie uniformi che consenta la confrontabilità dei risultati, ma anche delle modalità di trattamento dei dati e delle soluzioni adottate per sopperire ad esempio alla incompletezza o mancanza. Alcune indicazioni esemplificative sono riportate nel Capitolo 3.

A tal fine è auspicabile che a scala distrettuale venisse effettuata una valutazione preliminare definendo quali basi dati utilizzare (ad esempio solo quelle ufficiali dai sistemi informativi degli enti preposti alla loro raccolta), verificando la reale disponibilità dei dati necessari al popolamento degli indicatori, la copertura territoriale, la frequenza di aggiornamento e concordando preventivamente le modalità per il loro trattamento.

2.1 Tipologie di pressione

Uno degli elementi importanti per l'armonizzazione a scala nazionale dell'analisi delle pressioni è la condivisione dell'elenco delle tipologie di pressioni da considerare.

L'individuazione delle tipologie di pressione da considerare a livello nazionale è stata effettuata seguendo le indicazioni della linea guida "Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) – Guidance Document n. 3 – Analysis of Pressures and Impacts".

Le pressioni, classificate in tipologie, sono articolate su diversi livelli di dettaglio. Recentemente, tale schematizzazione di riferimento è stata aggiornata con la WFD Reporting Guidance 2016, la linea guida che fornisce indicazioni sulle modalità per comunicare alla Commissione europea i vari aspetti della direttiva in maniera standardizzata, rendendo il processo più efficiente e coerente.

Il primo livello di dettaglio prevede la distinzione delle pressioni nei seguenti gruppi:

- 1) Pressioni puntuali
- 2) Pressioni diffuse
- 3) Prelievi idrici (alterazioni delle caratteristiche idrauliche dei corpi idrici attraverso prelievi di acqua - pressioni quantitative)
- 4) Alterazioni morfologiche e regolazioni di portata (alterazioni idromorfologiche dei corpi idrici, includendo anche le fasce riparie)
- 5) Altre pressioni (introduzione di specie e malattie, sfruttamento/rimozione di piante e animali, rifiuti/discariche abusive)
- 6) Cambiamenti del livello e del flusso idrico delle acque sotterranee
- 7) Altre pressioni antropiche
- 8) Pressioni sconosciute
- 9) Inquinamento remoto/storico.

Per ogni gruppo viene proposto poi un secondo livello di dettaglio, che meglio descrive natura e genesi delle fonti di pressione.

La già citata linea guida comunitaria (CIS guidance n.3) richiede che il quadro conoscitivo delle pressioni debba consentire di individuare le pressioni significative, intendendo con questo termine le pressioni che possono pregiudicare il raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale secondo le tempistiche previste dalla Direttiva comunitaria.

Le tipologie di pressione riportate nell'elenco non sono da considerare per tutte le categorie di acque, in quanto in alcuni casi non sono attinenti. Inoltre, ad alcune tipologie di pressione, specifiche per ogni categoria di acque, è ascrivibile la parte preponderante degli impatti sui corpi idrici che possono influire sul raggiungimento/mantenimento degli obiettivi.

La caratterizzazione delle pressioni e degli impatti su un corpo idrico, quindi, per essere considerata consistente, non può prescindere dall'analisi delle tipologie di pressione più rilevanti per le diverse categorie di acque.

A tal fine, è stata predisposta una matrice che indica per ogni tipologia di pressione, all'interno di ogni categoria di acque, l'attinenza della pressione per la categoria e la rilevanza ai fini dell'analisi, affinché la stessa possa essere considerata sufficientemente consistente.

La tabella 3.1 riporta le tipologie di pressione da considerare, per le diverse categorie di acque, per l'analisi delle pressioni, con la codifica indicata nella già citata Reporting Guidance 2016.

Le tipologie di pressione sono articolate secondo un ordine di priorità:

- *pressioni da considerare prioritariamente (PC)* in quanto rilevanti per la specifica categoria di acque
- *pressioni di secondaria priorità* in quanto sono meno rilevanti per la specifica categoria di acque
- *pressioni da non considerare a priori* perché verosimilmente non attinenti per la specifica categoria di acque.

Scopo della tabella è quindi quello di orientare la selezione delle pressioni per l'analisi, secondo un ordine di priorità al fine di definire un *livello minimo comune* di indagine affinché l'analisi possa essere considerata sufficientemente robusta e quindi confrontabile a scala nazionale.

Per ciascuna tipologia di pressione ritenuta "*da considerare (PC)*" è stata prioritariamente operata la scelta degli indicatori di pressione, partendo da una ricognizione tra quelli utilizzati dalle ARPA/APPA e/o indicate nelle metodologie definite dalle Autorità di Distretto, orientandosi su quegli indicatori maggiormente adottati e pertanto maggiormente sperimentati.

Per le tipologie di *pressione da non considerare a priori*, oltre a seguire le indicazioni riportate nelle linee guida europee, è stata fatta un'analisi critica rispetto alla loro valutazione per la matrice considerata e la loro contestualizzazione a livello nazionale rispetto ai dati disponibili.

In assenza di indicatori disponibili, il GdL ha integrato con proposte di nuovi indicatori, al fine di produrre una linea guida completa ed applicabile a scala nazionale.

Per le tipologie di *pressione di secondaria priorità* le stesse sono state proposte qualora esistessero già indicatori disponibili tratti dalla ricognizione effettuata presso le ARPA/APPA oppure su proposta di componenti del GdL; in taluni casi è al momento previsto il solo criterio a MBC, in altri l'eventuale proposizione è lasciata ai Distretti, in relazione a specifiche esigenze legate a pressioni secondarie comunque impattanti sul territorio.

Per alcune tipologie di pressioni, quali ad esempio la 2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche, non è stato possibile definire un indicatore quali-quantitativo in quanto mancano esperienze specifiche tra le Agenzie, trattandosi anche di pressioni considerate generalmente poco rilevanti per il territorio nazionale.

Sulla base del contenuto della tabella 2.1 sono state predisposte le tabelle fornite nel capitolo 3 che recepiscono anche graficamente il contenuto.

Tabella 2.1 – Criterio di priorità assegnato alle tipologie di pressione per categoria di acque

Elenco tipologie pressione	Fiumi	Laghi	Marino-costiere	Transizione	Sotterranee
1.1 Puntuali - scarichi urbani	PC	PC	PC	PC	
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	PC	PC	PC	PC	
1.3 Puntuali - impianti IED	PC	PC	PC	PC	
1.4 Puntuali - impianti non IED	PC	PC	PC	PC	
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	PC	PC	PC	PC	PC
1.6 Puntuali - discariche	PC	PC	PC	PC	PC
1.7 Puntuali - acque di miniera	PC				
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	PC	PC	PC	PC	
1.9 Puntuali - altre pressioni					
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	PC	PC	*(PC)	PC	PC
2.2 Diffuse - agricoltura	PC	PC	*(PC)	PC	PC
2.3 Diffuse - selvicoltura					
2.4 Diffuse - trasporti	PC	PC	PC	PC	
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	PC	PC		PC	PC
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	PC	PC	PC	PC	PC
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche		PC			
2.8 Diffuse - attività minerarie					
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura			PC	PC	
2.10 Diffuse - altre pressioni					
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo	PC	PC			PC
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile	PC	PC			PC
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale	PC	PC			PC
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	PC	PC			PC
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico	PC	PC			
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	PC	PC		PC	PC
3.7 Prelievi/diversioni - altri usi					
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	PC	PC	PC	PC	
4.2 Dighe, barriere e chiuse	PC	PC	PC	PC	
4.3 Alterazione idrologica	PC	PC			
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	PC				
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche					
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	PC	PC	PC	PC	
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante	PC	PC	PC	PC	
5.3 Rifiuti/discariche abusive					
6.1 Ricarica delle acque sotterranee					PC
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda					PC
7 Altre pressioni antropiche					
8 Pressioni antropiche sconosciute					
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico					

	Tipologia di pressione da non considerare a priori
	Tipologia di pressione di secondaria priorità
PC	Tipologia di pressione da considerare prioritariamente

* la pressione è considerata PC per gli indicatori cumulativi nel bacino totale

2.2 Ambiti territoriali

L'unità di riferimento per lo studio degli indicatori e delle relative soglie di significatività per le pressioni è il "corpo idrico" (CI) definito ai sensi della normativa di settore vigente. Dall'esame delle modalità di applicazione dell'analisi delle pressioni, è emerso che il tema della "scala spaziale" entro la quale valutare le pressioni incidenti su di un corpo idrico rappresenta uno dei principali temi di differenziazione tra le diverse realtà regionali e di distretto e tra le diverse metodologie utilizzate.

Risulta quindi di fondamentale importanza definire ed esplicitare l'ambito di riferimento su cui eseguire l'analisi e la valutazione delle pressioni per un'armonizzazione in ambito nazionale e per la selezione di opportuni indicatori.

L'ambito territoriale di riferimento interviene nel calcolo dell'indicatore sia come area di ricerca e selezione, in quanto viene circoscritta la parte del territorio da considerare per popolare l'indicatore (con la somma ad esempio delle portate degli scarichi ricadenti nell'area), sia come superficie da porre al denominatore per gli indicatori di tipo densità (percentuale di uso del suolo agricolo, urbano, etc.).

Gli ambiti di applicazione dell'analisi delle pressioni ai fini del calcolo degli indicatori descritti nel capitolo 3 sono i seguenti:

- **corpo idrico:** è l'unità di gestione della DQA.
- **bacino totale** del corpo idrico: è il bacino imbrifero chiuso alla sezione di valle del CI nel caso di corpo idrico fluviale; è il bacino imbrifero dato dalla somma dei bacini idrografici che versano nel corpo idrico nel caso di corpo idrico lacustre o marino-costiero.
- **bacino a monte** del corpo idrico fluviale: è il bacino imbrifero chiuso alla sezione di monte del CI. Questo ambito territoriale non è utilizzato nelle tabelle ma è necessario per definire il bacino afferente di un corpo idrico fluviale.
- **bacino afferente** al corpo idrico: nel caso di corpo idrico fluviale è l'areale ottenuto dalla differenza tra il bacino totale e il bacino a monte del CI, escludendo le eventuali aree drenate di CI tipizzati affluenti del CI in esame. Nel caso di corpo idrico lacustre o marino-costiero è dato dalla differenza tra bacino totale e bacini dei corpi idrici affluenti tipizzati.
- **buffer:** area adiacente alle sponde del corpo idrico di una certa ampiezza che si è concordato, in questo caso, essere pari a 500 metri dalla sponda (su entrambe le sponde per i CI fluviali) per tutti i tipi di acque superficiali. Il buffer non è previsto per le acque sotterranee.
- **area del corpo idrico:** corrisponde alla superficie del GWB (previsto solo per i CI sotterranei).

Nelle figure da 2.1 a 2.12, sono rappresentati i diversi ambiti di riferimento per il calcolo degli indicatori di pressione riportati nel capitolo 3, distinti per categoria di acque.

L'ambito territoriale di riferimento da adottare per l'analisi delle pressioni, al fine di garantire un livello comune nazionale, è il bacino afferente al corpo idrico. L'analisi nel bacino totale e nel buffer integrano le valutazioni su alcune tipologie di pressione, fatte salve le specifiche descritte in questo paragrafo.

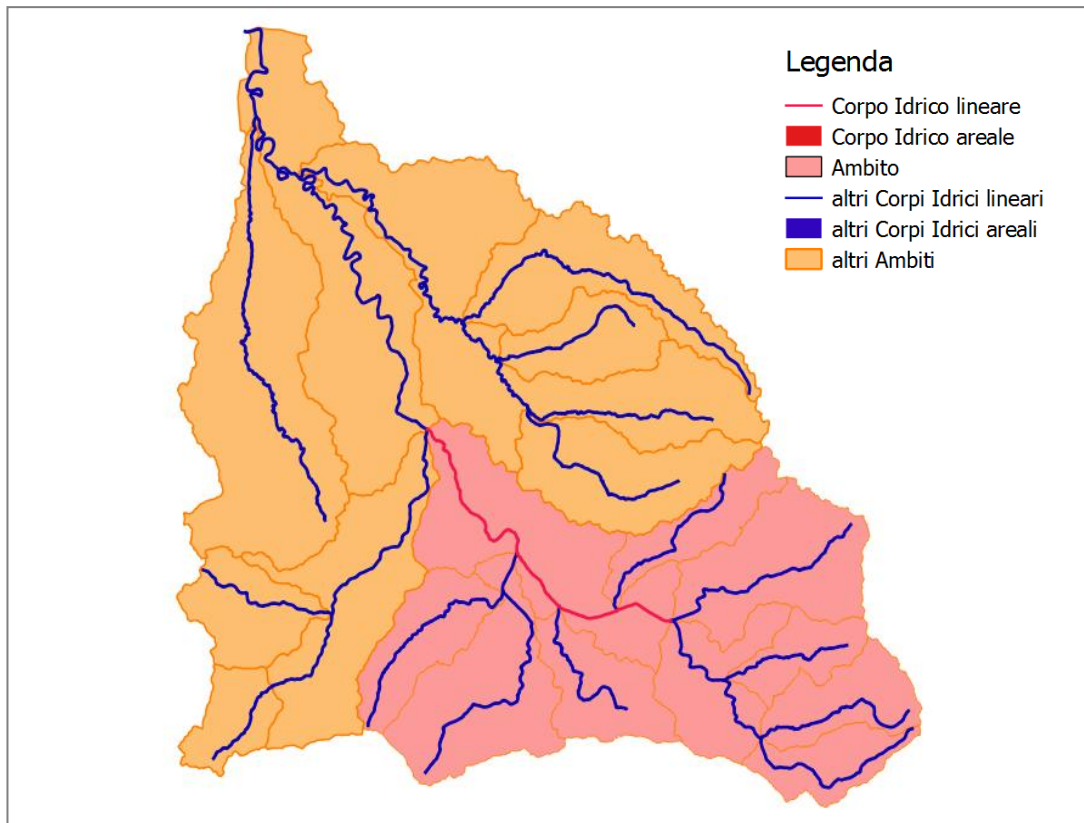


Figura 2.1 – Bacino totale di un corpo idrico fluviale

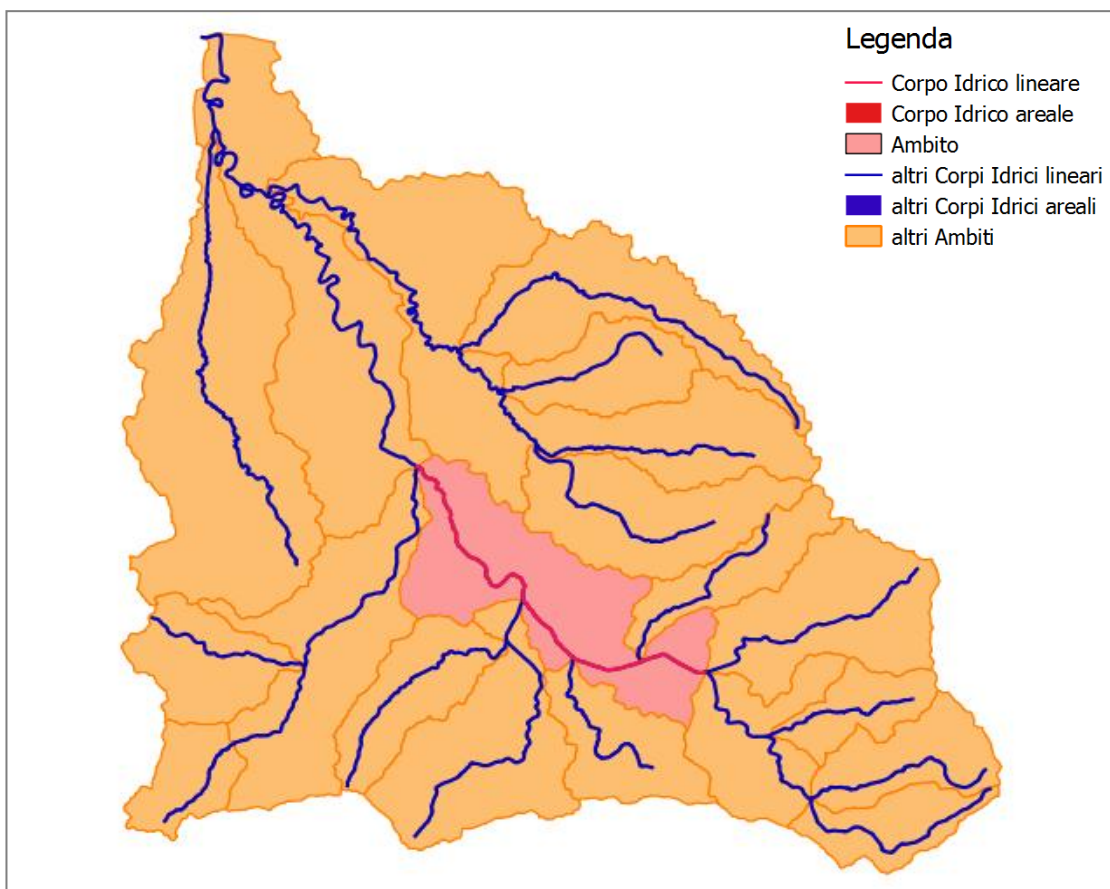


Figura 2.2 – Bacino afferente al corpo idrico fluviale

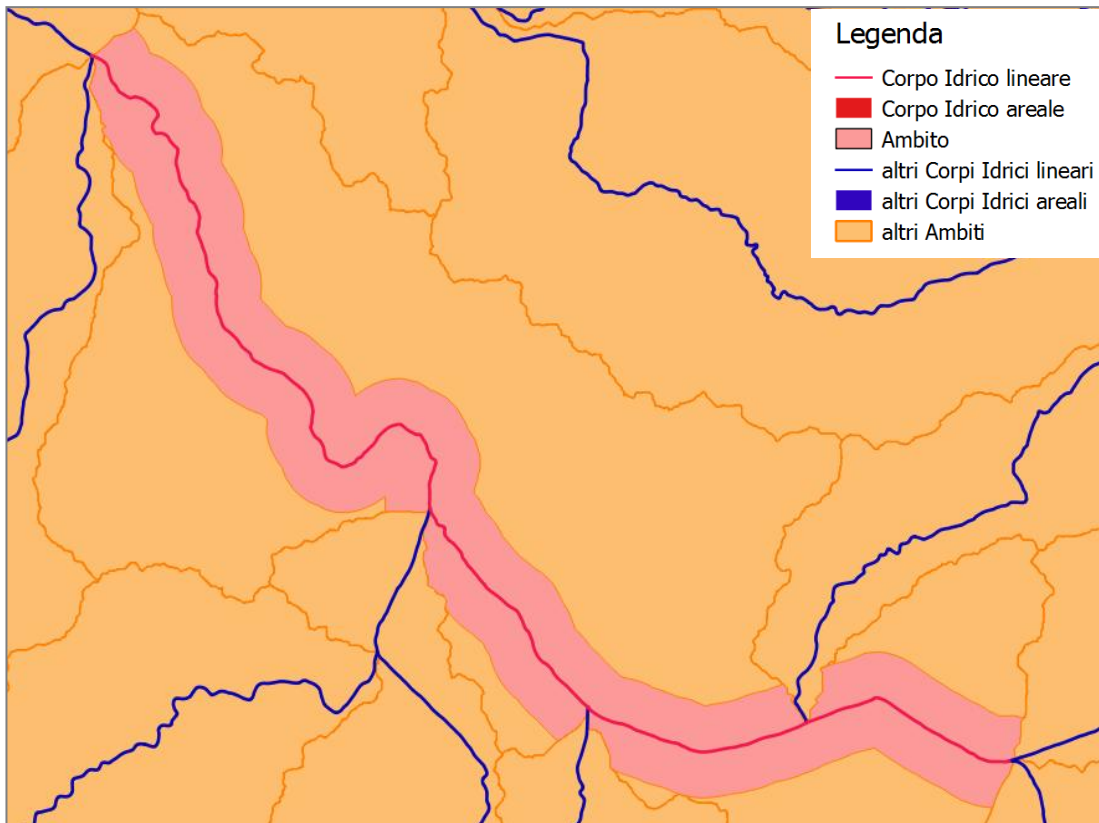


Figura 2.3 – Buffer di un corpo idrico fluviale

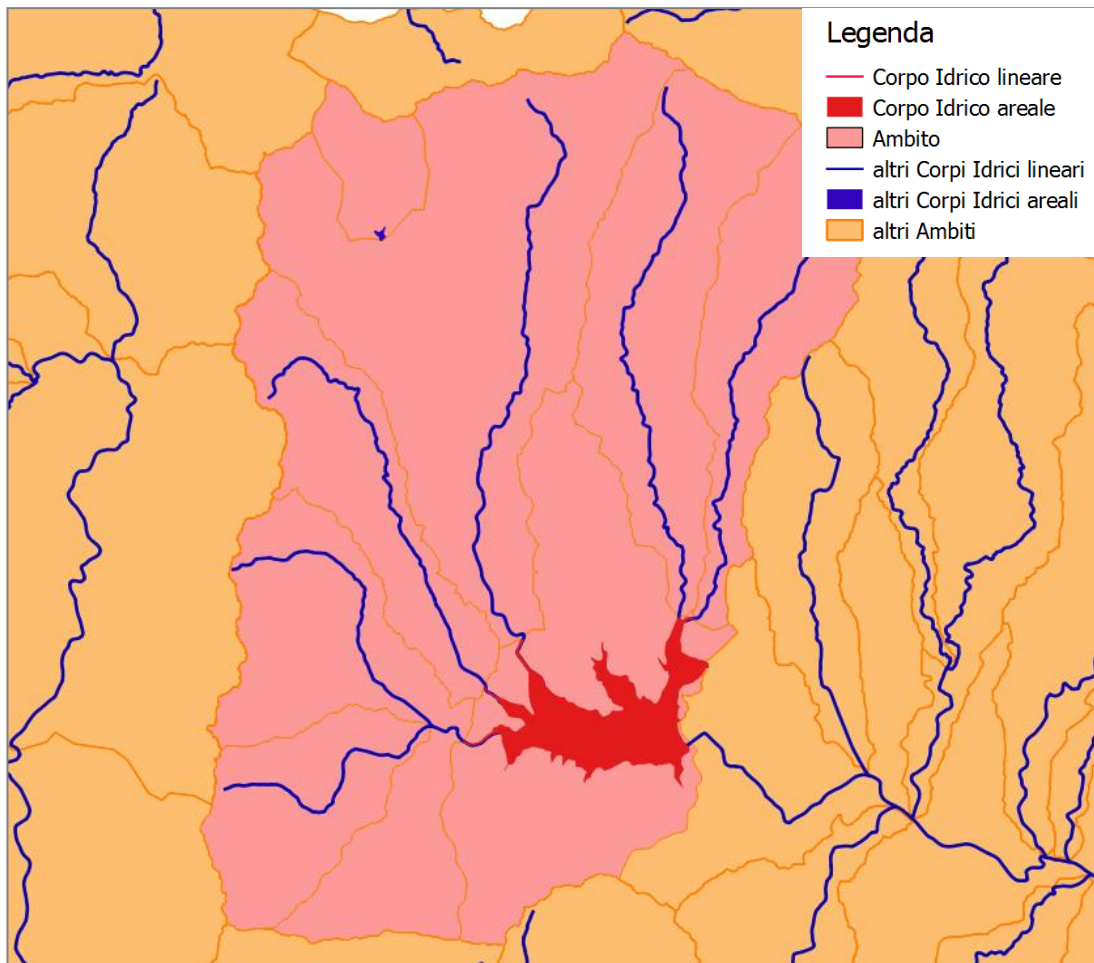


Figura 2.4 – Bacino totale di un corpo idrico lacustre

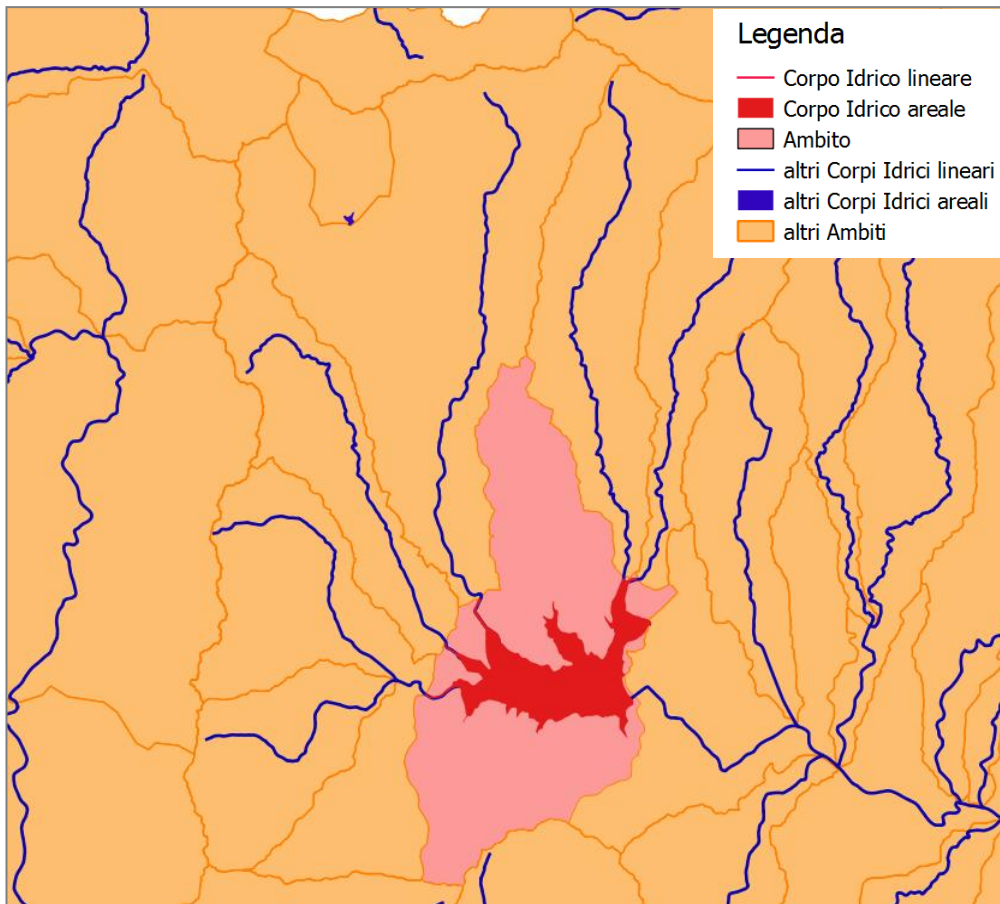


Figura 2.5 – Bacino afferente al corpo idrico lacustre

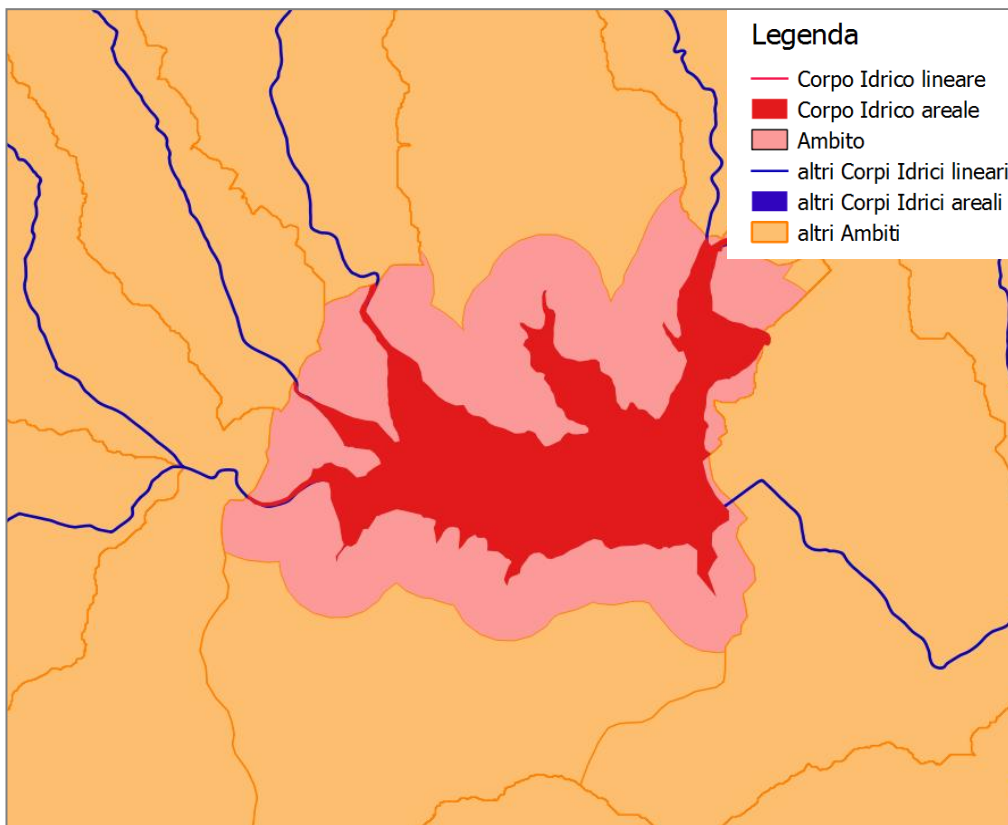


Figura 2.6 – Buffer di un corpo idrico lacustre

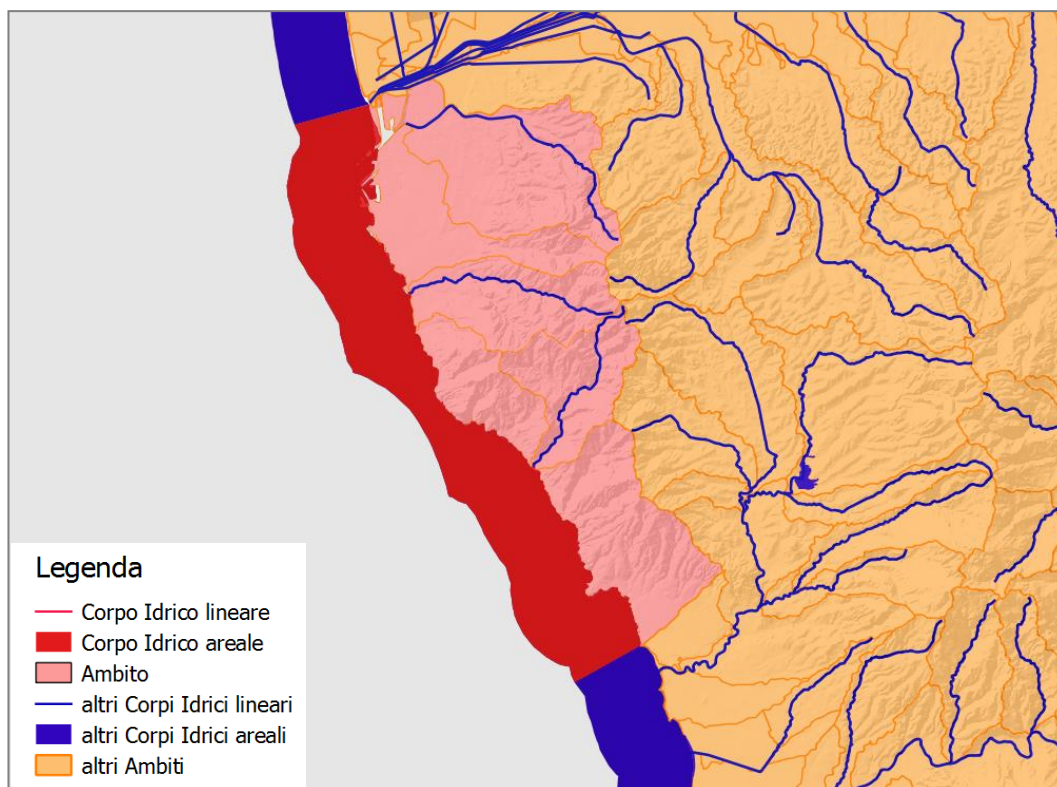


Figura 2.7 – *Bacino totale di un corpo idrico marino costiero*

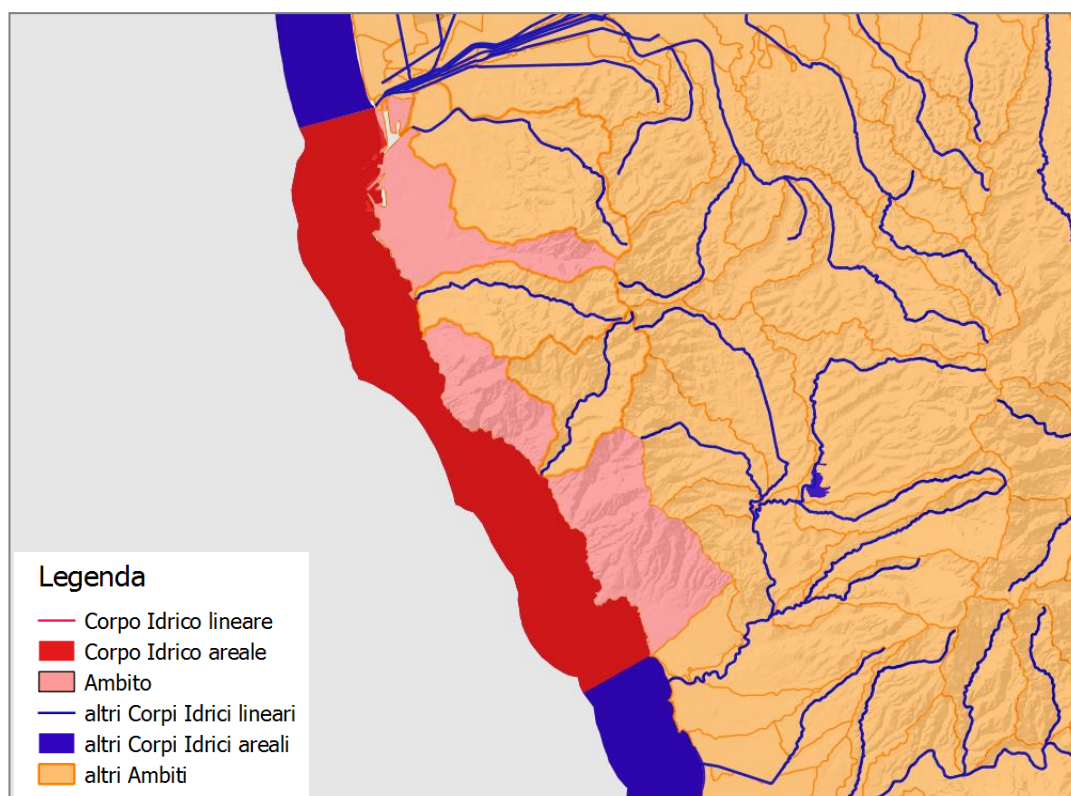


Figura 2.8 – *Bacino afferente di un corpo idrico marino costiero*

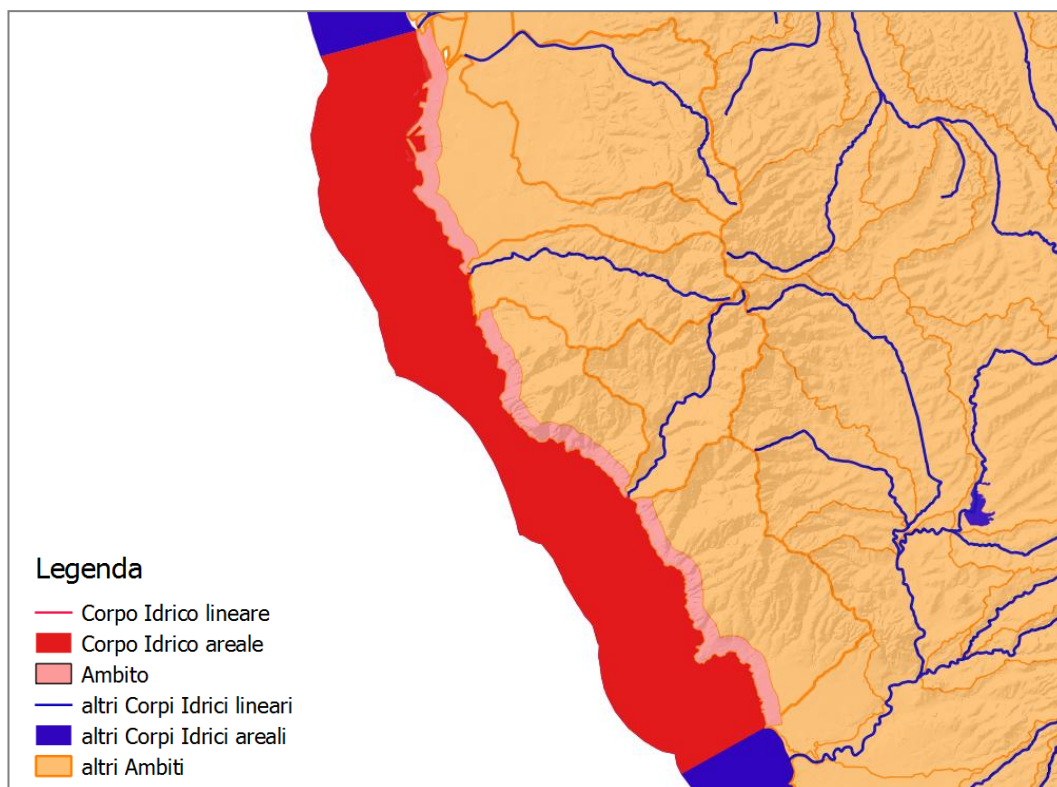


Figura 2.9 – *Buffer di un corpo idrico marino costiero*

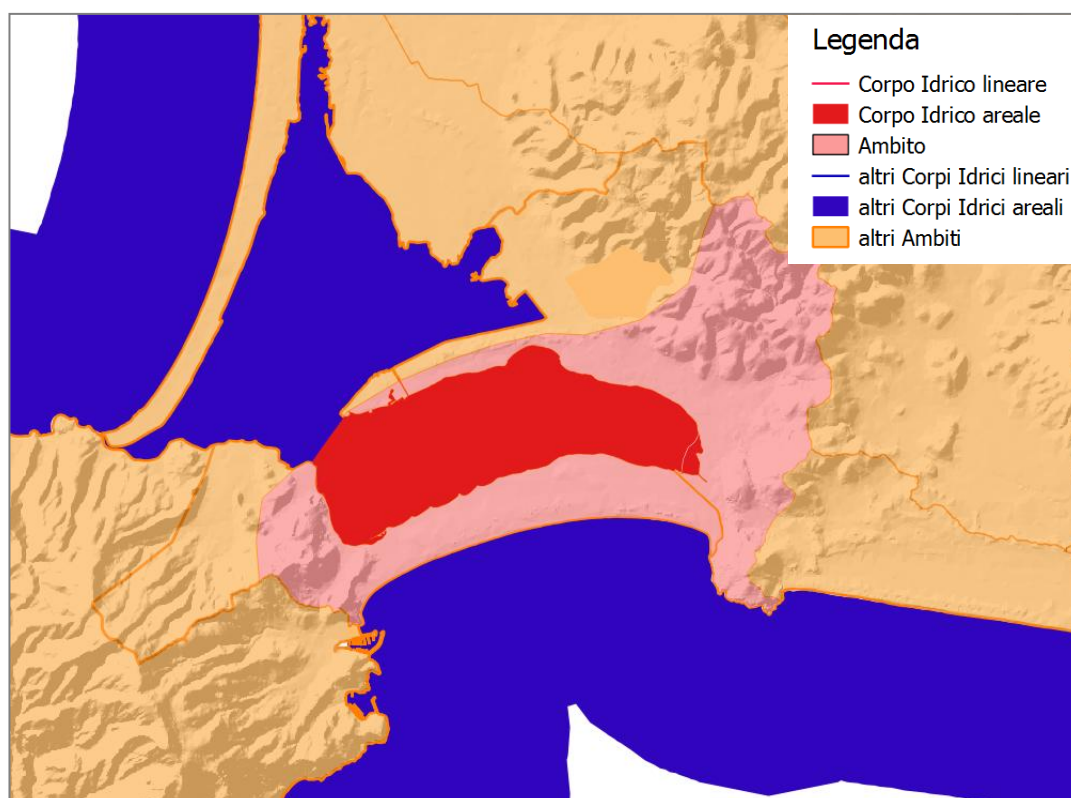


Figura 2.10 – *Bacino afferente coincidente con il bacino totale di un corpo idrico di transizione*

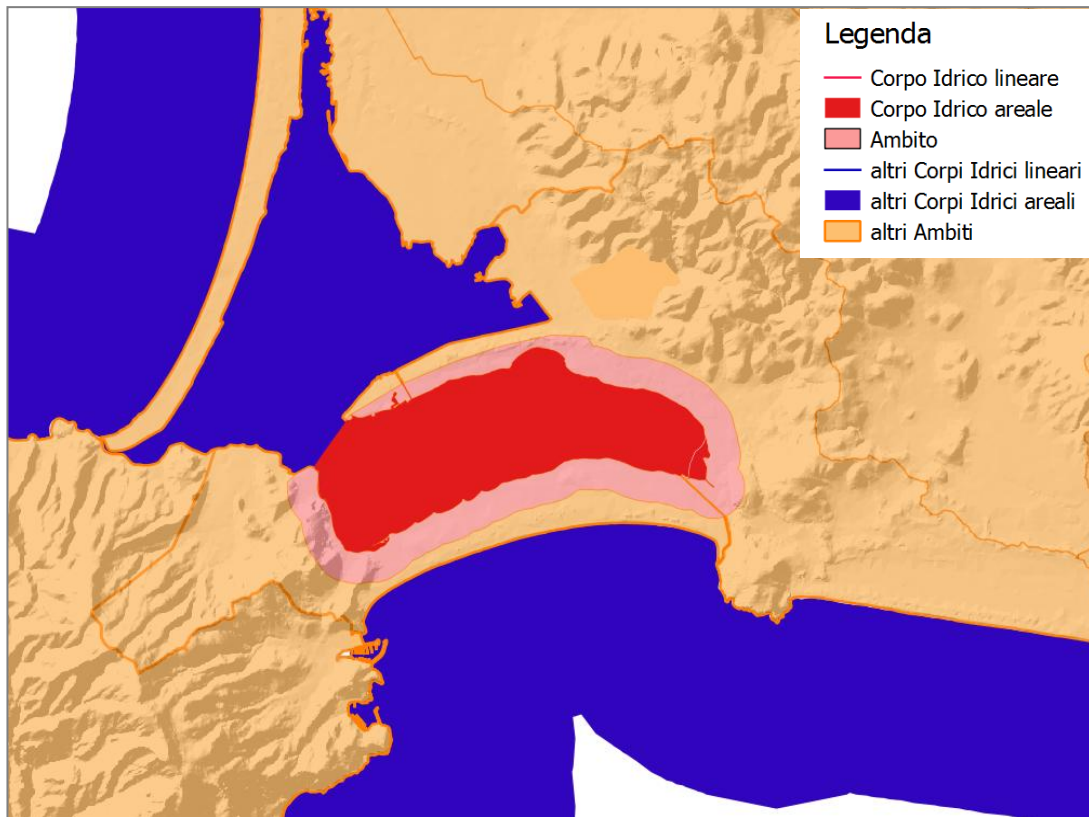


Figura 2.11 – *Buffer di un corpo idrico di transizione*

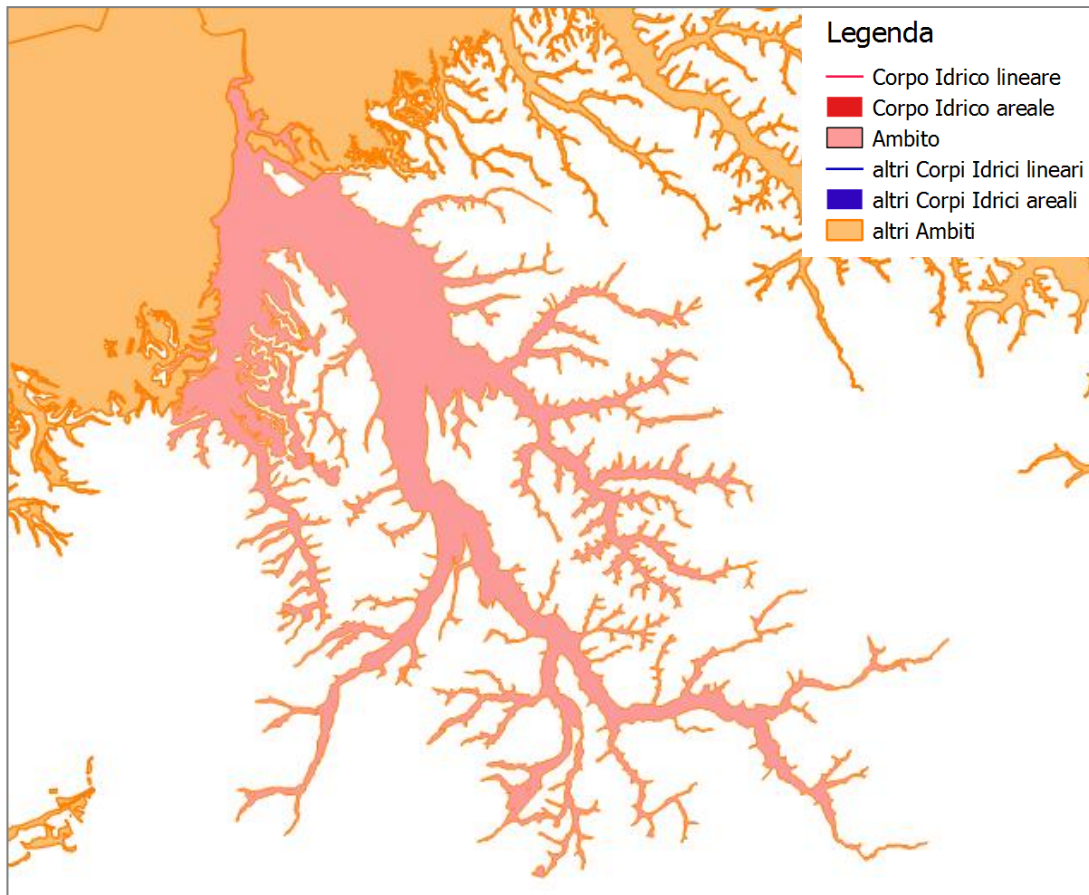


Figura 2.12 – *Area di un corpo idrico sotterraneo*

Il bacino afferente al CI permette di considerare in via esclusiva le pressioni che direttamente o indirettamente afferiscono al corpo idrico. Si immagini di disporre di un bacino idrografico con corpi idrici con diversi stati di qualità e di dovere intervenire sul miglioramento delle capacità depurative di impianti di trattamento delle acque reflue (pressione 1.1) variamente distribuiti sul bacino. Le priorità di intervento sugli impianti si potranno concentrare, ad esempio, su quegli impianti che rientrano nei bacini afferenti ai corpi idrici nei quali l'indicatore di pressione 1.1 risulterà significativo e lo stato inferiore al "Buono".

La valutazione delle pressioni nell'ambito del bacino afferente al CI consente altresì di definire programmi di monitoraggio sito-specifici.

Tuttavia, dall'analisi dei risultati ottenuti riferiti al bacino afferente potrebbe verificarsi l'assenza di una relazione diretta tra le pressioni significative nel bacino afferente e lo stato del corpo idrico, come può accadere laddove il corpo idrico "eredita" da monte uno stato già compromesso mentre le pressioni sul bacino afferente risultano non significative. È il caso ad esempio di un corpo idrico in cui la pressione "2.2 Diffuse - agricoltura" risulta non significativa nel bacino afferente, mentre il dato di monitoraggio evidenzia la presenza di pesticidi: tale presenza potrebbe derivare dal bacino a monte del corpo idrico.

Per questa ragione, per alcuni indicatori, è stata introdotta l'analisi delle pressioni nel bacino totale del CI con la finalità di evidenziare se al di fuori del bacino afferente possano essere individuate delle pressioni puntuali o diffuse in grado di influire, seppure indirettamente, sullo stato del corpo idrico, ad esempio attraverso il trasferimento di carichi inquinanti o la sottrazione di risorsa idrica. Questo tipo di valutazione, quindi, contribuisce anche alla definizione dei programmi di monitoraggio con la selezione, ad esempio, di parametri chimici correlati alle pressioni presenti nel bacino a monte, ma non presenti nel bacino afferente, integrando così il programma sito-specifico.

Considerando che l'analisi delle pressioni si realizza su tutti i corpi idrici, monitorati o meno, e che tale analisi orienta i piani di monitoraggio nonché l'adozione di opportune misure, è anche importante conoscere la localizzazione delle pressioni sul bacino nella sua totalità ossia sul bacino totale .

Per alcuni indicatori e/o categorie di acque, è anche emersa l'esigenza di definire un buffer di territorio entro cui considerare le pressioni che più direttamente influiscono sul CI. Il buffer è un ambito di riferimento che in alcuni casi è utilizzato come ambito principale dell'Analisi delle Pressioni (ad esempio può esserlo nel caso dei laghi), in altri come secondario in quanto nel calcolo dell'indicatore può essere attribuito un peso differente alla pressione in relazione alla distanza dal CI, attraverso un fattore di attenuazione.

Per alcune categorie di acque, quali i laghi o i corpi idrici di transizione, il buffer può anche essere considerato l'ambito territoriale di riferimento per l'analisi delle pressioni, in alternativa al bacino afferente.

Per le acque sotterranee, l'analisi delle pressioni è riferita alla superficie territoriale sovrastante il corpo idrico sotterraneo (superficiale o profondo). Alcuni indicatori saranno calcolati solo in riferimento ai corpi idrici relativi agli acquiferi superficiali, (conoidi libere, freatico ed eventualmente confinati superiori), altri anche agli acquiferi profondi, secondo quanto espressamente indicato nelle tabelle riportate nel capitolo 3.

Per le acque marino-costiere e di transizione, l'ambito di riferimento più significativo per l'analisi di alcune tipologie di pressioni (puntuali e diffuse), è il bacino totale, in particolar modo per i CI nei quali si immettono fiumi che drenano bacini idrografici di dimensioni significative e fortemente antropizzati.

La tabella 2.2 riporta l'ambito/gli ambiti di riferimento per l'analisi delle pressioni, per ogni tipologia di pressione, previsto/i specificatamente per ogni indicatore e distinti per categoria di acque.

Tabella 2.2 – Matrice tipologia di pressione-categoria di acque-ambito territoriale di riferimento

Elenco tipologie pressione	Fiumi	Laghi	Marino-costiere	Transizione	Sotterranee
1.1 Puntuali - scarichi urbani	Ba Bt	Ba Bf Bt	Ba Bt	Ba Bt	
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	Ba	Ba Bf Bt	Ba Bt	Ba Bt	
1.3 Puntuali - impianti IED	Ba Bt	Ba Bf Bt	Ba Bt	Ba Bt	
1.4 Puntuali - impianti non IED	Ba Bt	Ba Bf Bt	Ba Bt	Ba Bt	
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Ba Bf	Ba Bf	Ba Bf	Ba Bf	A
1.6 Puntuali - discariche	Ba Bf	Ba Bf	Ba Bf	Ba Bf	A
1.7 Puntuali - acque di miniera	Ba	Ba Bf	Ba	Ba	A
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	Ba	Ba Bf	Ba CI	Ba CI	
1.9 Puntuali - altre pressioni	Ba	Ba Bf	CI	CI	A
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	A
2.2 Diffuse - agricoltura	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	Ba Bf Bt	A
2.3 Diffuse - selvicoltura					
2.4 Diffuse - trasporti	Ba CI	Ba CI	CI	Ba Bf CI	
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Ba	Ba	Ba CI	Ba	A
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	Ba	Ba CI	Ba Bf	Ba	A
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche	Ba	Ba	Ba CI	Ba	
2.8 Diffuse - attività minerarie	Ba	Ba	Ba CI	Ba	A
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura	CI	CI	CI	CI	
2.10 Diffuse - altre pressioni	Ba	Ba	Ba CI	Ba CI	A
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo	Ba Bt	Ba Bt			A
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile	Ba Bt	Ba Bt			A
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale	Ba Bt	Ba Bt			A
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	Ba Bt	Ba Bt		Ba Bt	A
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico	Ba Bt	Ba Bt			
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	Ba Bt	Ba Bt		Ba Bt	A
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi	Ba Bt	Ba Bt	CI	Ba Bt	A
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	Bf CI	Bf CI	Bf CI	Bf CI	
4.2 Dighe, barriere e chiuse	CI	CI	CI	CI	
4.3 Alterazione idrologica	CI	CI		CI	
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	CI	CI		CI	A
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche	Bf CI	CI	CI	CI	A
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	CI	CI	CI	CI	
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante	CI	CI	CI	CI	
5.3 Rifiuti/discariche abusive	CI	CI	CI	CI	A
6.1 Ricarica delle acque sotterranee					CI

Elenco tipologie pressione	Fiumi	Laghi	Marino-costiere	Transizione	Sotterranee
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda					CI
7 Altre pressioni antropiche	Ba CI	Ba CI	Ba CI	Ba CI	A CI
8 Pressioni antropiche sconosciute	CI	CI	CI	CI	CI
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico	CI	CI	CI	CI	CI

	Tipologia di pressione da non considerare a priori
	Tipologia di pressione di secondaria priorità
PC	Tipologia di pressione da considerare prioritariamente

Bt: bacino totale

Ba: bacino afferente

Bf: buffer

CI: corpo idrico

A: area del corpo idrico

2.3 Tipologie di indicatori

Per ogni tipologia di pressione sono stati definiti i relativi indicatori per la valutazione della significatività.

Una delle criticità emerse a scala nazionale riguarda la disponibilità di dati ambientali strutturati e sufficientemente completi alla scala adeguata. La qualità del dato di partenza influisce sull'affidabilità dei risultati dell'analisi delle pressioni e in molti casi determina il ricorso al giudizio esperto che non consente un adeguato livello di confrontabilità.

Tenendo conto di queste criticità, per ogni tipologia di pressione sono stati individuati almeno un **indicatore a medio-alta complessità (MAC)** e/o uno a **medio-bassa complessità (MBC)**.

L'indicatore MAC è ritenuto lo strumento migliore per valutare la significatività della pressione ed è pertanto da preferire; tuttavia l'applicazione dell'indicatore MAC richiede il reperimento/la conoscenza di molti dati piuttosto articolati, strutturati e complessi (es. portata o volume degli scarichi e prelievi, portata media naturale annuale o stagionale del corpo idrico fluviale, opere per la difesa del suolo, etc). Nel caso non siano disponibili informazioni con il livello di dettaglio adeguato, si può adoperare l'indicatore MBC, in generale di più semplice applicazione ma anche di minore affidabilità nel determinare il grado di rischio associato alla pressione di cui si valuta la significatività.

L'indicatore MBC è stato introdotto per ridurre il ricorso al solo giudizio esperto ai fini della valutazione delle pressioni significative, in quanto esso non consente la tracciabilità e la confrontabilità del percorso metodologico utilizzato per attribuire la significatività. Tuttavia quando non è possibile utilizzare un indicatore tra quelli proposti o non è stato possibile definirne di validi, si potrà ricorrere ugualmente al giudizio esperto. Inoltre per alcuni indicatori (es. valutazione dei siti contaminati) il giudizio esperto integra la valutazione della significatività, in quanto sono richieste conoscenze dettagliate caso-specifiche.

L'adozione di indicatori e soglie di significatività uniformi è necessaria per garantire una maggiore confrontabilità alla scala di Distretto Idrografico. E' auspicabile che nell'ambito di ogni Distretto venga effettuata una valutazione preliminare dell'adeguatezza dei dati a disposizione per l'implementazione di indicatori di tipo MAC o MBC, al fine di armonizzarne l'utilizzo nell'ambito del Distretto. Può essere preferibile utilizzare un indicatore a minore complessità, se non vi sono dati disponibili con buona copertura a scala di Distretto, piuttosto che elaborare analisi di dettaglio maggiore, ma circoscritte ad alcuni ambiti territoriali, che di fatto non risultano confrontabili all'interno del territorio distrettuale.

Nell'ambito degli indicatori MAC e MAB, sono proposte, inoltre, due tipologie di indicatori: singolo e cumulativo.

L'**indicatore singolo** è riferito alla singola tipologia di pressione (individuata dallo specifico codice WISE). L'indicatore singolo viene calcolato in uno degli ambiti di riferimento indicati nel paragrafo 2.2, ad esclusione del bacino totale.

L'indicatore cumulativo è invece riferito a più tipologie di pressione all'interno della stessa categoria (puntuali, diffuse, prelievi, etc.). L'indicatore cumulativo può essere calcolato solo in due ambiti di riferimento: il bacino totale e il bacino afferente.

L'indicatore cumulativo è previsto solo per alcune tipologie di pressioni: scarichi urbani e impianti IED e non IED, agricoltura e dilavamento delle superfici urbane, prelievi.

L'indicatore cumulativo consente di valutare la somma dei contributi di quelle tipologie di pressione che si differenziano ad esempio solo per la "destinazione di uso" o per l'"origine". E' il caso dei prelievi per i quali si ritiene importante valutare l'effetto cumulativo di tutti gli utilizzi idrici nel bacino afferente e nel bacino totale, indipendentemente dalla destinazione di uso o degli scarichi puntuali a prescindere dall'origine civile o produttiva.

L'indicatore cumulativo riferito al bacino afferente consente di valutare complessivamente il contributo di determinate tipologie di pressione, che se analizzate separatamente, potrebbero portare a una sottostima degli impatti sul CI.

Si prenda l'esempio dei prelievi: in un CI, i singoli indicatori distinti solo in base alla destinazione d'uso potrebbero, presi separatamente, risultare sotto soglia di significatività. L'insieme invece dei prelievi (la somma di tutte le portate derivate a prescindere dall'utilizzo) potrebbe invece risultare significativo.

L'indicatore cumulativo riferito al bacino totale, consente di considerare anche il contributo delle pressioni presenti al di fuori del bacino afferente e gli eventuali potenziali impatti correlati. Questo tipo di analisi fornisce elementi integrativi per la correlazione pressioni-stato e permette di intercettare situazioni nelle quali il CI eredita da monte condizioni che potrebbero influire sul mantenimento o miglioramento dello stato di qualità.

Considerate le informazioni che vengono acquisite attraverso l'utilizzo degli indicatori cumulativi, per alcune categorie di acque quali i corpi idrici marino-costieri o di transizione interessati dalla presenza di immissari significativi, di bacini idrografici fortemente antropizzati, risulta più importante l'analisi effettuata nell'ambito territoriale del bacino totale per le pressioni di tipo puntuale e diffuso, specie nei casi in cui rappresentino aree drenanti alle aree sensibili definite ai sensi della direttiva 271/91/CEE (ad esempio aree sensibili del Delta del Po ed in generale quelle che afferiscono alle coste del Mare Adriatico).

2.4 Soglie di significatività

Per valutare le pressioni significative incidenti sui corpi idrici superficiali e sotterranei è stata individuata, per ogni tipologia delle stesse, una soglia di significatività relativa a ciascun indicatore di pressione, al di sopra della quale la pressione è considerata significativa e quindi in grado di influire sul raggiungimento o mantenimento degli obiettivi di qualità.

Si ricorda ancora quanto indicato dalla CIS Guidance document n° 3 in merito al concetto di "significatività" "*significant pressures ... mean any pressure that on its own, or in combination with other pressures, may lead to a failure to achieve the specified objective*".

Le soglie di significatività dovrebbero infatti identificare e separare, in via cautelativa e potenziale, tutte quelle situazioni dove è atteso, in virtù del livello di pressione riscontrato, un probabile rilevante impatto e il conseguente fallimento degli obiettivi.

Le soglie di significatività proposte per gli indicatori derivano da evidenze di carattere sperimentale, da indicazioni normative o dal contributo degli esperti del GdL.

Sono state fissate preferibilmente soglie numeriche puntuali piuttosto che range di valori.

Nei casi in cui gli indicatori di pressione individuati derivino da quelli già sperimentati da una o più Agenzie, sono state mantenute anche le relative soglie di significatività. Qualora per il medesimo indicatore di pressione più Agenzie abbiano adoperato soglie di significatività differenti si è valutato quali fossero le soglie più opportune, sulla base delle motivazioni e delle modalità con cui tali soglie erano state definite. In generale, sono state scelte le soglie che rappresentano livelli di intensità di pressione oltre i quali si ritiene inconfutabile che ci possa essere un impatto sul corpo idrico.

Nei casi in cui il GdL ha integrato i metodi esistenti con proposte di nuovi indicatori, sono state individuate delle soglie di significatività ritenute plausibili sulla base di giudizio esperto o di indicazioni di carattere normativo. Solo in alcuni casi sono state eseguite sperimentazioni sulla base delle quali validare tali soglie. Le soglie pertanto, avranno carattere sperimentale per il prossimo ciclo di pianificazione.

Per quanto riguarda, ad esempio, gli indicatori relativi alle pressioni idromorfologiche si è tenuto conto delle indicazioni normative previste per la designazione dei corpi idrici fortemente modificati (HMWB) e artificiali (AWB) o dei valori soglia indicati nelle metodologie per la selezione dei siti di

riferimento. In entrambi i casi i valori soglia sono stati opportunamente rimodulati tenendo conto delle differenti finalità, ma garantendo coerenza metodologica.

Va ricordato che la metodologia di analisi delle pressioni riportata nelle presenti linee guida deve essere applicabile all'intero territorio nazionale, che è molto vario dal punto di vista morfologico, climatico, ambientale, di litologia dei suoli e di livello di antropizzazione; il livello di significatività può quindi differire anche di molto, a seconda dell'ambito di applicazione ed in particolare dei diversi regimi idrologici presenti.

Le modalità di gestione della risorsa idrica e l'articolazione delle competenze sono inoltre molto variabili da Regione a Regione, e conseguentemente anche la consistenza e l'entità dei dati a disposizione delle pubbliche amministrazioni.

Per questo motivo nelle linee guida sono stati individuati indicatori aventi due diversi livelli di complessità e per questo è prevedibile che le soglie di significatività possano essere modificate nell'ambito distrettuale per rappresentare meglio le specificità territoriali dei luoghi e per consentire l'utilizzo di soglie maggiormente restrittive qualora ritenuto opportuno.

Come già detto sono state riportate all'interno di questo documento le soglie che rappresentano un livello di significatività conclamata e che devono essere considerate un punto di partenza, ovvero la soglia minima applicabile. Le Autorità di Distretto e le Regioni potranno quindi modificare le soglie proposte esclusivamente con soglie maggiormente cautelative.

Per taluni indicatori, oltre alla soglia ritenuta più opportuna, viene fornito (tra parentesi nelle tabelle del Capitolo 3) un range di valori tra quelli impiegati per i Piani di Gestione dai diversi Distretti/Regioni, del quale si è assunto come riferimento il valore meno cautelativo. Tale range ha lo scopo di fornire una prima indicazione, nel caso se ne ravvisi la necessità, di soglie di significatività più gravose da impiegare.

Tuttavia, è fondamentale ai fini dell'armonizzazione e omogeneizzazione delle attività e conseguentemente dei risultati ottenuti, che all'interno dei singoli distretti idrografici siano adottate le medesime soglie di significatività, anche se modificate rispetto a quanto qui riportato.

Le soglie di significatività delle pressioni potranno essere modificate alla luce di eventuali correlazioni tra gli indicatori di pressione e lo stato, di elaborazioni statistiche, in particolar modo se su di esse non sono state condotte sperimentazioni. Le scelte operate dovranno essere armonizzate a scala distrettuale.

Per i corpi idrici marino-costieri o di transizione interessati dalla presenza di immissari significativi, di bacini idrografici fortemente antropizzati, nel caso di indicatori di tipo cumulativo relativi al bacino totale, è possibile attribuire direttamente la significatività nel caso in cui rappresentino aree drenanti alle aree sensibili definite ai sensi della direttiva 271/91/CEE (ad esempio aree sensibili del Delta del Po ed in generale quelle che afferiscono alle coste del Mare Adriatico).

E' importante attribuire la significatività della pressione sulla base di valori soglia che non siano necessariamente o solo derivati dai dati di monitoraggio.

Infatti, i diversi contesti territoriali possono risultare più o meno sensibili ad una determinata pressione e non è sempre facile distinguere gli effetti delle pressioni combinate. Inoltre, le modalità di valutazione dello Stato ai sensi della DQA possono variare nel tempo a seguito dell'evoluzione tecnica e normativa. L'introduzione di una nuova metrica biologica o di nuove matrici da indagare (biota, sedimenti, etc), la variazione dei valori degli SQA possono determinare variazioni nella classe di stato che non dipendono da un diverso impatto generato dalla pressione, ma da una evoluzione delle modalità di valutazione dello stato.

Per questa ragione si ritiene che la significatività delle pressioni vada attribuita sulla base del popolamento degli indicatori e che l'eventuale discordanza derivante da una valutazione integrata stato-pressioni-impatti vada considerata adeguatamente nell'ambito della valutazione del rischio di non raggiungimento dell'obiettivo e nella definizione delle reti e dei programmi di monitoraggio come descritto nel Capitolo 4.

3 INDICATORI DI PRESSIONE E SOGLIE DI SIGNIFICATIVITA'

Per ciascuna categoria di corpi idrici superficiali e sotterranei, nella tabella 2.1 è riportato l'elenco delle pressioni così come definito dal Reporting WISE: per ciascuna pressione è indicato se la pressione è da considerare prioritariamente, se è di secondaria priorità o se è da non considerare in quanto non attinente ad una determinata categoria di acque. Coerentemente con tali valutazioni le cinque tabelle seguenti (da Tabella 3.1 a Tabella 3.5) forniscono il dettaglio degli indicatori proposti per le diverse categorie di corpi idrici, rispettivamente per i corsi d'acqua, i laghi/invasi, le acque marino-costiere, le acque di transizione, le acque sotterranee.

Ciascuna tabella propone, per le singole pressioni attinenti, gli indicatori a medio-alta complessità e quelli a medio-bassa complessità, con le relative soglie individuate.

Per alcune tipologie di pressione sono forniti più indicatori a medio-alta complessità e/o a medio-bassa complessità da considerare alternativi (se riferiti allo stesso ambito territoriale) qualora non espressamente indicato, in relazione ai dati disponibili o a quelli più facilmente reperibili. In alcuni casi, invece, gli indicatori sono riferiti ad ambiti territoriali diversi (ad esempio per le pressioni da agricoltura sono considerati il bacino afferente e il buffer): in questo caso si può scegliere di utilizzare l'indicatore ritenuto più idoneo/popolabile, oppure effettuare la valutazione su entrambi gli indicatori proposti.

Nei casi in cui sia prevista l'analisi congiunta di più indicatori, o si utilizzano più indicatori tra quelli proposti, ai fini del reporting WISE, si considererà il risultato peggiore.

In alcuni specifici contesti, quali gli ambiti montani nei quali i corpi idrici si sviluppano prevalentemente nel fondovalle, ad esempio bacini idrografici nei quali l'agricoltura o gli insediamenti urbani e produttivi sono prevalentemente localizzati nelle aree pianeggianti a ridosso dei corsi d'acqua, l'analisi dell'indicatore delle pressioni suddette riferito al buffer può meglio caratterizzare questi ambiti; tuttavia, tale scelta va armonizzata a scala Distrettuale al fine di garantire la confrontabilità dei risultati.

Come indicato nel Paragrafo. 2.2 è inoltre possibile, sia in relazione ai diversi scopi dell'analisi delle pressioni sia alla natura più o meno conservativa degli impatti generati da una data pressione, valutare gli indicatori in relazione a diversi possibili ambiti, in particolare il bacino afferente, il bacino totale, il buffer o il solo corpo idrico per le acque superficiali, la superficie del corpo idrico (area sovrastante l'acquifero) per quanto riguarda le acque sotterranee.

Relativamente ai corpi idrici sotterranei, per la macro-categoria relativa alla pressione 3 Prelievi/diversioni, devono essere considerati tutti gli acquiferi, includendo in ognuno i pozzi presenti sulla proiezione in superficie aventi una profondità delle finestre intersecanti l'acquifero. Per le altre tipologie di pressione sono solitamente considerati solo gli acquiferi liberi di conoide e freatici o al più quelli confinati superiori (nel complesso definiti da taluni superficiali) se impattati dalla pressione in esame.

Per le macro-categorie relative alle pressioni puntuali, pressioni diffuse e prelievi delle acque superficiali, è prevista una modalità di valutazione che tiene conto delle pressioni sull'intero bacino totale del corpo idrico, prendendo in considerazione indicatori complessivi e sintetici denominati "Indicatori cumulativi di pressione".

In generale vi possono essere situazioni in cui i singoli indicatori di pressione non superano le soglie previste, ma la somma delle pressioni nel bacino totale del corpo idrico potrebbe essere significativa. Il caso più frequente è rappresentato dalla macro-categoria 3 delle pressioni dovute ai prelievi ma situazioni di questo tipo possono essere considerate anche per le tipologie degli scarichi puntuali (1.1 + 1.3 + 1.4) e delle diffuse (2.1 + 2.2). In tali casi saranno considerate significative, per il corpo idrico, le pressioni che congiuntamente hanno determinato il superamento della soglia definita per l'indicatore cumulativo.

Ai fini del reporting WISE andrebbero riportate come significative le codifiche delle pressioni che congiuntamente determinano il superamento della soglia, ad esempio:

- *Indicatori cumulativi di pressioni puntuali*: superamento della soglia a seguito della somma dei contributi congiunti di scarichi di depuratori e di impianti non IED - codifica WISE da

riportare: *1.1 Puntuali - scarichi urbani* e *1.4 Puntuali - impianti non IED* e non *1.9 Puntuali - altre pressioni*;

- *Indicatori cumulativi di prelievo*: superamento della soglia a seguito della somma dei contributi congiunti di prelievi per uso irriguo, industriale e idroelettrico - codifica WISE da riportare: *3.11 Prelievi/diversioni - uso agricolo*, *3-3 Prelievi/diversioni - uso industriale* e *3-5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico*.

Al fine di una corretta interpretazione delle tabelle 3.1- 3.5, in Tabella 3.6 sono riportate alcune definizioni, modalità di valutazione e/o i riferimenti web alla specifica documentazione disponibile sui siti istituzionali relativi a terminologie presenti nelle descrizioni degli indicatori.

Tabella 3.1 - Indicatori di pressione e soglie di significatività per i C.I. fluviali

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I. / somma delle portate medie annue degli scarichi urbani nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Carico unitario AE: somma degli AE nel bacino afferente al C.I./kmq del bacino totale	≥ 60 AE/kmq
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I. / somma della portata media degli sfioratori di piena (se noto il volume considerare 60 giorni piovosi) nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Indicatore 1: numero di sfioratori di piena nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale Indicatore 2: lunghezza della rete fognaria nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale	Indicatore 1: ≥ 0.3 /kmq Indicatore 2: ≥ 1 km/kmq
1.3 Puntuali - impianti IED	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I./somma delle portate scaricate dalle industrie IPPC nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Numero di scarichi di industrie IPPC nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale	≥ 0.1 /kmq <i>[0.05 - 0.1/kmq]</i>
1.4 Puntuali - impianti non IED	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I./somma delle portate scaricate dalle industrie non IPPC nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Numero di scarichi di industrie non IPPC nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale	≥ 0.2 /kmq <i>[0.1 - 0.2/kmq]</i>
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione siti o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per i siti sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di uno o più siti di almeno 1000 mq di superficie entro un buffer di 500 m rispetto alla perimetrazione del C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di un sito di superficie \geq di 1000 mq.	Presenza

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.6 Puntuali - discariche	<p>Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi stoccati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per le discariche sul bacino afferente al C.I.</p> <p>La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di una o più discariche per rifiuti speciali, oppure di una o più discariche per inerti o rifiuti urbani per almeno 0.3 Mmc di volume, entro un buffer di 500 m rispetto alla perimetrazione del C.I..</p>	<p>Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale</p>	<p>Indicatore 1: somma dei volumi stoccati delle discariche nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino afferente.</p> <p>Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di una discarica per inerti o per rifiuti urbani di volume ≥ 0.3 Mmc, oppure per rifiuti speciali.</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 15.000 mc/kmq;</p> <p>Indicatore 2: presenza</p>
1.7 Puntuali - acque di miniera	<p>Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi scaricati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per gli apporti da attività minerarie sul bacino afferente al C.I.</p>	<p>Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale</p>	<p>Evidenziazione di fenomeni di contaminazione dei suoli e delle acque superficiali dovuti ad attività minerarie sul bacino afferente al C.I.</p>	<p>Presenza e giudizio esperto</p>
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	<p>Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del corpo idrico / somma delle portate scaricate da impianti di acquacoltura nel bacino afferente al C.I.</p>	<p>≤ 50 [50 - 100]</p>	<p>Numero di scarichi di impianti di acquacoltura nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale</p>	<p>$\geq 0.1/kmq$ [0.05 - 0.1/kmq]</p>
1.9 Puntuali - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni puntuali	<p>Se presenti altri C.I. a monte:</p> <p>si considera il rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I. / somma delle portate scaricate di tipo urbano (scarichi depurati) e industriale (più altri tipi di scarichi se presenti, esclusi quelli per il solo raffreddamento) nel bacino totale.</p> <p>E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.</p>	<p>≤ 100</p>	<p>Se presenti altri C.I. a monte:</p> <p>Percentuale di C.I con pressioni da 1.1 a 1.4 (escluso 1.2) significative nel bacino totale sul totale dei C.I.</p>	<p>$\geq 50\%$.</p>

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli in un buffer di 500 m del C.I rispetto alla linea di riva.</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 15\%$ [5 - 30%]</p> <p>Indicatore 2: $\geq 15\%$ [5 - 30%]</p>		
2.2 Diffuse - agricoltura	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I</p> <p>Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli in un buffer di 500 m del C.I rispetto alla linea di riva.</p> <p>Indicatore 3: Valore di surplus di azoto calcolato nell'area del bacino afferente al C.I. in kgN/ha/anno</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 50\%$ [40% - 70%]</p> <p>Indicatore 2: $\geq 50\%$</p> <p>Indicatore 3: ≥ 100 kgN/ha/anno [45 - 100 kgN/ha/anno]</p>		
2.4 Diffuse - trasporti	<p>I due indicatori successivi da considerare entrambi:</p> <p>Indicatore 1: Somma del TGME (Traffico Giornaliero Medio annuo Equivalente) delle autostrade, strade statali e provinciali/Area del bacino afferente al C.I. (in kmq)</p> <p>Indicatore 2: Consistenza del traffico navale turistico e/o commerciale sull'asta fluviale</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 20000</p> <p>Indicatore 2: ≥ 10 transiti medi giornalieri</p>	<p>I due indicatori successivi da considerare entrambi:</p> <p>Indicatore 1: Rapporto tra km lineari di strade principali e ferrovie e kmq di bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: Traffico navale turistico e/o commerciale sull'asta fluviale</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 1.4 [1.0 - 1.4]</p> <p>Indicatore 2: Presenza e giudizio esperto</p>
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Rapporto percentuale tra somma delle superfici dei siti nel bacino afferente al C.I./Kmq bacino afferente	$> 0,1\%$	Rapporto tra il numero dei siti nel bacino afferente al C.I. e i kmq del bacino afferente.	$\geq 0.2/\text{kmq}$

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	Rapporto tra la portata del corpo idrico (QCI) e la portata stimata degli scarichi (QSC) provenienti da case sparse sul bacino afferente al C.I.. QSC è calcolata attribuendo a ciascun abitante residente/equivalente una portata scaricata assunta pari a 100 mc/anno (per la valutazione dei residenti si può fare riferimento alle sezioni censuarie ricadenti nella tipologia "Case Sparse").	$QCI/QSC \leq 100$	Numero di AE non collettati * 4.7 kgN/anno/AE / Area del bacino afferente al C.I. (in ha). Per la valutazione del numero di AE non collettati si farà riferimento a quelli delle aree esterne agli agglomerati.	≥ 100 kgN/ha/anno [45-100 kgN/ha/anno]
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle deposizioni	Giudizio esperto
2.8 Diffuse - attività minerarie			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle lisciviazioni da attività minerarie	Presenza e giudizio esperto
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla presenza di impianti di acquacoltura	Presenza e giudizio esperto
2.10 Diffuse - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni diffuse	Se presenti altri C.I. a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino totale del C.I. Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino totale del C.I. E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.	Indicatore 1: $\geq 15\%$ [5 - 30%] Indicatore 2: $\geq 50\%$.	Se presenti altri C.I. a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: percentuale di C.I con pressione 2.1 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I. Indicatore 2: percentuale di C.I con pressione 2.2 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.	Indicatore 1: $\geq 50\%$ Indicatore 2: $\geq 50\%$.

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo	Rapporto percentuale tra la somma delle portate massime derivate/derivabili a fini irrigui sul bacino afferente al C.I. e la portata media naturale del corpo idrico (QCI) nel periodo giugno-agosto alla sezione di chiusura. Se non si ha a disposizione il dato di portata estiva si può utilizzare la portata media annua naturale del C.I. moltiplicata per un fattore di correzione da definire localmente sulla base delle caratteristiche idromorfologiche e pluviometriche del bacino.	$Q_{maxder} irrigua *100/ QCI$ estiva $\geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni irrigue presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente, espressa in kmq	N.captazioni irrigue / kmq bacino afferente ≥ 6
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile	Rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili a fini potabili sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico (QCI) alla sezione di chiusura.	$Q_{mediader} potabile *100/ QCI \geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni potabili presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente, espressa in kmq	N.captazioni potabili / kmq bacino afferente ≥ 6
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale	Rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili a fini industriali sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico (QCI) alla sezione di chiusura.	$Q_{mediader} industriale *100/ QCI \geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni industriali presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni industriali / kmq bacino afferente ≥ 6
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	Rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili a fini di raffreddamento sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico (QCI) alla sezione di chiusura.	$Q_{mediader} raffreddamento *100/ QCI \geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni per raffreddamento presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni raffreddamento / kmq bacino afferente ≥ 6
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico	Valutazione congiunta di: rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili per l'idroelettrico sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico (QCI) alla sezione di chiusura e rapporto percentuale tra la lunghezza del tratto sotteso da derivazioni idroelettriche e la lunghezza complessiva del corpo idrico (LCI).	$Q_{mediader} idroelettrico *100 / QCI \geq 50\%$ [30-50%]; e $L_{sott} idroelettrico *100 / LCI \geq 30\%$.	Rapporto tra il numero di captazioni per idroelettrico presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq.	N.captazioni idroelettrico / kmq bacino afferente ≥ 6

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	Rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili per la piscicoltura sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico (QCI) alla sezione di chiusura.	$Q_{mediader\ piscicoltura} * 100 / QCI \geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni per piscicoltura presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni piscicoltura / kmq bacino afferente ≥ 6
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi	Rapporto percentuale tra la somma delle portate massime derivate/derivabili ai fini di innevamento artificiale sul bacino afferente al C.I. e la portata media naturale del corpo idrico (QCI) tra i mesi di novembre e gennaio alla sezione di chiusura. Se non si ha a disposizione il dato di portata invernale si può utilizzare la portata media annua naturale moltiplicata per un fattore di correzione da definire localmente sulla base delle caratteristiche idromorfologiche e pluviometriche del bacino stagionali.	$Q_{maxder\ innevam} * 100 / QCI_{invernale} \geq 50\%$ [30-50%]	Rapporto tra il numero di captazioni per innevamento artificiale presenti sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq.	N.captazioni innevamento / kmq bacino afferente ≥ 6

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
Indicatori cumulativi di prelievo	<p>Indicatore 1: rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili ai vari fini di utilizzo sul bacino afferente al C.I. e la portata media annua naturale del corpo idrico alla sezione di chiusura.</p> <p>Le Regioni che hanno a disposizione il dato stagionale potranno approfondire l'analisi applicando l'indicatore alle portate medie stagionali.</p> <p>Se presenti C.I. a monte:</p> <p>Indicatore 2: rapporto percentuale tra la somma delle portate medie derivate/derivabili e non restituite ai vari fini di utilizzo sul bacino totale e la portata media annua naturale del corpo idrico alla sezione di chiusura o rapporto tra la portata media annua reale del C.I. e la portata media annua naturale del C.I. calcolate/misurate alla sezione di chiusura</p> <p>Le Regioni che hanno a disposizione il dato stagionale potranno approfondire l'analisi applicando l'indicatore alle portate medie stagionali.</p>	<p>Indicatore 1: $Q_{mediader\ totale} * 100 / Q_{CI} \geq 50\%$ [30-50%]</p> <p>Indicatore 2: $Q_{mediader\ totale\ su\ bacino} * 100 / Q_{CI} \geq 50\%$ [30-50%];</p> <p>oppure $Q_{naturale} \geq 2Q_{reale}$</p>	<p>Indicatore 1: rapporto tra il numero di tutte le captazioni presenti sul bacino afferente al C.I., a qualsiasi fine di utilizzo, e la superficie del bacino afferente espressa in kmq.</p> <p>Se presenti C.I. a monte:</p> <p>Indicatore 2: percentuale di C.I. - Indicatore 1 (sia MAC che MBC) - significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.</p>	<p>Indicatore 1: $N_{captazioni\ totali} / kmq\ bacino\ afferente \geq 6$</p> <p>Indicatore 2: $\geq 50\%$</p>

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	<p>Indicatore 1: Valutazione congiunta di :a) numero di opere trasversali /Lunghezza del C.I.; b) lunghezza del C.I. interessata da opere longitudinali • 100/Lunghezza del C.I.; c) lunghezza tratti rivestiti del C.I. • 100/Lunghezza del C.I.</p> <p>Indicatore 2: Se disponibili utilizzo congiunto dei 3 indicatori A6 (Difese di sponda), A7 (Arginature) e A9 (Rivestimenti) di artificialità dell'IQM, calcolati come media pesata sui tratti morfologicamente omogenei che compongono il C.I.</p>	<p>Indicatore 1: Giudizio sul risultato peggiore: a) varie con range: montagna ≥ 5 [$1 \div 5$]; pianura ≥ 1 [$0,2 \div 1$]; b) $\geq 50\%$ [20-50%]; c) $\geq 50\%$ [20-50%].</p> <p>Indicatore 2: Giudizio sul risultato peggiore: livello di alterazione C dell'indicatore A6, livello di alterazione C dell'indicatore A7 e livelli di alterazione C1 o C2 dell'indicatore A9.</p>	<p>Indicatore 1: valutazione congiunta di: a) Indice di Modificazione dell'Alveo (IMA) scelto tra 5 classi definite; b) Lunghezza sponda urbanizzata*100/Lunghezza totale sponde del C.I., considerando un buffer di 500 m (incluso strade di grande traffico).</p> <p>Indicatore 2: Se disponibile valutazione congiunta dei 2 indicatori IFF stimati per il C.I.: 9 - Sezione trasversale; 11 - Idromorfologia.</p>	<p>Indicatore 1: giudizio sul risultato peggiore: a) \geq classe 4; b) $\geq 50\%$. [40÷50%]</p> <p>Indicatore 2: giudizio sul risultato peggiore: indicatore 9) punteggi 1 o 5; indicatore 11) punteggi 1 o 5</p>
4.2 Dighe, barriere e chiuse	<p>Indicatore 1: Valutazione congiunta di: a) lunghezza dei tratti con frequenti opere trasversali sul CI/ Lunghezza del C.I.; b) presenza/assenza di opere trasversali a forte impatto sul C.I.; c) presenza/assenza di opere trasversali a monte del C.I. con forte impatto sul C.I. (in caso di dighe eventualmente come % di <i>bacino a monte</i> sotteso dall'opera rispetto al <i>bacino a monte</i> complessivamente sotteso dal C.I.).</p> <p>Indicatore 2: Se disponibili utilizzo congiunto degli indicatori A2 e A4 di artificialità dell'IQM, calcolati come media pesata sui tratti morfologicamente omogenei che compongono il C.I..</p>	<p>Indicatore 1: Giudizio sul risultato peggiore: a) $> 0,5$; b) presenza; c) presenza (per diga $S_a_monte_diga*100/S_bacin_a_monte \geq 50\%$).</p> <p>Indicatore 2: Giudizio sul risultato peggiore: livello di alterazione B2, C1 o C2 dell'indicatore A2 e livello di alterazione C dell'indicatore A4.</p>	<p>Valutazione congiunta di: a) lunghezza dei tratti con frequenti opere trasversali sul C.I./ Lunghezza del C.I.; b) presenza/assenza di invasi sul C. I. o immediatamente a monte dello stesso.</p>	<p>Giudizio sul risultato peggiore: a) $\geq 0,5$; b) presenza.</p>

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.3 Alterazione idrologica	<p>Indicatore 1: in presenza di invaso/i idroelettrico/i con capacità superiore a 100.000 mc e/o volume > di quello massimo turbinabile in 2 ore, valutazione esperta dei fenomeni di hydropeaking prodotti sul CI o su quelli a valle.</p> <p>Indicatore 2: in alternativa alla valutazione con giudizio esperto, in presenza accertata del fenomeno, si può valutare la significatività come rapporto tra il <i>bacino a monte</i> sotteso dai punti di presa e il <i>bacino a monte</i> complessivamente sotteso dal C.I. (anche per i C.I. a valle).</p> <p>Indicatore 3: presenza di tratti navigabili e/o di impianti di acquacoltura in presenza di condizioni che alterano il regime di flusso</p>	<p>Indicatore 1: Presenza e giudizio esperto.</p> <p>Indicatore 2: ≥ 0.30 [0.20-0.40]</p> <p>Indicatore 3: > 30% lunghezza del CI</p>	<p>In presenza di invaso idroelettrico e relativa restituzione: giudizio esperto sulla presenza/entità dei fenomeni di hydropeaking.</p>	<p>Presenza e giudizio esperto.</p>
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	<p>Indicatore 1: utilizzo congiunto dell'indicatore A8 dell'IQM (valutazione in base all'entità delle variazioni artificiali di tracciato) e dell' indicatore V2 dell'IQM (variazioni di larghezza) relativo alla perdita di alveo in termini di ampiezza dello stesso, calcolati come media pesata sui tratti morfologicamente omogenei che compongono il C.I..</p> <p>In merito all'indicatore A8 si ritiene di fare riferimento alle sole variazioni intervenute nel recente passato, non andando quindi oltre la metà del secolo scorso, anche in coerenza con quanto previsto per l'indicatore V2.</p> <p>Indicatore 2 : presenza di tratti in secca nella stagione idrologicamente più critica per cause antropiche.</p>	<p>Indicatore 1: giudizio sul risultato peggiore: livello di alterazione C dell'indicatore A8; livello di alterazione C dell'indicatore V2.</p> <p>Indicatore 2: presenza \geq 30% della lunghezza del CI e giudizio esperto</p>	<p>Giudizio esperto in termini di conoscenza di variazioni artificiali di tracciato e di riduzione di ampiezza dell'alveo.</p>	<p>Presenza e giudizio esperto.</p>

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche	<p>Indicatore 1: Valutazione congiunta di: a) per alvei confinati ampiezza media delle formazioni funzionali rispetto a fascia di 50 m per parte, per i semi-non confinati ampiezza media delle formazioni (somma sui 2 lati) rispetto a larghezza media dell'alveo;</p> <p>b) estensione lineare delle formazioni funzionali sulle 2 sponde/ lunghezza delle 2 sponde;</p> <p>c) differenziazione tra assenza di taglio della vegetazione, taglio selettivo o taglio raso.</p> <p>Indicatore 2: Se disponibili utilizzo congiunto dei 3 indicatori IQM F12 (ampiezza della fascia di vegetazione), F13 (estensione lineare formazioni funzionali) e A12 (taglio in fascia perifluviale), con valutazione dei livelli A, B o C, calcolati come media pesata sui tratti morfologicamente omogenei che compongono il C.I.</p> <p>Indicatore 3: Dato un <i>buffer</i> dell'alveo attivo di 500 m, vie di comunicazione principali che lo intersecano trasversalmente o che vi scorrono longitudinalmente, in termini di percentuali di attraversamento.</p> <p>Indicatore 4: Presenza di rilevante incisione in alveo per attività estrattive del passato sulla base dell'indicatore V3 "Variazioni altimetriche" dell'IQM-IDRAIM.</p>	<p>Indicatore 1: Giudizio sul risultato peggiore: a) ampiezza media < 60% di una fascia di 50 m per parte per alvei confinati, < larghezza media dell'alveo nel caso di alvei semi-non confinati [60-90%]; b) estensione < 90%; c) taglio selettivo o taglio raso.</p> <p>Indicatore 2: Giudizio sul risultato peggiore: livelli di alterazione B o C dell'indicatore F12 (si può valutare di considerare il solo C); livelli di alterazione B o C dell'indicatore F13; livelli di alterazione B o C dell'indicatore A12.</p> <p>Indicatore 3: Giudizio sul risultato peggiore: viabilità che attraversa longitudinalmente l'area buffer di 500 m se interessa oltre il 50% dell'area stessa; giudizio esperto sulla presenza di viabilità che attraversa trasversalmente l'intero buffer di 500 m.</p> <p>Indicatore 4: Livello di alterazione C (incisione > 3 m) di uno o più tratti omogenei del CI.</p>	<p>Estensione lineare delle formazioni funzionali sulle 2 sponde/ lunghezza delle 2 sponde</p>	<p>≤ 70 [70-90%]</p>

				<i>C.I. fluviali</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	<p>Indicatore 1: numero di specie animali e vegetali alloctone presenti nel C.I. (suddiviso tra: specie vegetali acquatiche, specie vegetali di greto o riparie, invertebrati acquatici).</p> <p>Indicatore 2: percentuale di specie alloctone presenti nel C.I. (suddiviso tra: specie vegetali acquatiche, specie vegetali di greto o riparie, invertebrati acquatici) rispetto al numero totale di specie rinvenute nell'ambito del monitoraggio.</p> <p>N.B. dove le metodiche di analisi biologica non prevedono un approfondimento a livello di specie, si intende il livello di unità sistematica richiesto.</p>	<p>Indicatore 1: se si verifica almeno una delle seguenti condizioni:</p> <ul style="list-style-type: none"> - n° totale specie vegetali acquatiche alloctone ≥ 5; - n° totale specie vegetali riparie o di greto alloctone ≥ 10; - n° totale specie invertebrati acquatici alloctoni ≥ 5. <p>Indicatore 2: se si verifica almeno una delle seguenti condizioni per la percentuale di specie alloctone:</p> <ul style="list-style-type: none"> - per le macrofite acquatiche $\geq 20\%$; - per le specie vegetali riparie: $\geq 50\%$; - per gli invertebrati acquatici $\geq 15\%$. 	<p>Indicatore 1: presenza nel C.I. della specie siluro o di una delle specie indicate nel regolamento UE 2016/1141</p> <p>Indicatore 2: presenza di specie aliene delle Liste 1 e 2 del sub-indice f4 dell'ISECI</p> <p>Indicatore 3: presenza nel C.I. di zone ove avviene l'immissione di fauna ittica finalizzata al ripopolamento a scopo alieutico</p>	<p>Indicatore 1: presenza</p> <p>Indicatore 2: presenza</p> <p>Indicatore 3: presenza e giudizio esperto</p>
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante			Presenza/assenza nel C.I. di aree di pesca a fini economici	Presenza e giudizio esperto
5.3 Rifiuti/discardie abusive			Presenza/assenza nel C.I. di rifiuti/discardie abusive	Presenza e giudizio esperto
6.1 Ricarica delle acque sotterranee				
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda				
7 Altre pressioni antropiche			Presenza/assenza	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. fluviali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
8 Pressioni antropiche sconosciute			Stato Chimico del C.I. Non Buono o SQA dello Stato Ecologico Sufficiente in assenza di cause note	Relative sostanze con superamento SQA
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico			Riscontri positivi nel monitoraggio del C.I. di sostanze "storiche" non più autorizzate o utilizzate da decenni.	Riscontri positivi (>LOQ) nel periodo di monitoraggio nelle diverse matrici analizzate e giudizio esperto.

Tabella 3.2 - Indicatori di pressione e soglie di significatività per i C.I. lacuali

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani	Rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo degli scarichi urbani nel lago e nel bacino afferente al C.I. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	≤ 200	Carico unitario AE: somma degli AE nel bacino afferente al C.I./kmq del bacino totale. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	≥ 60 AE/kmq
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	Rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo degli apporti dagli sfioratori di piena nel lago e nel bacino afferente al C.I. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	≤ 20 [20 - 50]	Indicatore 1: numero di sfioratori di piena nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale; Indicatore 2: lunghezza della rete fognaria nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	Indicatore 1: ≥ 0.3 /kmq; Indicatore 2: ≥ 1 kml/kmq

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.3 Puntuali - impianti IED	Rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo degli scarichi delle industrie IPPC nel lago e nel bacino afferente al C.I. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	≤ 100 [100 - 200]	Numero di scarichi di industrie IPPC nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	$\geq 0.1/\text{kmq}$ [0.05 - 0.1/kmq]
1.4 Puntuali - impianti non IED	Rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo degli scarichi delle industrie non IPPC nel lago e nel bacino afferente al C.I. In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	≤ 100 [100 - 200]	Numero di scarichi di industrie non IPPC nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale In mancanza della perimetrazione del bacino afferente al C.I. si può considerare un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	$\geq 0.2/\text{kmq}$ [0.1 - 0.2/kmq]
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione siti o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per i siti sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di uno o più siti di almeno 1000 mq di superficie entro un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di un sito di superficie \geq di 1000 mq.	Presenza
1.6 Puntuali - discariche	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi stoccati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per le discariche sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di una o più discariche per rifiuti speciali, oppure di una o più discariche per inerti o rifiuti urbani per almeno 0.3 Mmc di volume, entro un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Indicatore 1: somma dei volumi stoccati delle discariche nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino afferente. Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di una discarica per inerti o per rifiuti urbani di volume \geq 0.3 Mmc, oppure per rifiuti speciali.	Indicatore 1: ≥ 15.000 mc/kmq; Indicatore 2: presenza
1.7 Puntuali - acque di miniera	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi scaricati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per gli apporti da attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Evidenziazione di fenomeni di contaminazione dei suoli e delle acque superficiali dovuti ad attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	Rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo degli scarichi di impianti di acquacoltura nel lago e nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Numero di scarichi di impianti di acquacoltura nel lago e nel bacino afferente al C.I. / kmq del bacino totale	≥ 0.1/kmq <i>[0.05 - 0.1/kmq]</i>
1.9 Puntuali - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni puntuali	<p>Se presenti altri C.I. immissari a monte:</p> <p>si considera il rapporto di diluizione: volume dell'invaso / volume annuo scaricato di tipo urbano (scarichi depurati e sfioratori di piena) e industriale (più altri tipi di scarichi se presenti, esclusi quelli per il solo raffreddamento) nel lago e nel bacino totale. E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte per la presenza di processi di autodepurazione definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.</p>	≤ 100	<p>Se presenti altri C.I. immissari a monte:</p> <p>percentuale di C.I con pressioni da 1.1 a 1.4 significative nel bacino a monte sul totale dei C.I.</p>	≥ 50%.
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli in un buffer di 500 m del C.I. rispetto alla linea di riva</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 15% <i>[5 - 30%]</i></p> <p>Indicatore 2: ≥ 15% <i>[5 - 30%]</i></p>		
2.2 Diffuse - agricoltura	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli in un buffer di 500 m del C.I. rispetto alla linea di riva</p> <p>Indicatore 3: valore di surplus di azoto calcolato nell'area del bacino afferente al C.I. in kgN/ha/anno</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 50% <i>[40% - 70%]</i></p> <p>Indicatore 2: ≥ 50%</p> <p>Indicatore 3: ≥ 100 kgN/ha/anno <i>[45 - 100 kgN/ha/anno]</i></p>		-

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.4 Diffuse - trasporti	I due indicatori successivi da considerare entrambi: Indicatore 1: Somma del TGME (Traffico Giornaliero Medio annuo Equivalente) delle autostrade, strade statali e provinciali/Area del bacino afferente al C.I. (in kmq) Indicatore 2: Presenza di porti/atracchi per movimento passeggeri o turistici/commerciali	Indicatore 1: ≥ 20000 Indicatore 2: movimento passeggeri ≥ 20.000 /anno ogni 100 kmq di lago; oppure posti barca ≥ 150 ogni 100 kmq di lago	I due indicatori successivi da considerare entrambi: Indicatore 1: Rapporto tra km lineari di strade principali e ferrovie e kmq di bacino afferente al C.I. Indicatore 2: Traffico navale turistico e/o commerciale sul C.I. lacustre	Indicatore 1: ≥ 1.4 [1.0 - 1.4] Indicatore 2: Presenza e giudizio esperto
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Rapporto percentuale tra somma delle superfici dei siti nel bacino afferente al C.I./Kmq bacino afferente	$> 0,1\%$	Rapporto tra il numero dei siti nel bacino afferente al C.I. e i kmq del bacino afferente.	$\geq 0.2/\text{kmq}$
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	Rapporto tra il volume dell'invaso (VLAGO) e la portata stimata degli scarichi (QSC) provenienti da case sparse sul bacino afferente al C.I.. QSC è calcolata attribuendo a ciascun abitante residente/equivalente una portata scaricata assunta pari a 100 mc/anno (per la valutazione dei residenti si può fare riferimento alle sezioni censuarie ricadenti nella tipologia "Case Sparse").	$VLAGO/QSC \leq 200$ (mc / mc/anno)	Numero di AE non collettati * 4.7 kgN/anno/AE / Area del bacino afferente al C.I. (in ha). Per la valutazione del numero di AE non collettati si farà riferimento a quelli delle aree esterne agli agglomerati.	≥ 100 kgN/ha/anno [45-100 kgN/ha/anno]
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle deposizioni	Giudizio esperto
2.8 Diffuse - attività minerarie			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle lisciviazioni da attività minerarie	Presenza e giudizio esperto
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla presenza di impianti di acquacoltura	Presenza e giudizio esperto
2.10 Diffuse - altre pressioni				

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
Indicatori cumulativi di pressioni diffuse	<p>Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori:</p> <p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino totale del C.I.</p> <p>Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino totale del C.I.</p> <p>E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 15\%$</p> <p>Indicatore 2: $\geq 50\%$.</p>	<p>Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori:</p> <p>Indicatore 1: percentuale di C.I. con pressione 2.1 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.</p> <p>Indicatore 2: percentuale di C.I con pressione 2.2 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 50\%$</p> <p>Indicatore 2: $\geq 50\%$.</p>
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo	<p>Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a fini irrigui sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre e la superficie del lago.</p> <p>Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.</p>	<p>$V_{der\ irrigua} / S\ lago \geq 35\% \Delta L_n$</p> <p>Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi</p>	<p>Rapporto tra il numero di captazioni irrigue presenti sul lago e sul bacino afferente al CI e la superficie del bacino afferente espressa in kmq</p>	<p>N.captazioni irrigue/kmq bacino afferente ≥ 6</p>
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile	<p>Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a fini potabili sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago.</p> <p>Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.</p>	<p>$V_{der\ potabile} / S\ lago \geq 35\% \Delta L_n$</p> <p>Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi</p>	<p>Rapporto tra il numero di captazioni potabili presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq</p>	<p>N.captazioni potabili/kmq bacino afferente ≥ 6</p>
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale	<p>Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a fini industriali sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago.</p> <p>Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.</p>	<p>$V_{der\ industriale} / S\ lago \geq 35\% \Delta L_n$</p> <p>Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi</p>	<p>Rapporto tra il numero di captazioni industriali presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq</p>	<p>N.captazioni industriali / kmq bacino afferente ≥ 6</p>

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a fini di raffreddamento sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago. Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.	Vder raffreddamento / S lago $\geq 35\% \Delta L_n$ Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi	Rapporto tra il numero di captazioni per raffreddamento presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni raffreddamento / kmq bacino afferente ≥ 6
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico	Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a fini idroelettrici sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago. Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.	Vder idroelettrico/ S lago $\geq 35\% \Delta L_n$; Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi	Rapporto tra il numero di captazioni per idroelettrico presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni idroelettrico / kmq bacino afferente ≥ 6 ;
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente per piscicoltura sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago. Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.	Vder piscicoltura / S lago $\geq 35\% \Delta L_n$ Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi	Rapporto tra il numero di captazioni per piscicoltura presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni piscicoltura / kmq bacino afferente ≥ 6
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi	Rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente per innevamento artificiale sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago. Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.	Vder innevamento/ S lago $\geq 35\% \Delta L_n$ Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi	Rapporto tra il numero di captazioni per innevamento artificiale presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq	N.captazioni innevamento / kmq bacino afferente ≥ 6 ;

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
Indicatori cumulativi di prelievo	<p>Per gli invasi non ha senso parlare di significatività dei prelievi, essendo gli invasi realizzati a questo fine, quindi da considerare solo per naturali o HMWB.</p> <p>Indicatore 1: rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a qualsiasi uso sul lago e sul bacino afferente al C.I. lacustre (porzione non restituita) e la superficie del lago.</p> <p>Se presenti C.I. immissari a monte:</p> <p>Indicatore 2: rapporto tra la somma dei volumi medi derivati/derivabili annualmente a qualsiasi uso sul lago e sul bacino totale (porzione non restituita) e la superficie del lago.</p>	<p>Indicatore 1: $V_{der} \text{ totale} / S \text{ lago} \geq 35\% \Delta L_n$;</p> <p>Indicatore 2: $V_{der} \text{ totale su bacino} / S \text{ lago} \geq 35\% \Delta L_n$</p> <p>Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi</p>	<p>Indicatore 1: rapporto tra il numero di tutte le captazioni presenti sul lago e sul bacino afferente al C.I. e la superficie del bacino afferente espressa in kmq</p> <p>Se presenti C.I. immissari a monte:</p> <p>Indicatore 2: percentuale di C.I. - Indicatore 1 (sia MAC che MBC) - significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.</p>	<p>Indicatore 1: N.captazioni totali / kmq bacino afferente ≥ 6</p> <p>Indicatore 2: $\geq 50\%$</p>
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	Lunghezza della sponda interessata da opere di artificializzazione*100/Lunghezza totale sponda del C.I..	$> 30\%$ (HMWB se supera il 50%)	Lunghezza della sponda urbanizzata*100/Lunghezza totale sponda del C.I., considerando un buffer di 500 m	$\geq 50\%$ [40÷50%]
4.2 Dighe, barriere e chiuse			Per laghi naturali o fortemente modificati: presenza/assenza di barriere, chiuse, etc. che abbiano altri effetti impattanti rispetto a quelli sui livelli idrici (considerati nella 4.3); in alternativa non considerare la pressione.	Presenza e giudizio esperto
4.3 Alterazione idrologica	Non applicabile agli invasi artificiali. Per i laghi naturali o fortemente modificati in presenza di una regolazione o di diversioni da altri bacini la variazione di livello nel tempo (ΔL) risulta significativa quando alterata oltre il 35% rispetto alla variazione di livello naturale (ΔL_n)	$\Delta L_{tot} < \Delta L_n - 35\% \Delta L_n$ oppure $\Delta L_{tot} > \Delta L_n + 35\% \Delta L_n$ Se non nota $\Delta L_n=2$ m per laghi di tipo AL3, $\Delta L_n=0,8$ m per tutti gli altri laghi	Non applicabile agli invasi artificiali. Variazione significativa del livello idrometrico dei laghi naturali per presenza di sbarramenti/dighe che regolano i livelli.	Presenza e giudizio esperto
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico			Per laghi naturali o fortemente modificati fenomeni di abbassamento permanente dei livelli per eccessivo sfruttamento.	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche			Valutazione congiunta di: Indicatore 1: estensione lineare sulle sponde delle formazioni funzionali * 100/ lunghezza del perimetro lacustre (esclusi tratti naturalmente non vegetati - scarpate di detrito etc.). Indicatore 2: ampiezza delle formazioni funzionali nella fascia perilacuale (esclusi tratti naturalmente non vegetati - scarpate di detrito etc.).	Indicatore 1: $\leq 70\%$ Indicatore 2: > 30 metri in almeno il 50% del perimetro lacustre
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	<p>Indicatore 1: numero di specie animali e vegetali alloctone presenti nel C.I. (suddiviso tra: specie vegetali acquatiche, specie vegetali di greto o riparie, invertebrati acquatici).</p> <p>Indicatore 2: percentuale di specie alloctone presenti nel C.I. (suddiviso tra: specie vegetali acquatiche, specie vegetali di greto o riparie, invertebrati acquatici) rispetto al numero totale di specie rinvenute nell'ambito del monitoraggio.</p> <p>N.B. dove le metodiche di analisi biologica non prevedono un approfondimento a livello di specie, si intende il livello di unità sistematica richiesto.</p>	<p>Indicatore 1: se si verifica almeno una delle seguenti condizioni: - n° totale specie vegetali acquatiche alloctone ≥ 5; - n° totale specie vegetali riparie o di greto alloctone ≥ 10; - n° totale specie invertebrati acquatici alloctoni ≥ 5.</p> <p>Indicatore 2: se si verifica almeno una delle seguenti condizioni per la percentuale di specie alloctone: - per le macrofite acquatiche $\geq 20\%$; - per le specie vegetali riparie: $\geq 50\%$; - per gli invertebrati acquatici $\geq 15\%$.</p>	<p>Indicatore 1: Presenza/assenza nel C.I. di pesce siluro o di una delle specie indicate nel regolamento UE 2016/1141.</p> <p>Indicatore 2: presenza di specie aliene delle Liste 1 e 2 del sub-indice f4 dell'ISECI</p> <p>Indicatore 3: presenza nel C.I. di zone ove avviene l'immissione di fauna ittica finalizzata al ripopolamento a scopo aleutico</p>	<p>Indicatore 1: presenza</p> <p>Indicatore 2: presenza</p> <p>Indicatore 3: presenza e giudizio esperto</p>

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante			Presenza/assenza nel C.I. di aree di pesca a fini economici.	Presenza e giudizio esperto
5.3 Rifiuti/discardie abusive			Presenza/assenza nel C.I. di discariche abusive/sversamenti abusivi	Presenza e giudizio esperto
6.1 Ricarica delle acque sotterranee				
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda				
7 Altre pressioni antropiche			Presenza/assenza di altre pressioni antropiche	Presenza e giudizio esperto
8 Pressioni antropiche sconosciute			Stato Chimico del C.I. Non Buono o SQA dello Stato Ecologico Sufficiente in assenza di cause note	Relative sostanze con superamento SQA
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico			<p>Indicatore 1: riscontri positivi nel monitoraggio del C.I. di sostanze "storiche" non più autorizzate o utilizzate da decenni.</p> <p>Indicatore 2: presenza di eutrofizzazione in laghi con elevato tempo di ricambio delle acque (decenni)</p>	<p>Indicatore 1: riscontri positivi (>LOQ) nel periodo di monitoraggio nelle diverse matrici analizzate e giudizio esperto.</p> <p>Indicatore 2: presenza e giudizio esperto</p>

Tabella 3.3 - Indicatori di pressione e soglie di significatività per i C.I. marino-costieri

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani	Somma dei volumi apportati dagli scarichi urbani nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. /kml di tratto costiero.	≥ 0.15 Mmc/anno/kml (è il corrispondente dei 2000 AE/kml utilizzati per il MBC)	Carico unitario AE: Somma degli AE nel bacino afferente al C.I./kml di tratto costiero	≥ 2000 AE/kml

				<i>C.I. marino-costieri</i>
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	Somma dei volumi apportati dagli sfioratori di piena nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. /kml di tratto costiero.	≥ 0.04 Mmc/anno/kml	Numero di sfioratori di piena nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. /kml di tratto costiero	≥ 1 /kml
1.3 Puntuali - impianti IED	Somma dei volumi scaricati dalle industrie IPPC nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. /kml di tratto costiero	≥ 0.15 Mmc/anno/kml	Numero di scarichi di industrie IPPC nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. / kml di tratto costiero	≥ 0.3 /kml [0.15 - 0.3/kml]
1.4 Puntuali - impianti non IED	Somma dei volumi scaricati dalle industrie non IPPC nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. /kml di tratto costiero	≥ 0.15 Mmc/anno/kml	Numero di scarichi di industrie non IPPC nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. / kml di tratto costiero	≥ 0.6 /kml [0.3 - 0.6/kml]
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione siti o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per i siti sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di uno o più siti di almeno 1000 mq di superficie entro un buffer di 500 m rispetto alla linea di costa	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Indicatore 1: rapporto tra il numero dei siti nel bacino afferente al C.I. e i kmq del bacino afferente. Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di un sito di superficie \geq di 1000 mq.	Indicatore 1: ≥ 0.2 /kmq; Indicatore 2: presenza
1.6 Puntuali - discariche	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi stoccati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per le discariche sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di una o più discariche per rifiuti speciali, oppure di una o più discariche per inerti o rifiuti urbani per almeno 0.3 Mmc di volume, entro un buffer di 500 m rispetto alla linea di costa.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Indicatore 1: rapporto tra somma dei volumi stoccati delle discariche nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino afferente. Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di una discarica per inerti o per rifiuti urbani di volume ≥ 0.3 Mmc, oppure per rifiuti speciali.	Indicatore 1: ≥ 15.000 mc/kmq; Indicatore 2: presenza
1.7 Puntuali - acque di miniera	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi scaricati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per gli apporti da attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Evidenziazione di fenomeni di contaminazione dei suoli e delle acque superficiali dovuti ad attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	Somma dei volumi degli scarichi di impianti di acquacoltura nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. / kml di tratto costiero	≥ 0.30 Mmc/anno/kml [0.15 ÷ 0.30 Mmc/anno/kml]	Numero degli scarichi di impianti di acquacoltura nel C.I. marino-costiero e nel bacino afferente al C.I. / kml di tratto costiero	≥ 0.3 /kml [0.15 - 0.3/kmq]

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.9 Puntuali - altre pressioni			Indicatore 1: presenza di porti industriali /commerciali Indicatore 2: presenza di porti per movimento passeggeri o turistici	Indicatore 1: traffico merci ≥ 1.5 Mt/annuo; Indicatore 2: movimento passeggeri ≥ 50.000 /anno; oppure posti barca ≥ 400
Indicatori cumulativi di pressioni puntuali	Se presenti altri C.I. immissari a monte: somma dei volumi scaricati di tipo urbano (scarichi depurati e sfioratori di piena) e industriale (più altri tipi di scarichi se presenti, esclusi quelli per il solo raffreddamento) nel C.I. marino-costiero e nei bacini a monte /kml di tratto costiero. E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.	≥ 0.6 Mmc/anno/kml	Se presenti altri C.I. immissari a monte: percentuale di C.I con pressioni da 1.1 a 1.4 significative nel bacino totale sul totale dei C.I.	$\geq 50\%$.
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I oppure al posto del bacino afferente utilizzo di un buffer di 500 m dalla linea di costa	$\geq 15\%$ [5 - 30%]	Estensione percentuale di lunghezza di costa che presenta aree ad uso urbano dei suoli in un buffer di 500 m dalla linea di costa.	$\geq 15\%$ [5-30 %]
2.2 Diffuse - agricoltura	Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I	$\geq 50\%$ [40-70%]	Rapporto tra aree ad uso agricolo dei suoli in un buffer di 500 m dalla linea di costa del C.I. e lunghezza della costa	≥ 0.30 kmq/km
2.4 Diffuse - trasporti			Presenza assenza di traffico navale mercantile e/o passeggeri nel CI	Presenza e giudizio esperto
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati			Presenza/assenza di siti contaminati/industriali abbandonati con impatti probabili sul C.I.	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura			Numero di AE non collettati * 4.7 kgN/anno/AE / Area del bacino afferente al C.I. oppure al buffer di 500 m dalla linea di costa (in ha). Per la valutazione del numero di AE non collettati si farà riferimento a quelli delle aree esterne agli agglomerati.	≥ 100 kgN/ha/anno [45 - 100 kgN/ha/anno]
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle deposizioni	Giudizio esperto
2.8 Diffuse - attività minerarie			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle lisciviazioni da attività minerarie	Presenza e giudizio esperto
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura	Rapporto percentuale tra la superficie delle aree di concessione e la superficie del C.I.	$\geq 20\%$ [10-20%]	Giudizio esperto : in presenza di impianti di maricoltura nel C.I., valutazione dell'entità degli effetti	Presenza e giudizio esperto
2.10 Diffuse - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni diffuse	Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area dei bacini a monte del C.I. tributari. Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area dei bacini a monte del C.I. tributari	Indicatore 1: $\geq 15\%$ [5 - 30%] Indicatore 2: $\geq 50\%$.	Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: percentuale di C.I. con pressione 2.1 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I. Indicatore 2: percentuale di C.I. con pressione 2.2 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.	Indicatore 1: $\geq 50\%$ Indicatore 2: $\geq 50\%$.
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo				
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile				

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale				
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento				
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico				
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura				
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi				
Indicatori cumulativi di prelievo			Per le acque marino-costiere si ritiene che il prelievo non sia normalmente da considerare un fattore di impatto rilevante. In casi eccezionali in cui le caratteristiche sito-specifiche e l'entità del prelievo possano causare situazioni di criticità si farà riferimento al giudizio esperto.	Presenza e giudizio esperto
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	Lunghezza del tratto di costa interessato da infrastrutture (radenti e/o trasversali)*100/lunghezza totale costa del C.I.	≥ 50%	Lunghezza del tratto di costa urbanizzato*100/lunghezza totale costa del C.I., considerando un buffer di 500 m dalla linea di riva.	≥ 50%
4.2 Dighe, barriere e chiuse	Rapporto tra numero di opere trasversali e longitudinali con impatti sul trasporto solido costiero e lunghezza della costa del C.I.	≥ 0.5/km	Rapporto tra numero di opere trasversali e longitudinali e lunghezza della costa del C.I.	≥ 1/km
4.3 Alterazione idrologica				
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico				

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche			Lunghezza della costa soggetta ad alterazione a causa di interventi antropici (diversi da infrastrutture radenti/trasversali o urbanizzazione)*100/Lunghezza totale della costa del C.I..	≥ 50%.
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene			Presenza/assenza nel C.I. di una delle specie indicate nel regolamento UE 2016/1141	Presenza
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante			Indicatore 1: sfruttamento/rimozione di habitat prioritari o specie soggette a regime di tutela. Indicatore 2: presenza nel C.I di aree di pesca intensiva	Indicatore 1: Presenza e giudizio esperto Indicatore 2: Presenza e giudizio esperto
5.3 Rifiuti/discariche abusive			Presenza/assenza di rifiuti/discariche abusive con impatti probabili sul C.I.	Presenza e giudizio esperto
6.1 Ricarica delle acque sotterranee				
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda				
7 Altre pressioni antropiche			Indicatore 1: presenza/assenza nel C.I. di cave sottomarine pregresse Indicatore 2: presenza nei bacini dei C.I. immissari di manufatti trasversali di intercettazione fortemente impattanti sull'apporto complessivo a mare di materiale solido di fondo (sabbia, ghiaia)	Indicatore 1: presenza e giudizio esperto Indicatore 2: presenza e giudizio esperto
8 Pressioni antropiche sconosciute			Stato Chimico del C.I. Non Buono o SQA dello Stato Ecologico Sufficiente in assenza di cause note	Relative sostanze con superamento SQA

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico			Riscontri positivi nel monitoraggio del C.I. di sostanze "storiche" non più autorizzate o non più utilizzate da tempo.	Riscontri positivi (>LOQ) nel periodo di monitoraggio nelle diverse matrici analizzate e giudizio esperto.

Tabella 3.4 - Indicatori di pressione e soglie di significatività per i C.I. di transizione

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I. / somma delle portate medie annue degli scarichi urbani nel bacino afferente al C.I. (per foci fluviali); oppure: Rapporto di diluizione: volume del C.I. / volume annuo degli scarichi urbani nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I.	≤ 200 per acque non soggette a flussi di marea; ≤ 50 per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).	Carico unitario AE: somma degli AE nel bacino afferente al C.I./kmq del bacino totale	≥ 60 AE/kmq per acque non soggette a flussi di marea; ≥ 200 AE/kmq per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).
1.2 Puntuali - sfioratori di piena	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I. / somma delle portate medie annue degli sfioratori di piena nel bacino afferente al C.I. (per foci fluviali); oppure: Rapporto di diluizione: volume del C.I. / volume annuo dagli sfioratori di piena nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I.	≤ 200 per acque non soggette a flussi di marea; ≤ 50 per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).	Numero di sfioratori di piena nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino totale	≥ 0.1 /kmq per acque non soggette a flussi di marea; ≥ 0.3 /kmq per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).
1.3 Puntuali - impianti IED	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I./somma delle portate scaricate dalle industrie IPPC nel bacino afferente al C.I. (per foci fluviali); oppure: Rapporto di diluizione: volume del C.I. / volume annuo dagli scarichi di industrie IPPC nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Numero di scarichi di industrie IPPC nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino totale.	≥ 0.05 /kmq per acque non soggette a flussi di marea; <i>[0.03 - 0.05/kmq]</i> ≥ 0.2 /kmq per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione). <i>[0.1 - 0.2/kmq]</i>

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.4 Puntuali - impianti non IED	Rapporto di diluizione: portata media annua naturale alla chiusura del C.I./somma delle portate scaricate dalle industrie non IPPC nel bacino afferente al C.I. (per foci fluviali) ; oppure: Rapporto di diluizione: volume del C.I. / volume annuo dagli scarichi di industrie non IPPC nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I.	≤ 100	Numero di scarichi di industrie non IPPC nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino totale.	≥ 0.1/kmq per acque non soggette a flussi di marea; [0.05 - 0.1/kmq] ≥ 0.4/kmq per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione) [0.2 - 0.4/kmq]
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione siti o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per i siti sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di uno o più siti di almeno 1000 mq di superficie entro un buffer di 500 m rispetto alla perimetrazione del C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Indicatore 1: rapporto tra il numero dei siti nel bacino afferente al C.I. e i kmq del bacino afferente. Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di un sito di superficie ≥ di 1000 mq.	Indicatore 1: ≥ 0.2/kmq; Indicatore 2: presenza
1.6 Puntuali - discariche	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi stoccati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per le discariche sul bacino afferente al C.I. La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza di una o più discariche per rifiuti speciali, oppure di una o più discariche per inerti o rifiuti urbani per almeno 0.3 Mmc di volume, entro un buffer di 500 m rispetto alla perimetrazione del C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Indicatore 1: somma dei volumi stoccati delle discariche nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino afferente. Indicatore 2: presenza in un buffer di 500 metri rispetto al C.I. di una discarica per inerti o per rifiuti urbani di volume ≥ 0.3 Mmc, oppure per rifiuti speciali.	Indicatore 1: ≥ 15.000 mc/kmq; Indicatore 2: presenza
1.7 Puntuali - acque di miniera	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi scaricati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (distanza o altra misura di vicinanza) per gli apporti da attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al C.I. superficiale	Evidenziazione di fenomeni di contaminazione dei suoli e delle acque superficiali dovuti ad attività minerarie sul bacino afferente al C.I.	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura	Rapporto di diluizione: volume del C.I. / volume annuo degli scarichi di impianti di acquacoltura nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I.	≤ 100 per acque non soggette a flussi di marea; ≤ 25 per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).	Numero degli scarichi di impianti di acquacoltura nelle acque di transizione e nel bacino afferente al C.I. /kmq del bacino totale	$\geq 0.1/\text{kmq}$ per acque non soggette a flussi di marea [0.05 - 0.1/kmq]; $\geq 0.4/\text{kmq}$ per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione) [0.2 - 0.4/kmq].
1.9 Puntuali - altre pressioni			Indicatore 1: presenza di porti industriali /commerciali Indicatore 2: presenza di porti per movimento passeggeri o turistici	Indicatore 1: traffico merci ≥ 0.5 Mt/anno; Indicatore 2: movimento passeggeri ≥ 20.000 /anno; oppure posti barca ≥ 150
Indicatori cumulativi di pressioni puntuali	Se presenti altri C.I. immissari a monte: si considera il rapporto di diluizione: volume del C.I. di transizione / volume annuo scaricato di tipo urbano (scarichi depurati e sfioratori di piena) e industriale (più altri tipi di scarichi se presenti, esclusi quelli per il solo raffreddamento) nelle acque di transizione e nel bacino totale (quest'ultimo per intero se le acque in ingresso non sono regolate, in caso contrario valutando la % annua di apporto). E' possibile considerare la riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte definendo coefficienti di abbattimento o di amplificazione.	≤ 100 per acque non soggette a flussi di marea; ≤ 25 per acque soggette a flussi di marea (in assenza di manufatti di regolazione).	Se presenti altri C.I. immissari a monte: percentuale di C.I. con pressioni da 1.1 a 1.4 significative nel bacino totale sul totale dei C.I.	$\geq 50\%$.
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I.	$\geq 15\%$ [5-30 %]	Estensione percentuale di lunghezza di riva del C.I. che presenta aree ad uso urbano dei suoli in un buffer di 500 m	$\geq 15\%$ [5-30 %]

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.2 Diffuse - agricoltura	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area del bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: valore di surplus di azoto calcolato nell'area del bacino afferente al C.I. in kgN/ha/anno</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 50\%$ [40 - 70%];</p> <p>Indicatore 2: ≥ 100 kgN/ha/anno [45 - 100 kgN/ha/anno]</p>	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli in un buffer di 500 m rispetto alla linea di riva del C.I. (questo criterio è valido solo se vi è conoscenza che le aree circostanti drenino verso l'ambito di transizione).</p> <p>Indicatore 2: giudizio esperto sulla presenza di aree agricole che drenano naturalmente o artificialmente verso le acque di transizione</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 50\%$</p> <p>Indicatore 2: presenza e giudizio esperto</p>
2.4 Diffuse - trasporti	<p>Somma del TGME (Traffico Giornaliero Medio annuo Equivalente) delle autostrade, strade statali e provinciali/ Area del bacino afferente al C.I. (in kmq)</p>	<p>≥ 20000</p>	<p>Indicatore 1: kml di autostrade o strade principali / kmq di bacino afferente al C.I.</p> <p>Indicatore 2: presenza/assenza di autostrade, strade statali e provinciali che intersecano il corpo idrico o che scorrono longitudinalmente a questo all'interno di un buffer di 500 metri dalla linea di riva</p>	<p>Indicatore 1: ≥ 1.4 [1,0 - 1.4];</p> <p>Indicatore 2: presenza di strade che intersecano il corpo idrico, oppure che interessano il buffer per almeno il 40% della lunghezza della linea di riva</p>
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati			<p>Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla presenza dei siti</p>	<p>Presenza e giudizio esperto</p>
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	<p>Rapporto tra il volume della laguna/foce (VTRANS) e la portata stimata degli scarichi (QSC) provenienti da case sparse sul bacino afferente al C.I.. QSC è calcolata attribuendo a ciascun abitante residente/equivalente una portata scaricata assunta pari a 100 mc/anno (per la valutazione dei residenti si può fare riferimento alle sezioni censuarie ricadenti nella tipologia "Case Sparse").</p>	<p>Il limite cambia se i flussi delle acque salate sono controllati, oppure no, da manufatti idraulici: VTRANS/QSC ≤ 200 (mc / mc/anno) - ingressi controllati; VTRANS/QSC ≤ 100 (mc / mc/anno) - ingressi di marea liberi.</p>	<p>Carico potenziale di azoto per unità di areale, valutato come: numero di AE non collettati * 4.7 kgN/anno/AE / Area del bacino afferente al C.I. (in ha)</p>	<p>≥ 100 kgN/ha/anno [45-100 kgN/ha/anno]</p>
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche			<p>Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle deposizioni</p>	<p>Giudizio esperto</p>

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.8 Diffuse - attività minerarie			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle lisciviazioni da attività minerarie	Presenza e giudizio esperto
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura	Rapporto percentuale tra la superficie delle aree di concessione e la superficie del C.I., in presenza di impianti intensivi.	$\geq 20\%$ [10-20%]	Giudizio esperto: in presenza di attività di molluschicoltura o di allevamento ittico, valutazione dell'entità degli effetti	Presenza e giudizio esperto
2.10 Diffuse - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni diffuse	Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: Estensione percentuale di aree ad uso urbano dei suoli nell'area dei bacini a monte dei C.I. tributari. Indicatore 2: Estensione percentuale di aree ad uso agricolo dei suoli nell'area dei bacini a monte dei C.I. tributari.	Indicatore 1: $\geq 15\%$ Indicatore 2: $\geq 50\%$.	Se presenti altri C.I. immissari a monte - da valutare entrambi gli indicatori: Indicatore 1: percentuale di C.I. con pressione 2.1 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I. Indicatore 2: percentuale di C.I. con pressione 2.2 significativa nel bacino totale sul totale dei C.I.	Indicatore 1: $\geq 50\%$ Indicatore 2: $\geq 50\%$.
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo				
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile				
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale				
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento			Per la grande varietà di situazioni che si possono riscontrare nel caso di acque di transizione si propone di utilizzare l'indicatore che più si addice alla specifica situazione, tra quelli usati per le altre tipologie di acque (fiumi, laghi o nessuno in caso di elevato ricambio da parte delle acque marino-costiere).	Presenza e giudizio esperto

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico				
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura			Per la grande varietà di situazioni che si possono riscontrare nel caso di acque di transizione si propone di utilizzare l'indicatore che più si addice alla specifica situazione, tra quelli usati per le altre tipologie di acque (fiumi, laghi o nessuno in caso di elevato ricambio da parte delle acque marino-costiere).	Presenza e giudizio esperto
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi			Per la grande varietà di situazioni che si possono riscontrare nel caso di acque di transizione si propone di utilizzare, per il totale dei prelievi sul C.I. e sul bacino afferente, l'indicatore che più si addice alla specifica situazione, tra quelli usati per le altre tipologie di acque (fiumi, laghi o nessuno in caso di elevato ricambio da parte delle acque marino-costiere).	Presenza e giudizio esperto
Indicatori cumulativi di prelievo			Se presenti altri C.I. immissari a monte: percentuale di C.I. con pressioni significative nel bacino totale, connesse ai prelievi, sul totale dei C.I. (considerando 3.4,3.5 e 3.7 sul C.I. di transizione e il 3.7 - Indicatore 3 per i C.I. fluviali degli immissari).	≥ 50%
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde	Lunghezza della sponda interessata da opere infrastrutturali*100/Lunghezza totale sponda del C.I. (considerando difese spondali, moli, strade perimetrali, etc.).	≥ 50%.	Lunghezza sponda urbanizzata*100/Lunghezza totale sponda del C.I.	≥ 50%.
4.2 Dighe, barriere e chiuse	Rapporto tra il numero di dighe/barriere/chiusure con potenziale effetto sulla dinamica dei flussi del C.I. e il perimetro del C.I..	≥ 0.4/km	Rapporto tra il numero di dighe/barriere/chiusure sul C.I. e il perimetro del C.I.	≥ 0.5/km

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
4.3 Alterazione idrologica			Presenza di manufatti per il controllo dei flussi di acque dolci/salate con potenziale effetto sul livello idrico.	Presenza e giudizio esperto.
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico				
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche			Lunghezza del tratto interessato da modifiche della zona riparia (diverse da infrastrutture/urbanizzazione)*100/Lunghezza totale della zona riparia del C.I.	≥ 50%.
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene			Presenza/assenza nel C.I. di una delle specie indicate nel regolamento UE 2016/1141	Presenza
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante			Presenza/assenza nel C.I. di aree di pesca intensiva.	Presenza e giudizio esperto
5.3 Rifiuti/discardie abusive			Presenza/assenza di rifiuti/discardie abusive con impatti probabili sul C.I.	Presenza e giudizio esperto
6.1 Ricarica delle acque sotterranee				
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda				
7 Altre pressioni antropiche			Presenza/assenza nel C.I. di cave sottomarine pregresse	Presenza e giudizio esperto
8 Pressioni antropiche sconosciute			Stato Chimico del C.I. Non Buono o SQA dello Stato Ecologico Sufficiente in assenza di cause note	Relative sostanze con superamento SQA
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico			Riscontri positivi nel monitoraggio del C.I. di sostanze "storiche" non più autorizzate o non più utilizzate da tempo.	Riscontri positivi (>LOQ) nel periodo di monitoraggio nelle diverse matrici analizzate e giudizio esperto.

Tabella 3.5 - Indicatori di pressione e soglie di significatività per i C.I. sotterranei

<i>C.I. sotterranei</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani				
1.2 Puntuali - sfioratori di piena				
1.3 Puntuali - impianti IED				
1.4 Puntuali - impianti non IED				
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati	<p>Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione siti o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (sintacs, GNDCI) per i siti sul GWB.</p> <p>La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza sul GWB di siti sotto i 200 mq; presenza sul GWB di siti tra 200 e 1000 mq; presenza sul GWB di siti oltre i 1000 mq di superficie; confronto con la vulnerabilità SINTACS in corrispondenza dei singoli siti.</p>	<p>Almeno un sito sotto i 200 mq su suolo a vulnerabilità elevata;</p> <p>almeno un sito oltre i 200 mq su suolo a vulnerabilità alta;</p> <p>almeno un sito oltre i 1000 mq su suolo a vulnerabilità media.</p>	<p>Valutazione congiunta di:</p> <p>1) rapporto percentuale tra la somma delle superfici dei siti sovrastanti il GWB e i kmq del GWB;</p> <p>2) presenza di almeno un sito ≥ 1000 mq con matrice contaminata acque sotterranee.</p>	<p>Giudizio sul risultato peggiore:</p> <p>1) $\geq 0.02\%$;</p> <p>2) presenza</p>
1.6 Puntuali - discariche	<p>Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (volumi stoccati o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (sintacs, GNDCI) per le discariche sul GWB.</p> <p>La modalità di valutazione può essere la seguente: presenza sul GWB di discariche sotto 0.05 Mmc; presenza sul GWB di discariche tra 0.05 Mmc e 0.3 Mmc; presenza sul GWB di discariche sopra 0.3 Mmc; tipo di discarica per rifiuti inerti, urbani o speciali; confronto con la vulnerabilità SINTACS in corrispondenza dei singoli siti.</p>	<p>Almeno 2 discariche per inerti o urbani o una per speciali, su suolo a vulnerabilità elevata;</p> <p>almeno una discarica per inerti o urbani sopra 0.05 Mmc o una per speciali, su suolo a vulnerabilità alta;</p> <p>almeno una discarica per inerti o urbani sopra 0.3 Mmc o una per speciali sopra 0.05 Mmc, su suolo a vulnerabilità media</p>	<p>Valutazione congiunta di:</p> <p>1) rapporto tra la somma dei volumi delle discariche sovrastanti il GWB e i kmq del GWB;</p> <p>2) presenza di almeno una discarica per inerti o urbani ≥ 0.3 Mmc o per speciali ≥ 0.05 Mmc con matrice contaminata acque sotterranee.</p>	<p>Giudizio sul risultato peggiore:</p> <p>1) ≥ 15.000 mc/kmq;</p> <p>2) presenza</p>

<i>C.I. sotterranei</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
1.7 Puntuali - acque di miniera	Analisi di Rischio: valutazione incrociata pericolosità (estensione o altra misura di magnitudo) vs vulnerabilità (sintacs, GNDCl) per gli apporti da attività minerarie localizzate sul GWB.	Presenza e giudizio esperto legato alla conoscenza delle contaminazioni rispetto al GWB	Evidenziazione di fenomeni di contaminazione dei suoli e delle acque sotterranee dovuti ad attività minerarie in essere sul GWB	Presenza e giudizio esperto
1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura				
1.9 Puntuali - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni puntuali				
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane	<p>Estensione percentuale delle aree ad uso urbano dei suoli rispetto all'estensione del GWB, corretta in funzione della vulnerabilità SINTACS, valutata per acquiferi liberi di conoide e freatici o al più per quelli confinati superiori (nel complesso definiti da taluni superficiali) se impattati dalla pressione in esame.</p> <p>L'estensione percentuale delle aree ad uso urbano è moltiplicata per un coefficiente correttivo tra 1 e 2 per tenere conto della vulnerabilità media del GWB</p>	<p style="text-align: center;">$\geq 15\%$</p> <p style="text-align: center;">(percentuali corrette in funzione della classe di vulnerabilità SINTACS)</p>	<p style="text-align: center;">Estensione percentuale delle aree ad uso urbano dei suoli rispetto all'estensione del GWB</p>	<p style="text-align: center;">$\geq 15\%$</p>

Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.2 Diffuse - agricoltura	<p>Indicatore 1: Estensione percentuale delle aree ad uso agricolo dei suoli rispetto all'estensione del GWB, corretta in funzione della vulnerabilità SINTACS, valutata per acquiferi liberi di conoide e freatici o al più per quelli confinati superiori (nel complesso definiti da taluni superficiali) se impattati dalla pressione in esame</p> <p>Indicatore 2: Valore di surplus di azoto calcolato nell'area sovrastante il GWB in kgN/ha/anno, corretto in funzione della vulnerabilità SINTACS, valutato per acquiferi liberi di conoide e freatici o al più per quelli confinati superiori (nel complesso definiti da taluni superficiali) se impattati dalla pressione in esame.</p> <p>L' estensione percentuale delle aree ad uso agricolo e il valore di surplus sono moltiplicati per un coefficiente correttivo tra 1 e 2 per tenere conto della vulnerabilità media del GWB</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 80 \%$;</p> <p>Indicatore 2: ≥ 100 kgN/ha/anno</p> <p>(valori corretti in funzione della classe di vulnerabilità SINTACS)</p>	<p>Indicatore 1: estensione percentuale delle aree ad uso agricolo dei suoli rispetto all'estensione del GWB</p> <p>Indicatore 2: Valore di surplus di azoto calcolato nell'area sovrastante il GWB in kgN/ha/anno</p>	<p>Indicatore 1: $\geq 60\%$</p> <p>Indicatore 2: ≥ 75 kgN/ha/anno</p>
2.4 Diffuse - trasporti				
2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla presenza dei siti	Presenza e giudizio esperto

Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	<p>Carico potenziale di azoto per unità di areale sovrastante il GWB, valutato come: numero di AE non collettati *4.7 kgN/anno/AE / Area del GWB (in ha), corretto in funzione della vulnerabilità SINTACS.</p> <p>Per la valutazione del numero di AE non collettati si farà riferimento a quelli delle aree esterne agli agglomerati.</p> <p>Il carico potenziale di azoto è moltiplicato per un coefficiente correttivo tra 1 e 2 per tenere conto della vulnerabilità media del GWB</p>	<p>≥ 100 kgN/ha/anno [45-100 kgN/ha/anno];</p> <p>(valori corretti in funzione della classe di vulnerabilità SINTACS)</p>	<p>Carico potenziale di azoto per unità di areale sovrastante il GWB, valutato come: numero di AE non collettati *4.7 kgN/anno/AE / Area del GWB (in ha)</p>	<p>≥ 75 kgN/ha/anno [45-100 kgN/ha/anno]</p>
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche				
2.8 Diffuse - attività minerarie			Giudizio esperto adeguatamente motivato in relazione alla consistenza delle lisciviazioni da attività minerarie	Presenza e giudizio esperto
2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura				
2.10 Diffuse - altre pressioni				
Indicatori cumulativi di pressioni diffuse				
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo	<p>Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente a fini irrigui e la superficie "utile" del GWB.</p> <p>Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.</p>	<p>V prelievi irrigui / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq [0.10-0.25 Mmc/kmq]</p>	<p>Rapporto tra il numero di captazioni irrigue da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq</p>	<p>N.captazioni irrigue/kmq GWB ≥ 7</p>

Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente a fini potabili e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi potabili / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq <i>[0.10-0.25 Mmc/kmq]</i>	Rapporto tra il numero di captazioni potabili da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq	N.captazioni potabili/kmq GWB \geq 7
3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente a fini industriali e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi industriali / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq <i>[0.10-0.25 Mmc/kmq]</i>	Rapporto tra il numero di captazioni industriali da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq	N.captazioni industriali / kmq GWB \geq 7
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente per raffreddamento e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi per raffreddamento / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq <i>[0.10-0.25 Mmc/kmq]</i>	Rapporto tra il numero di captazioni per raffreddamento da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq	N.captazioni per raffreddamento / kmq GWB \geq 7
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico				
3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente per piscicoltura e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi per piscicoltura / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq <i>[0.10-0.25 Mmc/kmq]</i>	Rapporto tra il numero di captazioni per piscicoltura da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq	N.captazioni piscicoltura / kmq GWB \geq 7

Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
3.7 Prelievi/diversioni – altri usi	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente per innevamento artificiale e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi per innevamento / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq [0.10-0.25 Mmc/kmq];	Rapporto tra il numero di captazioni per innevamento da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq.	N.captazioni innevamento / kmq GWB \geq 7
Indicatori cumulativi di prelievo	Rapporto tra il volume medio prelevato/prelevabile annualmente per tutti gli usi e la superficie "utile" del GWB. Se l'acquifero è libero / freatico la superficie "utile" coincide con la superficie del GWB; se l'acquifero risulta confinato la superficie "utile" è assunta pari al 10-20% della superficie del GWB.	V prelievi totali / Superficie "utile" GWB \geq 0.15 Mmc/kmq [0.10-0.25 Mmc/kmq]	Rapporto tra il numero di captazioni a qualsiasi uso da acque sotterranee presenti sul GWB e la superficie del GWB espressa in kmq.	N.captazioni totali / kmq GWB \geq 7
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde				
4.2 Dighe, barriere e chiuse				
4.3 Alterazione idrologica				
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico			Perdite totali o parziali si possono avere se intervengono modificazioni naturali (es. per terremoti in aree carsiche) o antropiche (scavo gallerie, abbassamento letto fluviale) dei flussi, che eliminano l'accumulo di acqua in tutto o in parte l'acquifero. Si ritiene di non proporre indicatori, in quanto se l'acqua viene meno vi è la possibilità di ridurre l'estensione del C.I.; in alternativa valutazioni attraverso giudizio esperto, nel caso di sensibile riduzione dello spessore.	Presenza e giudizio esperto.
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche				

<i>C.I. sotterranei</i>				
Elenco tipologie di pressione	Metodo a medio-alta complessità	Soglie	Metodo a bassa complessità	Soglie
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene				
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante				
5.3 Rifiuti/discariche abusive			Presenza/assenza di rifiuti/discariche abusive con impatti probabili sul GWB	Presenza e giudizio esperto
6.1 Ricarica delle acque sotterranee			Presenza/assenza di zone di ricarica artificiale delle acque sotterranee	Presenza e giudizio esperto
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda			Presenza di processi di alterazioni del volume e del livello delle acque sotterranee	Presenza e giudizio esperto
7 Altre pressioni antropiche			Presenza/assenza	Presenza e giudizio esperto
8 Pressioni antropiche sconosciute			Stato Chimico del C.I. scarso in assenza di cause note	Relative sostanze con superamento SQA
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico			Riscontri positivi nel monitoraggio del C.I. di sostanze "storiche" non più autorizzate o non più utilizzate da tempo.	Riscontri positivi (>LOQ) nel periodo di monitoraggio nelle diverse matrici analizzate e giudizio esperto.

Tabella 3.6 - Definizioni relative ai termini utilizzati e alle modalità di valutazione

Codice pressione	DEFINIZIONI
-	Bacino totale del corpo idrico: è il bacino imbrifero chiuso alla sezione di valle del CI nel caso di corpo idrico fluviale; è il bacino imbrifero dato dalla somma dei bacini idrografici che versano nel corpo idrico e il corpo idrico nel caso di corpo idrico lacustre, di transizione o marino-costiero.
-	Bacino a monte del corpo idrico fluviale: è il bacino imbrifero chiuso alla sezione di monte del CI (questo ambito territoriale non è utilizzato nelle tabelle ma è necessario per definire il bacino afferente di un corpo idrico fluviale).
	Bacino afferente al corpo idrico: nel caso di corpo idrico fluviale è l'areale ottenuto dalla differenza tra il bacino totale e il bacino a monte del CI, escludendo le eventuali aree drenate di CI tipizzati affluenti del CI in esame. Nel caso di corpo idrico lacustre, di transizione o marino-costiero è dato dalla differenza tra bacino totale e bacini dei corpi idrici affluenti tipizzati.
1	Portata media reale - Portata media transitante in una determinata sezione di chiusura del C.I. Essa quindi tiene conto di prelievi e scarichi presenti a monte, ed è valutata attraverso misure dirette, modellazione idrologica condotta considerando anche prelievi e scarichi principali, o procedure di regionalizzazione corrette sulla base delle conoscenze su prelievi e scarichi a monte. E' riferita all'anno medio o al periodo medio specificato.
1	Portata media naturale - Portata media transitante in una determinata sezione di chiusura del C.I. che si avrebbe in assenza di pressioni di tipo quantitativo (prelievi e scarichi), valutata attraverso modellazione idrologica, procedure di regionalizzazione o misure dirette corrette sulla base delle conoscenze sui principali prelievi e scarichi a monte. E' riferita all'anno medio o al periodo medio specificato.
1	Riduzione degli apporti inquinanti provenienti da monte per la presenza di processi di autodepurazione - Per passare da una chiusura di C.I. alla successiva verso valle la riduzione dei carichi può avvenire in funzione delle dimensioni del bacino e di un coefficiente di abbattimento o di amplificazione in ambiti territoriali specifici
1	Acque di transizione non soggette a flussi di marea - Acque di transizione per le quali i flussi idrici da e verso le acque salate sono regolati da manufatti (paratoie), che vengono aperti solo in certi periodi, per regolare i volumi di scambio; i flussi di acqua dolce possono essere sia liberi che regolati. In queste condizioni il corpo idrico ha un comportamento, rispetto agli inquinanti immessi, abbastanza prossimo a quello di un invaso.
1	Pressioni significative dovute a 1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati e 1.6 Puntuali - discariche - Per tutte le categorie di acque tali tipologie di indicatori sono considerati esclusivamente per quei siti o per quelle discariche per i quali la matrice indagata è considerata contaminata o potenzialmente contaminata negli specifici catasti.
1-2	Vulnerabilità SINTACS di un acquifero e coefficiente correttivo - La vulnerabilità di un corpo idrico sotterraneo è funzione di diversi parametri; la metodologia SINTACS del GNDCI considera i seguenti fattori, pesandoli opportunamente: Soggiacenza; Infiltrazione efficace; Non - saturo (effetto di autodepurazione del); Tipologia della copertura; Acquifero (caratteristiche idrogeologiche del); Conducibilità idraulica dell'acquifero; Superficie topografica (acclività della). I livelli di vulnerabilità intrinseca utilizzati sono 6: estremamente elevata, elevata, alta, media, bassa, estremamente bassa. Il dettaglio è consultabile sulle Linee guida reperibili in: http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003500/3532-manuali-2001-04.pdf/ Il coefficiente correttivo alla percentuale di uso urbano o agricolo dei suoli e al surplus di azoto è ottenuto: moltiplicando la superficie sovrastante il GWB con vulnerabilità estremamente elevata o elevata x 2; moltiplicando la superficie sovrastante il GWB con vulnerabilità alta x 1.5; moltiplicando la superficie sovrastante il GWB con vulnerabilità media o inferiore x 1; quindi dividendo per la superficie complessiva del GWB. Si ottiene un coefficiente variabile tra 1 e 2.

1-2	Buffer: area adiacente alle sponde del corpo idrico di una certa ampiezza che si è concordato, in questo caso, essere pari a 500 metri dalla sponda (su entrambe le sponde per i CI fluviali) per tutti i tipi di acque superficiali. Il buffer non è previsto per le acque sotterranee.
2	Area ad uso agricolo dei suoli - Area valutata attraverso l'utilizzo del Corine Land Cover, o eventualmente di altro strumento di valutazione di maggiore dettaglio digitale se disponibile (anche se non molto di dettaglio, si consiglia di utilizzare i dati del Corine Land Cover per garantire l'omogeneità tra le diverse amministrazioni appartenenti allo stesso Distretto Idrografico; tra i dati del Corine Land Cover disponibili è opportuno utilizzare quelli più recenti). Nel caso dell'uso del Corine Land Cover viene considerata la categoria 2-Superfici agricole, con tutte le sotto-categorie del livello 2: 2.1 Seminativi; 2.2 Colture permanenti; 2.3 Prati stabili; 2.4 Zone agricole eterogenee. In generale non si considerano i pascoli.
2	Area ad uso urbano dei suoli - Area valutata attraverso l'utilizzo del Corine Land Cover, o eventualmente di altro strumento di valutazione di maggiore dettaglio digitale se disponibile (anche se non molto di dettaglio, si consiglia di utilizzare i dati del Corine Land Cover per garantire l'omogeneità tra le diverse amministrazioni appartenenti allo stesso Distretto Idrografico; tra i dati del Corine Land Cover disponibili è opportuno utilizzare quelli più recenti). Nel caso dell'uso del Corine Land Cover viene considerata la categoria 1-Territori modellati artificialmente, con riferimento alle sotto-categorie di livello 2: 1.1 Tessuto continuo; 1.2 Insediamenti produttivi, commerciali, ...; 1.3 Aree estrattive, discariche, Non sono considerate le aree verdi artificiali non agricole (1.4).
2	Surplus di azoto - Differenza tra il carico di N totale apportato (dato dalla somma dell'azoto organico e della fertilizzazione minerale) e l'asportazione imputabile alle colture. In mancanza di una metodologia di calcolo già consolidata a livello di Distretto/Regione, si può fare riferimento a quanto contenuto nell'Allegato 2.2 dell'Elaborato 2 del Piano di Gestione del Distretto idrografico del Fiume Po. (http://www.adbpo.it/PianoAcque2015/Elaborato_02_PressioniImpatti_3mar16/PdGPO2015_Elab_2_PressioniImpatti_3mar16.pdf)
2	TGME - Traffico Giornaliero Medio annuo Equivalente - Numero di veicoli transitanti nel giorno medio in una sezione stradale rappresentativa. Per poter confrontare l'impatto dei diversi tipi di veicoli transitati, si utilizzano dei coefficienti rispetto ad una unità equivalente di traffico (a cui è assegnato quindi un coefficiente unitario). Dato il sotto-bacino di indagine, il valore ottenuto per ogni tronco stradale principale/autostradale considerato deve essere moltiplicato per la sua lunghezza, quindi fatta la somma sui diversi tronchi, va diviso per la superficie del sotto-bacino.
3	Portata media derivata/derivabile - Valutata sulla base dei volumi medi (su base pluriennale se disponibili) effettivamente prelevati se noti o stimabili, oppure in relazione alle portate medie concesse; nel caso di prelievo irriguo e di disponibilità del solo dato massimo di concessione, sarà utilizzato il 70% di tale valore.
3	Soglia di prelievo per C.I. sotterranei - La soglia prevista di 0.15 Mmc/kmq corrisponde ad uno spessore di acqua di altezza 150 mm. E' ottenuta valutando la possibile ricarica media annua dal suolo per un acquifero libero/freatico di tipo poroso (apporto che solitamente è prioritario rispetto agli apporti diretti dal fiume), considerando una pioggia media sulla pianura di 750 mm/anno e un contributo alle falde del 20% della precipitazione. Se il prelievo risulta superiore non si avrebbe mediamente una situazione di equilibrio. E' possibile utilizzare un valore differente a seguito di valutazioni numeriche diverse condotte nel dettaglio, per specifiche situazioni, in caso di contributi pluviometrici maggiori o minori oppure ad esempio per acquiferi fessurati. Il valore potrebbe anche essere alzato fino a 0.2-0.25 Mmc/kmq in caso di significativo contributo medio (conosciuto) alla ricarica da parte dei fiumi. La forte riduzione di superficie dell'acquifero nel caso di GWB confinato (considerando il 10-20%) è legata al fatto che il contributo di ricarica in questo caso è molto più basso, quindi fittiziamente viene ridotta la superficie; valori del 10-20% sono quelli valutati mediamente per gli acquiferi confinati emiliano-romagnoli, ma con % che possono essere modificate in relazione a conoscenze dettagliate in merito ai fenomeni di ricarica.

4	<p>Tratto morfologicamente omogeneo - Tratto fluviale con caratteri di omogeneità morfologica, considerando: discontinuità per immissioni idrologiche o per presenza di dighe o grosse briglie; presenza o meno di arginature e loro caratteri di contatto con l'alveo; ampiezza dell'alveo; classe di confinamento; pendenza longitudinale; unità fisiografica di appartenenza; tipologia morfologica. Per il tracciamento si veda il manuale IDRAIM di ISPRA (Sistema di valutazione idromorfologica, analisi e monitoraggio dei corsi d'acqua), scaricabile da:</p> <p>http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/idraim-sistema-di-valutazione-idromorfologica-analisi-e-monitoraggio-dei-corsi-dacqua</p>																
4	<p>Tratti rivestiti - Tratti dei corpi idrici caratterizzati da diverse forme di protezione/difesa continua del fondo e/o delle sponde (in cemento, massicciate, gabbionate, pali in legno etc.)</p>																
4	<p>Formazioni funzionali - Vegetazione naturale o seminaturale arborea e arbustiva (compresi i rimboschimenti e le idrofite quali il canneto) presente nella fascia perifluviale, ovvero nell'insieme delle aree esterne all'alveo attivo. E' da considerare la vegetazione che potenzialmente può interagire con i principali processi morfologici di esondazione e di erosione (vanno quindi escluse quelle porzioni di fascia vegetazionale che sono totalmente disconnesse rispetto ad entrambi i processi a causa di elementi artificiali, oppure di argini, che impediscono l'esondazione e che verrebbero protetti in caso di erosione); anche la presenza di strade interrompe tale connessione.</p>																
4	<p>Indicatore IFF - IFF è l'Indice di Funzionalità Fluviale per la valutazione dello stato ambientale dei corsi d'acqua, sono qui considerati gli indicatori 9 e 11:</p> <p>9) <u>Sezione trasversale</u>, con le seguenti scelte e punteggi:</p> <table> <tr> <td>a) alveo integro con alta diversità morfologica</td> <td>20</td> </tr> <tr> <td>b) presenza di lievi interventi artificiali ma con discreta diversità morfologica</td> <td>15</td> </tr> <tr> <td>c) presenza di interventi artificiali o con scarsa diversità morfologica</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td>d) artificiale o diversità morfologica quasi nulla</td> <td>1</td> </tr> </table> <p>11) <u>Idromorfologia</u>, con le seguenti scelte e punteggi:</p> <table> <tr> <td>a) elementi idromorfologici ben distinti con successione regolare</td> <td>20</td> </tr> <tr> <td>b) elementi idromorfologici ben distinti con successione irregolare</td> <td>15</td> </tr> <tr> <td>c) elementi idromorfologici indistinti o preponderanza di un solo tipo</td> <td>5</td> </tr> <tr> <td>d) elementi idromorfologici non distinguibili</td> <td>1</td> </tr> </table> <p>Gli elementi di dettaglio sono reperibili sulla pubblicazione:</p> <p>http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/iff-2007-indice-di-funzionalita-fluviale</p>	a) alveo integro con alta diversità morfologica	20	b) presenza di lievi interventi artificiali ma con discreta diversità morfologica	15	c) presenza di interventi artificiali o con scarsa diversità morfologica	5	d) artificiale o diversità morfologica quasi nulla	1	a) elementi idromorfologici ben distinti con successione regolare	20	b) elementi idromorfologici ben distinti con successione irregolare	15	c) elementi idromorfologici indistinti o preponderanza di un solo tipo	5	d) elementi idromorfologici non distinguibili	1
a) alveo integro con alta diversità morfologica	20																
b) presenza di lievi interventi artificiali ma con discreta diversità morfologica	15																
c) presenza di interventi artificiali o con scarsa diversità morfologica	5																
d) artificiale o diversità morfologica quasi nulla	1																
a) elementi idromorfologici ben distinti con successione regolare	20																
b) elementi idromorfologici ben distinti con successione irregolare	15																
c) elementi idromorfologici indistinti o preponderanza di un solo tipo	5																
d) elementi idromorfologici non distinguibili	1																
5	<p>Presenza di specie aliene - Indicatore basato sulle liste di specie ittiche aliene previste dal sub-indice f4 dell'ISECI; si tratta di specie a diverso livello di impatto sulla fauna ittica indigena: LISTA 1 (es. siluro): nocività elevata; LISTA 2 (es. trota iridea): nocività media; LISTA 3 (es. carpe erbivore): nocività moderata.</p> <p>Per maggiori dettagli: http://www.cisba.eu/images/rivista/biologia_ambientale/Ba2009-2/Zerunian-Indice_Ittico_ISECI-WFD.pdf</p>																

Al fine di favorire l'adozione a scala nazionale di criteri condivisi nell'analisi delle pressioni si forniscono ulteriori indicazioni in relazione all'omogeneità dei dati di partenza utilizzati per il popolamento degli indicatori.

Per molti indicatori è previsto l'utilizzo del dato di portata media naturale del corpo idrico fluviale. Il dato può derivare da misure dirette o da modellazione idrologica. Nel caso in cui questi dati non siano disponibili in modo adeguato nell'ambito di un Distretto, è importante definire modalità alternative condivise per ricavare i dati di portata, al fine di popolare i relativi indicatori.

Per quanto riguarda invece i dati relativi alle portate derivate/derivabili o alle portate scaricabili/scaricate da scarichi urbani e produttivi, risulta importante adottare a scala Distrettuale un criterio comune sull'utilizzo dei dati misurati o di concessione/autorizzazione.

Infatti, vi possono essere differenze significative nell'impiego delle due tipologie di dati e pertanto si ritiene necessario definire preventivamente a scala distrettuale quale delle due utilizzare, sulla base di una ricognizione della disponibilità, copertura territoriale e completezza degli stessi. Si ritiene preferibile perseguire un alto grado di armonizzazione a scala distrettuale, derivante anche dall'uso di dati meno precisi o "reali" rispetto all'introduzione di forti disomogeneità derivanti dall'impiego di dati di natura diversa (concessione o misurati, in ambiti territoriali diversi).

Ai fini dell'omogeneizzazione, in presenza di disponibilità di portate sia "reali" che concesse su ambiti

diversi del Distretto, si possono individuare dei coefficienti uniformi di riduzione, in funzione dell'uso, per passare dal concesso ad una stima del "reale".

E' altresì preferibile e importante prevedere e definire a scala distrettuale le modalità di elaborazione e trattamento dei dati che dovessero risultare molto incompleti, al fine di garantire il popolamento del maggior numero di indicatori.

Ad esempio, nel caso in cui non fossero disponibili i dati relativi alle portate degli scarichi, è possibile derivarle sulla base della potenzialità degli impianti di depurazione attraverso un fattore di correzione pari a 1 A.E. = 100 m³/anno (o 250 l/giorno).

Analogamente per gli scarichi produttivi, è possibile ricavare le portate scaricate in base al numero di addetti della tipologia produttiva, sulla base di coefficienti adottati a scala distrettuale.

Nel caso dei CI relativi agli acquiferi profondi, è possibile valutare la significatività delle pressioni diffuse sulla base della valutazione dell'indicatore associata agli areali dei CI responsabili della ricarica degli acquiferi profondi. La valutazione può essere effettuata attribuendo un fattore di rischio al CI sotterraneo profondo qualora nelle aree di ricarica le pressioni risultino significative, sulla base ad esempio delle modalità indicate nel Piano di Gestione del Distretto delle Alpi Orientali 2015-2021 – Volume 3 – Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi sullo stato delle acque). Questo tipo di valutazione potrà essere introdotta nel caso in cui le aree di ricarica siano state individuate in tutti gli ambiti del Distretto Idrografico e siano disponibili i dati per considerare questo livello di approfondimento in modo omogeneo sul territorio.

4 ANALISI DI RISCHIO

La DQA prevede la caratterizzazione dei corpi idrici attraverso l'analisi delle pressioni significative alle quali sono sottoposti i CI, degli impatti attesi e quindi della vulnerabilità dello stato dei CI rispetto alle pressioni individuate e la valutazione del rischio di non raggiungimento degli obiettivi di qualità. L'attribuzione della categoria di rischio (a rischio/non a rischio) orienta da un lato la predisposizione dei programmi di monitoraggio, in particolar modo la tipologia di monitoraggio (operativo o sorveglianza) e dall'altro l'individuazione di misure di risanamento per i CI che non hanno raggiunto l'obiettivo ambientale ed eventuali misure di tutela/mantenimento per i CI che risultano in Stato Buono.

La valutazione del rischio deriva da un'analisi integrata dei seguenti elementi:

- risultati dell'analisi delle pressioni
- definizione degli impatti attesi sui CI in relazione alle pressioni significative
- risultati del monitoraggio in termini di indici di stato per la classificazione
- risultati del monitoraggio in termini di elaborazioni di dettaglio per la valutazione degli impatti.

L'approccio metodologico per la valutazione del rischio e la modulazione del monitoraggio si basa sui seguenti presupposti:

- la pressione è considerata significativa se supera la soglia di significatività definita in quanto si assume che possa generare impatti sul CI, a carico di uno o più elementi di qualità (chimici, biologici o idromorfologici), tali da pregiudicarne il raggiungimento/mantenimento degli obiettivi di qualità
- la valutazione dello stato avviene attraverso gli indici previsti dalle normative vigenti comunitarie e nazionali (Decreto Ministeriale 260/2010 ad esempio). Tuttavia è noto che alcune metriche di valutazione dello stato risultano non sufficientemente sensibili a rilevare gli impatti generati da alcune tipologie di pressioni. E' il caso degli indici biologici rispetto alla presenza di pressioni che generano alterazioni del regime idrologico e/o dell'assetto morfologico, ma anche del LIMeco rispetto a pressioni che generano alterazioni del carico organico e/o inquinamento microbiologico. Molti indici tra quelli attualmente previsti dalla normativa sono indici trofici, quindi specificamente definiti per valutare lo stato trofico
- la valutazione degli impatti attesi dovrebbe avvalersi di indicatori in grado di evidenziare/misurare un'alterazione a carico di uno dei comparti ecosistemici (caratteristiche chimico-fisiche dell'acqua, comunità biologiche, idrologia, morfologia, etc, per le diverse categorie di acque), che non necessariamente si traduce in una classe di stato inferiore al "Buono", ma è misurabile. Definendo indicatori di impatto e relative soglie di significatività è possibile valutare quando l'alterazione è significativa.

Gli indicatori di impatto possono essere anche subindici o submetriche degli indicatori di stato (ad esempio una o più submetriche che compongono lo STAR_ICMi o uno o più parametri del LIMeco, dell'LTLecco e del TRIX) e nell'ottica di un sistema complessivo di valutazione ed elaborazione dei dati sarebbe auspicabile.

A titolo esemplificativo si consideri il caso di un CI per il quale la pressione 2.2 Diffuse - agricoltura risulta significativa in quanto l'indicatore supera la soglia di significatività prevista. Lo stato risulta "Buono". Dai dati di monitoraggio non si evidenziano quindi superamenti degli SQA per nessuno dei pesticidi monitorati; tuttavia si verificano riscontri positivi cioè valori superiori ai limiti di quantificazione adottati nelle analisi per alcuni parametri. I dati evidenziano quindi una alterazione delle caratteristiche chimiche delle acque da contaminazione da pesticidi coerente con l'impatto atteso (inquinamento chimico) in presenza della pressione 2.2 Diffuse - agricoltura.

In assenza di superamenti degli SQA, pur in presenza di ritrovamenti di pesticidi nelle acque, lo stato risulterebbe "Buono" (in base alla tabella 4.5/a del D.M. 260/2010) in assenza del superamento per altre sostanze. Tuttavia, si può affermare che si evidenzia una contaminazione chimica delle acque connessa alla specifica pressione. Per distinguere la presenza sporadica di una sostanza non riconducibile ad una situazione di contaminazione costante, occorre definire un indicatore di impatto. La presenza di pesticidi può essere valutata con molti indicatori di maggiore o minore complessità:

numero di riscontri positivi rispetto al numero di misure; numero di sostanze ritrovate rispetto a quelle monitorate, ma anche un indicatore più articolato come l'indice di contaminazione da pesticidi che prende in considerazione la frequenza di riscontri positivi nell'anno (n° campioni con presenza di residui), la concentrazione media annua della somma di sostanze attive riscontrate nei singoli campioni, il numero di sostanze attive riscontrate per punto (totale nell'anno). Si tratta in ogni caso di indicatori facilmente popolabili in quanto comportano solo una specifica elaborazione di dati acquisiti attraverso i monitoraggi, senza richiedere analisi aggiuntive. Anche per questo tipo di indicatori si possono definire soglie di significatività.

Cosa ci dice l'indicatore di impatto che non ci dice la metrica di valutazione dello stato (SQA)? L'indicatore dice che a fronte di un CI con pressione agricoltura significativa (cioè per la quale il relativo indicatore ha superato la soglia di significatività), pur in assenza di un superamento di SQA, si evidenzia una alterazione delle caratteristiche chimiche delle acque (impatto chimico) significativa (la significatività dipende dalla soglia che viene definita per l'indicatore) o trascurabile. Se risulta trascurabile potrebbe esserci una "sovrastima" dell'analisi delle pressioni o potrebbe trattarsi di un caso di situazione borderline (l'indicatore di pressione ha superato di poco la soglia di significatività o la media delle concentrazioni di qualche pesticida è di poco inferiore al valore dell'SQA); oppure il monitoraggio potrebbe non essere pienamente adeguato (le sostanze analizzate sono poche o non sono state selezionate tenendo conto dei dati di utilizzo sul territorio, secondo quanto previsto dalle linee guida ISPRA 171/2011, o i LOQ non sono adeguati rispetto agli SQA, etc...), oppure si tratta di pratiche agricole ecocompatibili.

Se invece l'alterazione risulta significativa, si ha evidenza che la pressione genera un impatto chimico sul CI coerente con la tipologia di pressione presente; vengono forniti elementi utili per la descrizione complessiva del fenomeno di contaminazione (a prescindere dalla classe di stato), per l'eventuale adozione di nuove misure o il mantenimento di quelle già in essere, ma anche per monitorare gli effetti delle misure stesse.

Analogamente, nel caso in cui l'indice LIMeco risulti in classe "Buono/Elevato", potrebbe non essere sufficiente non solo per valutare l'inquinamento microbiologico o da carico organico, ma anche per evidenziare un inquinamento da nutrienti.

Allo stesso modo, nel caso delle comunità biologiche, gli indici di stato (IBMR, STAR_ICMI, IPAM, etc) indicano lo stato ecologico complessivo della comunità indagata. Ma se da un'analisi del dato di comunità, si evidenziasse ad esempio una diminuzione di taxa sensibili nel tempo, l'indice potrebbe evidenziarlo solo quando la diminuzione diventa così significativa da generare un cambio di classe di stato.

Infine, se un CI presenta Stato Ecologico "Buono" pur in presenza di pressioni significative di tipo idromorfologico (categorie 3.X e 4.X), le metriche che compongono lo Stato Ecologico potrebbero non essere sufficientemente sensibili nell'evidenziare/quantificare la presenza di impatti attesi quali l'alterazione degli habitat. In molti casi le metriche sono indici di stato trofico, non specificamente definite per rilevare alterazioni della comunità a seguito ad esempio della riduzione/alterazione degli habitat riconducibili a criticità morfologiche o idrologiche, oppure le alterazioni si esplicano su un arco temporale più lungo.

Lo Stato di qualità si misura e si classifica sulla base delle metriche di valutazione e dei valori "soglia" definiti dalla normativa per la declinazione in una delle classi previste, per tutti gli elementi di qualità. La normativa, nel definire i valori soglia tra le classi di Stato Ecologico "Buono" e "Sufficiente", fissa un'asticella al di sotto della quale gli impatti generati dalle pressioni antropiche sul CI sono considerati "accettabili" in quanto compatibili con le condizioni attese per lo stato "Buono"; in modo analogo avviene per lo Stato Chimico.

La valutazione degli impatti delle pressioni antropiche presuppone l'individuazione degli impatti attesi su un CI in base alle pressioni significative. Gli impatti da considerare sono quelli desunti dalla struttura della banca dati WISE e riportati nella tabella 4.1.

Tabella 4.1 – *Elenco tipologie di impatto*

Tipologia di impatto	Acronimo	Acque superficiali	Acque sotterranee
Inquinamento da nutrienti	NUTR	sì	sì
Inquinamento organico	ORGA	sì	sì
Inquinamento chimico	CHEM	sì	sì
Inquinamento microbiologico	MICR	sì	sì
Inquinamento/Intrusione salina	SALI	sì	sì
Acidificazione	ACID	sì	no
Temperature elevate	TEMP	sì	no
Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche	HHYC	sì	no
Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche	HMOC	sì	no
Diminuzione della qualità delle acque superficiali dovuta a interazione con le acque sotterranee (per lo stato chimico e quantitativo delle acque sotterranee)	QUAL	sì	sì
Danni agli ecosistemi terrestri a causa dello stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee da cui dipendono	ECOS	sì	sì
Alterazione della direzione di flusso delle acque sotterranee causanti il fenomeno dell'intrusione salina (o di altre sostanze)	INTR	no	sì
Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi	LOWT	no	sì
Altri impatti significativi	OTHE	sì	sì
Impatto sconosciuto	UNKN	sì	sì

La valutazione degli impatti può avvenire attraverso la definizione di specifici indicatori e relative soglie di significatività. Si tratta in generale di indicatori molto specifici, direttamente correlabili al valore ambientale che si vuole misurare. Poiché molti indici di stato sono multimetrici, le sottometriche possono rappresentare indicatori di impatto e nei casi in cui ciò non fosse possibile, sarebbe comunque utile la definizione di indicatori ad esse riconducibili. In questo modo, infatti, è possibile attraverso le attività di monitoraggio produrre dati che possono essere utilizzati per diverse finalità, ma soprattutto costruire un quadro complessivo coerente in tutti i suoi aspetti.

Le cinque tabelle seguenti (da Tabella 4.2 a Tabella 4.6) forniscono il dettaglio degli indicatori di impatto proposti per le diverse categorie di corpi idrici, rispettivamente per i corsi d'acqua, i laghi/invasi, le acque marino-costiere, le acque di transizione e le acque sotterranee. Per ogni tipologia di pressione sono indicati gli impatti attesi, definiti anche sulla base delle indicazioni del Decreto 260/2010, tabelle da 3.2 a 3.5. In grassetto sono evidenziati gli indicatori di impatti ritenuti prevalenti. Dalle stesse tabelle è possibile derivare gli elementi di qualità più sensibili alle pressioni che incidono sulle diverse categorie di acque e conseguentemente gli indicatori di stato ad essi associati.

Sono state raggruppate le pressioni, all'interno di una stessa categoria, alle quali sono associabili gli stessi impatti e di conseguenza anche gli indicatori di stato e di impatto.

Le soglie di significatività proposte derivano o sono coerenti con indicazioni normative o costituiscono un contributo degli esperti del GdL.

Il set di indicatori di impatto proposto non va inteso come esaustivo, in quanto potrà subire aggiornamenti a seguito di una valutazione comparata dell'evoluzione del quadro normativo nazionale in corso all'atto della predisposizione del presente documento (come indicato anche nella Premessa).

Tabella 4.2 – Relazione pressioni-impatti-stato – CI fluviali

<i>C.I.fluviali</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani 1.2 Puntuali - sfioratori di piena 1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura 2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura 2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura/maricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • STAR_ICMi • IBMR • ICMi • LIMeco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Inquinamento microbiologico	1) media annua azoto totale; valore medio annuo indice TI (subindice ICMi); media annua fosforo totale; media annua nitrati; trend dei valori medi annui di concentrazione di azoto e fosforo totale 2) media annua COD; media annua O in % sat.; trend dei valori medi annui di concentrazione di COD 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B 4) media annua E.Coli	1) >1,5 mg/L N; > 2.4; > 0,15mg/L P; >10mg/L NO3; trend crescente 2) > 10 mg/L O2; < 75%; trend crescente 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) > 1000 UFC/100ml
1.3 Puntuali - impianti IED 1.4 Puntuali - impianti non IED	<ul style="list-style-type: none"> • STAR_ICMi • IBMR • ICMi • LIMeco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Temperature elevate	1) media annua azoto totale; valore medio annuo indice TI (subindice ICMi); media annua fosforo totale; media annua nitrati; media annua fosforo totale; media annua nitrati; trend dei valori medi annui di concentrazione di azoto e fosforo totale 2) media annua COD; media annua O in % sat.; trend dei valori medi annui di concentrazione del COD 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 4) media annua pH 5) media annua T	1) >1,5 mg/L N; > 2.4; > 0,15mg/L P; >10 mg/L NO3; trend crescente 2) > 10 mg/L O2; < 75%; trend crescente 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) < 6.5 5) > valore tipico associato alla tipologia fluviale
1.5 Puntuali – siti contaminati/siti industriali abbandonati 1.6 Puntuali - discariche	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione	1) media annua COD; media annua O in % sat; trend dei valori medi annui di concentrazione del COD 2) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 3) media annua pH	1) > 10 5mg/L O2; < 75%; trend crescente 2) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 3) < 6.5

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.7 Puntuali - acque di miniera	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 2) media annua pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 6.5
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane 2.4 Diffuse - trasporti 2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico	1) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure
2.2 Diffuse - agricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • STAR_ICMi • IBMR • ICMi • LIMeco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico	1) media annua azoto totale; valore medio annuo indice TI (subindice ICMi); media annua fosforo totale; media annua nitrati; trend dei valori medi annui di concentrazione di azoto e fosforo totale 2) media annua COD; media annua O in % sat; trend dei valori medi annui di concentrazione del COD 3) % riscontri anno > LOQ per pesticidi tabelle 1/A e 1/B ; concentrazione media annua della somma di tutti i pesticidi rinvenuti; indice di contaminazione dei pesticidi	1) >1,5 mg/L N; > 2.4; > 0,15 mg/L P; >10 mg/L NO3; trend crescente 2) > 10 mg/L O2; < 75%; trend crescente 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure; ≥ 0.03 µg/l; classi basso-alto
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche 2.8 Diffuse - attività minerarie	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 2) media annua pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 6.5

<i>C.I.fluviali</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo 3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile 3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale 3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento 3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	<ul style="list-style-type: none"> • STAR_ICMi • IBMR • NISECI • IARI • IQM 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche 2) Riduzione della qualità delle acque superficiali associate per ragioni chimiche / quantitative 3) Temperature elevate	1) IARI 2) indicatori A1 e A3 dell'IQM 3) media annua T	1) IARI ≥ 0.15 2) livelli di alterazione B e C 3) > valore tipico associato alla tipologia fluviale
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde 4.2 Dighe, barriere e chiuse 4.3 Alterazione idrologica 4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	<ul style="list-style-type: none"> • STAR_ICMi • IBMR • NISECI • IQM 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche	1) indicatori F7 (forme e processi tipici della configurazione morfologica) e F9 (variabilità della sezione) dell'IQM 2) % riduzione degli habitat protetti	1) livelli di alterazione B e C (o solo C) 2) nessun habitat protetto scomparso
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene 5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante		1) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità	1) % specie ittiche alloctone rispetto alle specie presenti e % specie macrofite alloctone rispetto alle specie presenti	> 30-50 % in ambedue i casi
5.3 Rifiuti/discardie abusive		1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione 4) Inquinamento microbiologico	1) media annua COD; media annua O in % sat. 2) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 3) media annua pH 4) media annua E.Coli	1) > 10 mg/L O ₂ ; < 75% 2) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 3) < 6.5 4) > 1000 UFC/100ml
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico		1) Inquinamento chimico	1) n riscontri anno > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B non più autorizzate o utilizzate da decenni	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Tabella 4.3 – Relazione pressioni-impatti-stato – CI lacuali

<i>C.I. lacuali</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani 1.2 Puntuali - sfioratori di piena 1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura 2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura 2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura/maricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • LTLecco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) • MacroIMMI • IPAM • BQIES • EPI_L • LFI 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Inquinamento microbiologico	1) media annua ponderata fosforo totale max circolazione; trend dei valori medi annui di fosforo totale 2) media annuale ponderata % saturazione ossigeno disciolto max stratificazione; e/o media annua clorofilla a 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 4) media annua E.Coli; media annua Enterococchi	1) ≥ 15 o $20 \mu\text{g/L}$ per macrotipo; trend crescente 2) $\leq 40\%$; > 4.2 o 4.7 o $8 \mu\text{g/L}$ per macrotipo 3) almeno una sostanza $> 30\%$ riscontri/n misure 4) > 1000 UFC/100 ml; > 800 UFC/100 ml
1.3 Puntuali - impianti IED 1.4 Puntuali - impianti non IED	<ul style="list-style-type: none"> • LTLecco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) • MacroIMMI • IPAM • BQIES • EPI_L • LFI 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Temperature elevate	1) media annua ponderata fosforo totale max circolazione; 2) media annuale ponderata % saturazione ossigeno disciolto max stratificazione; e/o media annua clorofilla a 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 4) media annua pH 5) media annua T	1) ≥ 15 o $20 \mu\text{g/L}$ per macrotipo; 2) $\leq 40\%$; > 4.2 o 4.7 o $8 \mu\text{g/L}$ per macrotipo 3) almeno una sostanza $> 30\%$ riscontri/n misure 4) < 6.5 5) $>$ valore tipico associato al CI
1.5 Puntuali – siti contaminati/siti industriali abbandonati 1.6 Puntuali - discariche	<ul style="list-style-type: none"> • LTLecco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) • MacroIMMI • IPAM • BQIES • EPI_L • LFI 	1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione	1) media annuale ponderata % saturazione ossigeno disciolto max stratificazione; e/o media annua clorofilla a 2) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 3) media annua pH	1) $\leq 40\%$; > 4.2 o 4.7 o $8 \mu\text{g/l}$ per macrotipo 2) almeno una sostanza $> 30\%$ riscontri/n misure 3) < 6.5

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.7 Puntuali - acque di miniera	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 2) media annua pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 6.5
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane 2.4 Diffuse - trasporti 2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure
2.2 Diffuse - agricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • LTLeco • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota) • MacroIMMI • IPAM • BQIES • EPI_L • LFI 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico	1) media annua ponderata fosforo totale max circolazione; trend dei valori medi annui di fosforo totale 2) media annuale ponderata % saturazione ossigeno disciolto max stratificazione; e/o media annua clorofilla a 3) n riscontri annuo > LOQ per pesticidi sostanze tabelle 1/A e 1/B; indice di contaminazione da pesticidi	1) ≥ 15 o $20 \mu\text{g/L}$ per macrotipo; trend crescente 2) $\leq 40\%$; > 4.2 o $8 \mu\text{g/l}$ per macrotipo 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure; classi basso-alto
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche 2.8 Diffuse - attività minerarie	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 2) media annua pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 6.5

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo 3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile 3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale 3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento 3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	<ul style="list-style-type: none"> • MacroIMMI • IPAM • BQIES • EPI_L • LFI 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche 2) Diminuzione della qualità delle acque superficiali collegate per stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee 3) Danni agli ecosistemi terrestri a causa dello stato chimico/quantitativo delle acque sotterranee da cui dipendono 4) Temperature elevate	1) variazione annua del livello idrometrico ΔL 4) media annua T	1) $\Delta L > \Delta L - 25\% \Delta L$ rispetto alla variazione media triennale 4) > valore tipico associato al CI
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde 4.2 Dighe, barriere e chiuse 4.3 Alterazione idrologica 4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	<ul style="list-style-type: none"> • MacroIMMI • IPAM • BQIES • LFI 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche	1) % riduzione habitat protetti; % riduzione delle specie acquatiche protette	1) nessun habitat protetto scomparso; nessuna specie protetta scomparsa
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene 5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante		1) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità		
5.3 Rifiuti/disscariche abusive		1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione 4) Inquinamento microbiologico 5) Rifiuti	1) media annuale ponderata % saturazione ossigeno disciolto max stratificazione; e/o media annua clorofilla a 2) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B 3) media annua pH 4) media annua E.Coli; media annua Enterococchi	1) $\leq 40\%$; > 4.2 o $8 \mu\text{g/l}$ per macrotipo 2) almeno una sostanza $> 30\%$ riscontri/n misure 3) < 6.5 4) > 1000 UFC/100 ml; > 800 UFC/100 ml

C.I. lacuali				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico		1) Inquinamento chimico	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A e 1/B non più autorizzate o utilizzate da decenni	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Tabella 4.4 – Relazione pressioni-impatti-stato – CI marino-costieri

C.I. marino-costieri				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani 1.2 Puntuali - sfioratori di piena 1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura 2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura 2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura/maricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI (rileva effetti sulla qualità del sedimento e sulla qualità dell'acqua) • PREI (macrotipo 3 - bassa stabilità) • CARLIT (macrotipi A e B) • TRIX • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) • Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Inquinamento microbiologico	1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; c) % dominanza specie macroalgali litorali nitrofile; d) n. bloom microalgali in un anno 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); b) % specie tolleranti macrobenthos 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B. 4) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli	1) - a) > 0,5 microM/L (alta stabilità), > 0,4 microM/L (media stabilità), > 0,3 microM/L (bassa stabilità); b) > 1,5 microg/L (alta stabilità), > 1,0 microg/L (media stabilità), > 0,6 microg/L (bassa stabilità); c) > 50% (alta stabilità), > 20% (media stabilità), > 5% (bassa stabilità); d) > 1 (alta stabilità), nessun bloom microalgale (media e bassa stabilità) 2) - a) < 70% o > 130%; b) > 75% 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.3 Puntuali - impianti IED 1.4 Puntuali - impianti non IED	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI (rileva effetti sulla qualità del sedimento e sulla qualità dell'acqua) • PREI (macrotipo 3 - bassa stabilità) • CARLIT (macrotipi A e B) • TRIX • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti (colonna d'acqua, sedimenti, biota) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Temperature elevate 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale) 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 4) media annua valori pH 5) media annua °C 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) > 0,5 microM/L (alta stabilità), > 0,4 microM/L (media stabilità), > 0,3 microM/L (bassa stabilità); b) > 1,5 microg/L (alta stabilità), > 1,0 microg/L (media stabilità), > 0,6 microg/L (bassa stabilità); 2) - a) < 70% o > 130% 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) < 8 5) > 1% in più rispetto al valore tipico della sottoregione
1.5 Puntuali – siti contaminati/siti industriali abbandonati 1.6 Puntuali - discariche	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI • CARLIT (macrotipi A e B) • TRIX • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) • Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Inquinamento microbiologico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a"; 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 4) media annua valori pH 5) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) > 0,5 microM/L (alta stabilità), > 0,4 microM/L (media stabilità), > 0,3 microM/L (bassa stabilità); b) > 1,5 microg/L (alta stabilità), > 1,0 microg/L (media stabilità), > 0,6 microg/L (bassa stabilità); 2) - a) < 70% o > 130%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) < 8 5) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.7 Puntuali - acque di miniera	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 2) media annua valori pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 8
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane 2.4 Diffuse - trasporti 2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota)	1) Inquinamento chimico	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure
2.2 Diffuse - agricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI • CARLIT (macrotipi A e B) • TRIX • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico	1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; c) % dominanza specie macroalgali litorali nitrofile; d) n. bloom microalgali in un anno 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per pesticidi tabelle 1/A, 1/B e 3/A	1) - a) > 0,5 microM/L (alta stabilità), > 0,4 microM/L (media stabilità), > 0,3 microM/L (bassa stabilità); b) > 1,5 microg/L (alta stabilità), > 1,0 microg/L (media stabilità), > 0,6 microg/L (bassa stabilità); c) > 50% (alta stabilità), > 20% (media stabilità), > 5% (bassa stabilità); d) > 1 (alta stabilità), nessun bloom microalgale (media e bassa stabilità) 2) - a) < 70% o > 130%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche 2.8 Diffuse - attività minerarie	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 2) media annua valori pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde 4.2 Dighe, barriere e chiuse	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI (rileva effetti sulla qualità del sedimento e sulla qualità dell'acqua) • PREI (macrotipo 3 - bassa stabilità) • CARLIT (macrotipi A e B) • TRIX 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche	1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; c) % dominanza specie macroalgali litorali nitrofile ; d) % specie tolleranti macrobenthos	1) - a) > 0,5 microM/L (alta stabilità), > 0,4 microM/L (media stabilità), > 0,3 microM/L (bassa stabilità); b) > 1,5 microg/L (alta stabilità), > 1,0 microg/L (media stabilità), > 0,6 microg/L (bassa stabilità); c) > 50% (alta stabilità), > 20% (media stabilità), > 5% (bassa stabilità); d) > 75%
4.5 Altre alterazioni idromorfologiche				
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	<ul style="list-style-type: none"> • INDICE DI BIOMASSA FITOPLANCTONICA (clorofilla a) • M-AMBI (rileva effetti sulla qualità del sedimento e sulla qualità dell'acqua) • PREI (macrotipo 3 - bassa stabilità) • CARLIT (macrotipi A e B) 	1) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità	1) - a) % specie microalgali alloctone; b) % specie macroalgali alloctone; c) % specie macrobenthos alloctone; d) % specie ittiche alloctone	1) a) > 1; b) > 1; c) > 1; d) > 1
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante	<ul style="list-style-type: none"> • M-AMBI (rileva effetti sulla qualità del sedimento e sulla qualità dell'acqua) • PREI (macrotipo 3 - bassa stabilità) • CARLIT (macrotipi A e B) 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche 2) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità	1) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % area sfruttata dalle attività di pesca commerciale 2) % riduzione diversità specie autoctone	1) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) > 10 % 2) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona

<i>C.I. marino-costieri</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
5.3 Rifiuti/discardie abusive	<ul style="list-style-type: none"> •M-AMBI •TRIX •Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) •Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione 4) Inquinamento microbiologico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 2) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 3) media annua valori pH 4) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) < 70% o > 130%; 2) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 3) < 8 4) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota)	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento chimico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B non più autorizzate o utilizzate da decenni 	<ol style="list-style-type: none"> 1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Tabella 4.5 – Relazione pressioni-impatti-stato – CI transizione

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.1 Puntuali - scarichi urbani 1.2 Puntuali - sfioratori di piena 1.8 Puntuali - impianti di acquacoltura 2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura 2.9 Diffuse - impianti di acquacoltura/maricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto • AVS/LFe • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) • Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Inquinamento microbiologico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; c) % dominanza specie macroalgali opportuniste; d) n. bloom microalgali in un anno 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 4) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU) ; b) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; c) > 80% (in assenza di fanerogame), > 90% (in presenza di fanerogame); d) > 1 2) - a) < 60% o > 140%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)
1.3 Puntuali - impianti IED 1.4 Puntuali - impianti non IED	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto • AVS/LFe • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti, biota) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Temperature elevate 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 4) media annua valori pH 5) media annua °C 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU) ; b) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; 2) - a) < 60% o > 140%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) < 7,5 5) > 2% in più rispetto al valore tipico della singola acqua di transizione

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.5 Puntuali – siti contaminati/siti industriali abbandonati 1.6 Puntuali - discariche	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto • AVS/LFe • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti) • Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Acidificazione 5) Inquinamento microbiologico	1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 4) media annua valori pH 5) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli	1) - a) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU) ; b) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; 2) - a) < 60% o > 140%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 4) < 7,5 5) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)
1.7 Puntuali - acque di miniera	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti)	1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 2) media annua valori pH	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 7,5
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane 2.4 Diffuse - trasporti 2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti)	1) Inquinamento chimico	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
2.2 Diffuse - agricoltura	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto • AVS/LFe • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) media annuale valori Ptot; b) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; c) % dominanza specie macroalgali opportuniste; d) n. bloom microalgali in un anno 2) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 3) n riscontri annuo > LOQ per pesticidi delle tabelle 1/A, 1/B e 3/A 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU) ; b) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; c) > 80% (in assenza di fanerogame), > 90% (in presenza di fanerogame); d) > 1 2) - a) < 60% o > 140%; 3) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure
2.7 Diffuse - deposizioni atmosferiche 2.8 Diffuse - attività minerarie	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti)	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento chimico 2) Acidificazione 	<ol style="list-style-type: none"> 1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 2) media annua valori pH 	<ol style="list-style-type: none"> 1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 2) < 7,5
3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % riduzione biodiversità specie autoctone 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
3.5 Prelievi/diversioni - uso idroelettrico	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche	1) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % riduzione biodiversità specie autoctone	1) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona
4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde 4.2 Dighe, barriere e chiuse	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche	1) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % riduzione biodiversità specie autoctone; d) media annuale valori Ptot; e) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; f) % dominanza specie macroalgali opportuniste; g) n. bloom microalgali in un anno; h) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); i) % specie tolleranti macrobenthos	1) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona; d) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU); e) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; f) > 80% (in assenza di fanerogame), > 90% (in presenza di fanerogame); g) > 1; h) < 60% o > 140%; i) > 75%

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
4.3 Alterazione idrologica 4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS • DIN • P-PO4 • O2 disciolto 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche 2) Habitat alterati a seguito di alterazioni idrologiche	1/2) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % riduzione biodiversità specie autoctone; d) media annuale valori Ptot; e) media geometrica annuale dei valori di clorofilla "a" ; f) % dominanza specie macroalgali opportuniste; g) n. bloom microalgali in un anno; h) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); i) % specie tolleranti macrobenthos	1/2) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona; d) > 150 microg/L (per salinità < 30 PSU), 50 microg/L (per salinità > 30 PSU); e) > 10% in più rispetto alla concentrazione media tipica della singola acqua di transizione; f) > 80% (in assenza di fanerogame), > 90% (in presenza di fanerogame); g) > 1; h) < 60% o > 140%; i) > 75%
5.1 Introduzione di malattie e specie aliene	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS 	1) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità	1) - a) % specie microalgali alloctone; b) % specie macroalgali alloctone; c) % specie macrobenthos alloctone; d) % specie ittiche alloctone	1) a) > 1; b) > 1; c) > 1; d) > 1
5.2 Sfruttamento/rimozione di animali/piante	<ul style="list-style-type: none"> • E-MaQI • R-MaQI • M-AMBI • BITS 	1) Habitat alterati a seguito di alterazioni morfologiche 2) Altri impatti significativi: perdita di biodiversità	1) - a) % di habitat protetto rimosso o danneggiato; b) % riduzione delle popolazioni di specie protette; c) % area sfruttata dalle attività di pesca commerciale 2) % riduzione diversità specie autoctone	1) - a) nessun habitat protetto rimosso o danneggiato; b) nessuna riduzione delle popolazioni di specie protette; c) > 30 % 2) nessuna riduzione diversità specie autoctone rispetto allo storico per la zona

<i>C.I. di transizione</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
5.3 Rifiuti/discardie abusive	<ul style="list-style-type: none"> • M-AMBI • BITS • O2 disciolto • AVS/LFe • Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti) • Carica batterica di origine fecale (Enterococchi intestinali e Escherichia coli) 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 3) Acidificazione 4) Inquinamento microbiologico 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) % saturazione ossigeno disciolto (media annuale); 2) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B 3) media annua valori pH 4) n. superamenti limiti D.M. 30 marzo 2010 (balneazione) per Enterococchi intestinali e Escherichia coli 	<ol style="list-style-type: none"> 1) - a) < 60% o > 140%; 2) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure 3) < 7,5 4) nessun superamento limiti per Enterococchi intestinali e Escherichia coli (rispettivamente 200 e 500 UFC/100 ml)
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico	Conformità delle concentrazioni delle sostanze prioritarie ed altri inquinanti rispetto agli SQA (colonna d'acqua, sedimenti)	1) Inquinamento chimico	1) n riscontri annuo > LOQ per sostanze tabelle 1/A, 1/B, 2/A, 3/A e 3/B non più autorizzate o utilizzate da decenni	1) almeno una sostanza > 30% riscontri/n misure

Tabella 4.6 – Relazione pressioni-impatti-stato – CI sotterranei

<i>C.I. sotterranei</i>				
Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
1.5 Puntuali - siti contaminati/siti industriali abbandonati 1.6 Puntuali - discardie	<ul style="list-style-type: none"> • Stato chimico • Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	<ol style="list-style-type: none"> 1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico 	2) concentrazione media annua della somma di tutti i VOC rinvenuti; riscontri positivi per Nichel e Cromo VI e/o di altre sostanze ritenute correlate alla pressione	2) > 0; presenza valori >LOQ
1.7 Puntuali - acque di miniera	<ul style="list-style-type: none"> • Stato chimico • Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento chimico	1) riscontri positivi per sostanze ritenute correlate alla pressione	presenza valori >LOQ

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
2.1 Diffuse - dilavamento superfici urbane 2.5 Diffuse - siti contaminati/siti industriali abbandonati	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento chimico	1) concentrazione media annua della somma di tutti i VOC rinvenuti; riscontri positivi per Nichel e Cromo VI e/o di altre sostanze ritenute correlate alla pressione	1) > 0; presenza valori >LOQ
2.2 Diffuse - agricoltura	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico	1) media annua nitrati 3) concentrazione media annua somma pesticidi; riscontri positivi per sostanze ritenute correlate alla pressione	1) > 25 mg/L > 0; presenza valori >LOQ
2.6 Diffuse - scarichi non allacciati alla fognatura	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento da nutrienti 2) Inquinamento organico 3) Inquinamento chimico 4) Inquinamento microbiologico	1) media annua nitrati	1) > 25 mg/L
2.8 Diffuse - attività minerarie	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento chimico	1) riscontri positivi per sostanze ritenute correlate alla pressione	1) presenza valori >LOQ
3.1 Prelievi/diversioni - uso agricolo 3.2 Prelievi/diversioni - uso civile potabile 3.3 Prelievi/diversioni - uso industriale 3.4 Prelievi/diversioni - raffreddamento 3.6 Prelievi/diversioni - piscicoltura	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Stato quantitativo Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Intrusione salina o di altre sostanze per prelievi eccessivi 2) Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi	1) trend cloruri o di altre sostanze su almeno 10 anni 2) trend piezometrico su almeno 10 anni	1) trend > 0 di cloruri o di altre sostanze su più del 10% del GWB 2) valore medio <0 trend piezometrico su più del 10% del GWB
4.4 Perdita fisica totale o parziale del corpo idrico				
5.3 Rifiuti/discardie abusive	<ul style="list-style-type: none"> Stato chimico Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Inquinamento organico 2) Inquinamento chimico	2) riscontri positivi per sostanze ritenute correlate alla pressione	2) presenza valori >LOQ

Elenco tipologie pressione	Indicatori di stato	Impatti attesi	Indicatori di impatto	Soglie
6.1 Ricarica delle acque sotterranee	<ul style="list-style-type: none"> • Stato chimico • Stato quantitativo • Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 			
6.2 Alterazione del livello o del volume di falda	<ul style="list-style-type: none"> • Stato chimico • Stato quantitativo • Conformità delle concentrazioni delle sostanze agli SQA/VS 	1) Intrusione salina o di altre sostanze per prelievi eccessivi 2) Abbassamento dei livelli piezometrici per prelievi eccessivi	1) trend cloruri o di altre sostanze su almeno 10 anni 2) trend piezometrico su 10 anni	1) trend > 0 di cloruri o di altre sostanze su più del 10% del GWB 2) valore medio <0 trend piezometrico su più del 10% del GWB
9 Pressioni antropiche - inquinamento storico		1) Inquinamento chimico	1) riscontri positivi per sostanze non più autorizzate o utilizzate da decenni	1) presenza valori >LOQ

Nelle tabelle 4.2 e 4.3 è indicato l'Indice di contaminazione da pesticidi (ARPA Piemonte, 2010) del quale si riporta la modalità di calcolo:

L'indice sintetico prende in considerazione i seguenti fattori:

- frequenza di riscontri nell'anno (n° campioni con presenza di residui)
- concentrazione media annua della somma di sostanze attive riscontrate nei singoli campioni
- numero di sostanze attive riscontrate per punto (totale nell'anno)

Ai singoli fattori considerati e raggruppati in classi sono stati attribuiti i punteggi riportati in tabella 4.7.

Tabella 4.7 – Punteggi attribuiti a campioni con residui, medie annue e n° sostanze attive

Campioni/anno con residui	Punteggio	Medie annue somma (µg/L)	Punteggio	n° sostanze/punto	Punteggio
0	0	0	0	0	0
1 <> 5	1	0 <> 0.1	1	1 <> 5	1
5 <> 10	2	0.1 <> 1	2	5 <> 10	2
> 10	3	> 1	3	> 10	3

Viene definita anche una categorizzazione dell'indice sintetico basato sulla somma dei punteggi dei parametri considerati che permette di valutare l'entità del fenomeno di contaminazione delle acque superficiali da prodotti fitosanitari. La categorizzazione è riportata in tabella 4.8.

Tabella 4.8 – Sintesi delle categorie

Somma	Entità del fenomeno
0	non presente
3 - 4 - 5	basso
6 - 7	medio
8 - 9	alto

Per la valutazione dei trend per le acque sotterranee si farà riferimento alle Linee Guida “*Linee guida per la valutazione delle tendenze ascendenti e d’inversione degli inquinanti nelle acque sotterranee (DM 6 luglio 2016)*” (ISPRA, 161/2017).

Per le acque superficiali, la valutazione dei trend è da effettuarsi considerando almeno tutti i dati disponibili nei precedenti Piani di Gestione, in presenza di un numero significativo di annualità. Le valutazioni possono essere estese anche ad altri indicatori quali ad esempio la temperatura o il pH per quelle tipologie di pressione per le quali l'acidificazione e le temperature elevate possono essere rilevanti.

Per la valutazione dello stato degli habitat protetti si può fare riferimento anche a quanto indicato nelle Linee Guida ISPRA 142/2016 “*Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat.*”

Il calcolo degli indicatori di impatto avviene su base annuale (ad esclusione gli indicatori per i quali non è previsto il popolamento annuale quali ad esempio quelli derivanti dall'IQM). La valutazione complessiva avverrà su base triennale e/o sessennale nel caso del monitoraggio operativo. Ad esempio, un impatto si considererà presente con superamento delle soglie almeno in 2 anni su 3 dell'ultimo triennio.

Avendo a disposizione più annualità potrà essere utile anche valutare la stabilità dei risultati nel tempo in termini di numero di anni nei quali si ha il superamento delle soglie.

Con gli indicatori di Stato si verifica il raggiungimento degli obiettivi di qualità; con quelli di impatto si individuano più in dettaglio le cause del mancato raggiungimento; si verifica e si misura l'efficacia delle misure di risanamento, anche quando queste non determinano effetti che si traducono rapidamente in un cambio di classe di Stato Ecologico e/o Chimico. Inoltre è possibile evidenziare i fattori che invece potrebbero mettere a rischio il mantenimento dell'obiettivo raggiunto.

In questo quadro l'utilizzo di indicatori di impatto nella valutazione di rischio, consente anche di acquisire elementi utili per integrare la valutazione di impatti generati da pressioni che insistono nel bacino a monte del CI, in quanto la misura dell'impatto sul CI potrebbe evidenziare ad esempio la presenza di carico organico o di inquinamento chimico (contaminanti) veicolati da monte (in assenza di una specifica emissione diretta sul CI, ma presente invece nei CI a monte).

Nella valutazione integrata pressioni significative - impatti attesi - impatti riscontrati sul CI risulta di rilevante importanza la valutazione condotta attraverso gli "Indicatori cumulativi di pressione", in quanto forniscono una quantificazione, sia pure semplificata, di tutto quanto grava, in parte attenuato, sul CI e del quale gli impatti osservati sulle acque sono la risultante.

Nell'Analisi di Rischio, dalla valutazione integrata pressioni-stato possono derivare risultati discordanti:

- 1) stato "Buono" e una o più pressioni significative
- 2) stato "non buono" e nessuna pressione significativa.

In entrambi i casi gli indicatori di impatto possono essere di supporto nell'interpretare la discordanza e riorientare i programmi di monitoraggio e anche l'adozione o il mantenimento delle misure.

Nel caso 1 gli impatti generati dalle pressioni o non sono rilevati dalle metriche di classificazione, o la magnitudo della pressione non è ancora tale da generare alterazione dello stato o, seppur significativa, è prossima al valore soglia (borderline) o le soglie potrebbero risultare non adeguate. Se in questo caso, attraverso gli indicatori di impatto si evidenziano invece delle alterazioni, la discordanza risulterebbe in parte spiegata e verrebbero fornite indicazioni utili nell'eventualità si ritenesse opportuno introdurre misure per impedire il deterioramento dello stato e per operare la scelta della tipologia di monitoraggio (sospendere l'operativo e passare alla sorveglianza perché l'obiettivo è stato raggiunto, o mantenere un operativo).

Nel caso 2 le soglie di significatività potrebbero non essere adeguate o i dati a disposizione per popolare l'indicatore risultano particolarmente poco consistenti, o vi sono pressioni non note (i dati sono a volte lacunosi, incompleti, con scarsa copertura territoriale) o si tratta di situazioni in cui nessuna pressione risulta significativa, ma più di una è prossima alla soglia di significatività (anche per la significatività delle pressioni vale il "borderline" come per la classificazione dello stato) e quindi si verifica comunque un effetto cumulativo. In questi casi, la valutazione degli impatti potrebbe fornire utili indicazioni per comprendere le cause del mancato raggiungimento degli obiettivi e fornire argomentazioni tecniche per interpretare l'apparente discordanza.

L'analisi complessiva dei dati a scala regionale e distrettuale consente di avere gli elementi di valutazione adeguati per ritenere una soglia di significatività non adeguata, in particolar modo nel caso di indicatori per i quali le soglie proposte non sono state oggetto di sperimentazione su larga scala.

Il Distretto del fiume Po, per il Piano di Gestione 2015, ha sviluppato degli schemi per la valutazione del rischio che sono stati adeguati sulla base dell'approccio proposto.

A titolo esemplificativo, negli schemi in figura da 4.1 a 4.4 è illustrato l'approccio applicato alle acque superficiali e sotterranee.

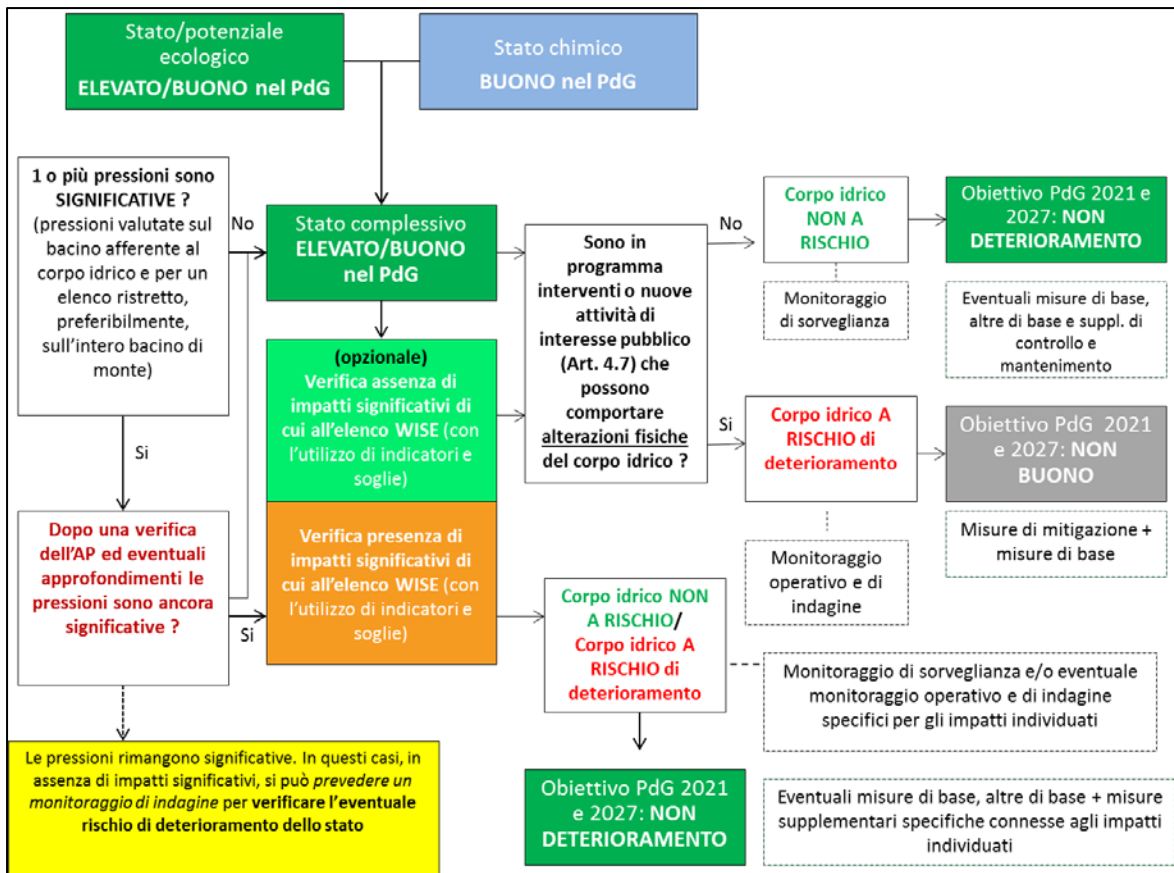


Figura 4.1 – Valutazione del rischio per i corpi idrici superficiali – stato attuale elevato/buono

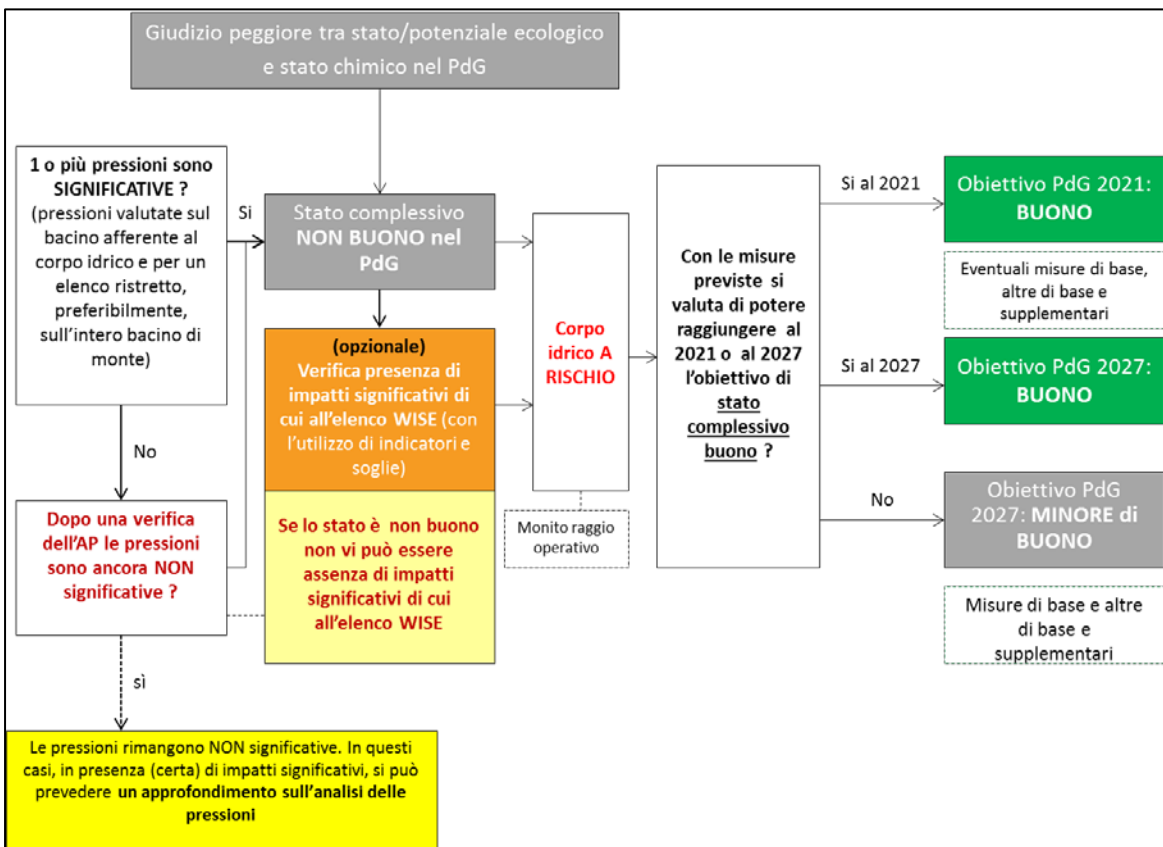


Figura 4.2 – Valutazione del rischio per i corpi idrici superficiali – stato attuale non buono

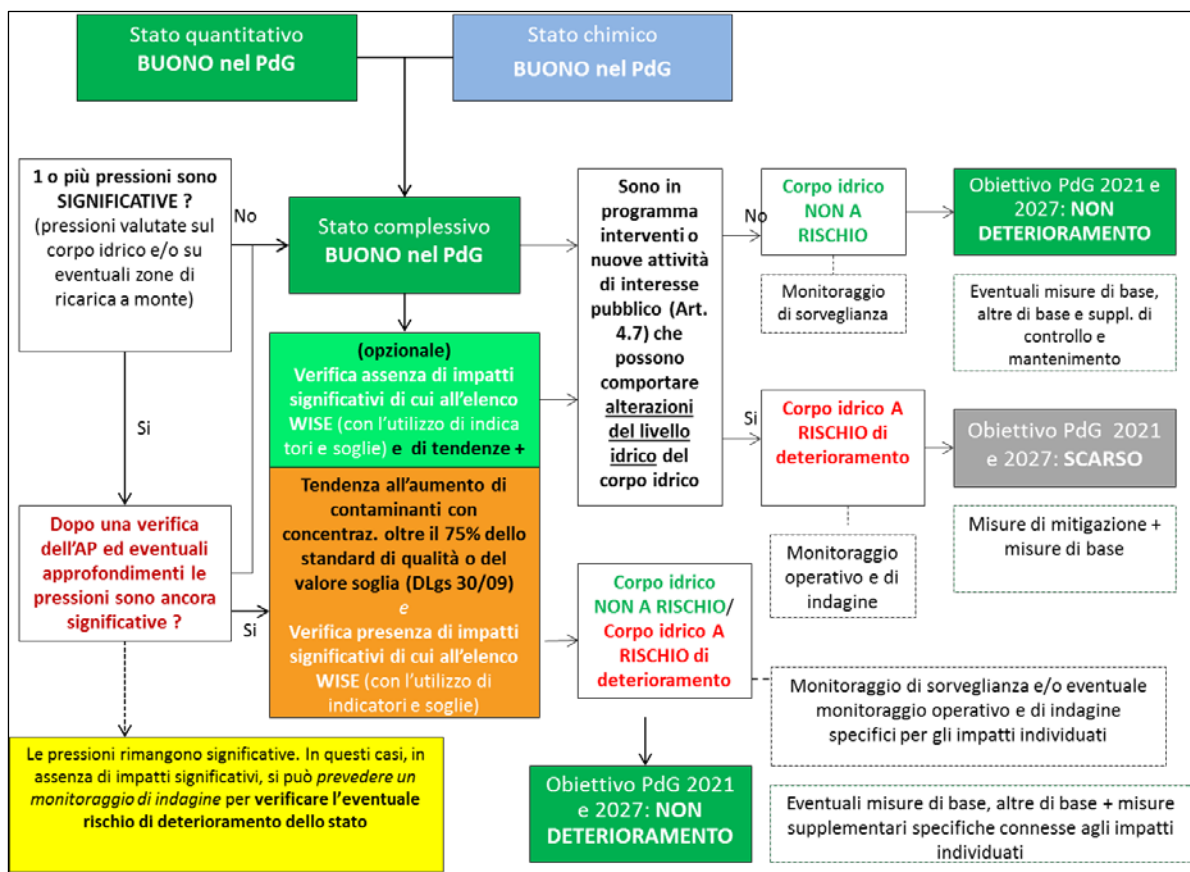


Figura 4.3 – Valutazione del rischio per i corpi idrici sotterranei – stato complessivo buono

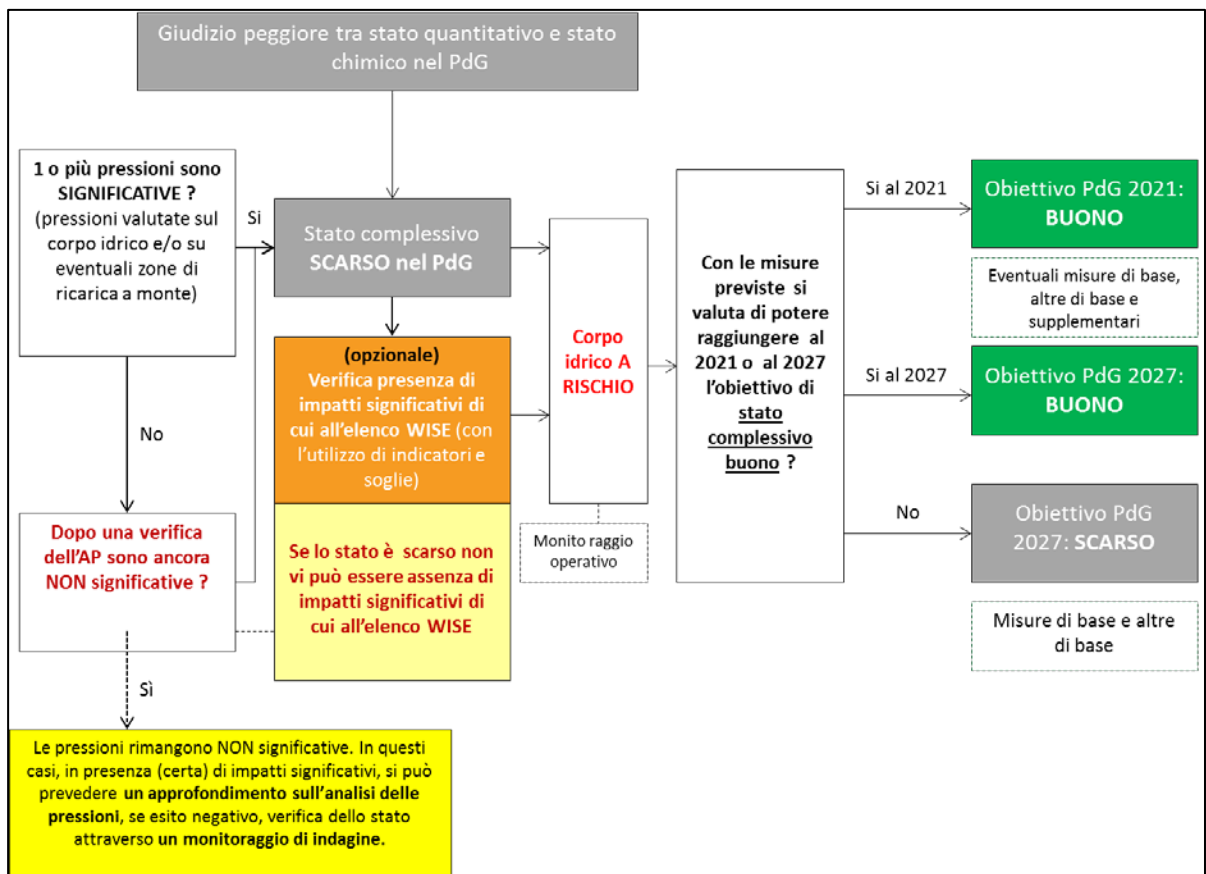


Figura 4.4 – Valutazione del rischio per i corpi idrici sotterranei – stato complessivo scarso

5 LIVELLO DI CONFIDENZA DELL'ANALISI DELLE PRESSIONI

La DQA prevede che venga definita “una stima del livello di fiducia e precisione dei risultati forniti dal programma di monitoraggio” al fine di valutare l’attendibilità della classificazione dello Stato Ecologico e dello Stato Chimico. Si tratta di valutare la probabilità che lo Stato di un CI corrisponda effettivamente alla classe attribuita e non sia invece sotto o sovrastimato.

Analogamente può essere utile associare un Livello di Confidenza all’Analisi delle Pressioni vista l’importanza che riveste nell’ambito della DQA.

Si tratta, in modo semplice, di considerare la robustezza del dato utilizzato in termini di completezza, copertura territoriale, livello di aggiornamento e anche la completezza dell’analisi, ossia il numero di tipologie di pressioni effettivamente considerate rispetto a quelle previste.

La *robustezza* del dato utilizzato per popolare l’indicatore di pressione può essere valutata considerando i seguenti aspetti:

- completezza dei dati utilizzati
- copertura territoriale
- livello di aggiornamento.

La *consistenza* dell’analisi può essere valutata considerando il numero di tipologie di pressione per le quali sono stati popolati indicatori e la tipologia di indicatore utilizzato, MAC o MBC, in termini di prevalenza, ad esempio.

Ad ogni tipologia di pressione, per ogni categoria di acqua, può essere attribuito il livello relativo alla robustezza secondo la matrice riportata nella tabella 5.1.

Tabella 5.1 - Robustezza

Elementi	Livello di Confidenza – robustezza	
	alto	bassa
Completezza dati	completo	parzialmente completo
Copertura territoriale	Regionale/distrettuale	parziale
Livello di aggiornamento	Ultimo triennio	Antecedente all'ultimo triennio

All’indicatore Robustezza è attribuita la classe alta se il 75% degli indicatori utilizzati ricade nel livello “alto”.

Tabella 5.2 - Consistenza

Elementi	Livello di Confidenza - consistenza	
	alto	bassa
Tipologie di pressione	Tutte le PC	Parzialmente le PC
Tipologia di indicatore	MAC	MAC e MBC o giudizio esperto

All’indicatore Consistenza è attribuita la classe alta se il 75% degli indicatori utilizzati ricade nel livello “alto” (il 75% sono indicatori MAC) e sono state analizzate tutte le pressioni PC.

Una volta valutate *robustezza* e *consistenza* viene definito il Livello di Confidenza complessivo attraverso l’aggregazione finale dei due criteri secondo lo schema riportato nella tabella 5.3.

Tabella 5.3 – Matrice per l’attribuzione del Livello di Confidenza

		Consistenza	
		alto	basso
Robustezza	alto	alto	medio
	basso	medio	basso

Il Livello di Confidenza è suddiviso in 3 classi: alta, media, bassa, corrispondenti a livelli decrescenti di affidabilità del risultato.

Il Livello di Confidenza è assegnato all'analisi delle pressioni nel suo complesso e pertanto è uguale per tutti i CI della Regione/Distretto.

6 BIBLIOGRAFIA

ARPA Piemonte - Attività ARPA nella gestione della rete di monitoraggio delle acque superficiali. Valutazioni e approfondimenti dei dati del monitoraggio regionale. Anno 2010 (per le modalità di calcolo dell'indice dei pesticidi).

<http://www.arpa.piemonte.gov.it/approfondimenti/temi-ambientali/acqua/acque-superficiali-corsi-dacqua/documentazione-e-dati/documentazione-e-dati-ambientali>

CIS Guidance document n. 3 - Analysis of Pressures and Impacts 2003

<https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>

CIS Guidance – WFD reporting guidance 2016

<https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp>

Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

Distretto Idrografico del Po - Piano di Gestione del Distretto Idrografico del fiume Po 2015-2021 - Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee. <http://pianoacque.adbpo.it/piano-di-gestione-2015/>

Distretto Idrografico del Po - Valutazione del rischio ambientale connesso alle derivazioni idriche in relazione agli obiettivi di qualità ambientale definiti dal Piano di gestione del Distretto idrografico Padano. <http://pianoacque.adbpo.it/direttiva>

Distretto Idrografico delle Alpi Orientali – Piano di Gestione delle Acque 2015-2021 – Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi. <http://www.alpiorientali.it/direttiva-2000-60/piano-di-gestione-delle-acque-2015-2021.html>

Deliberazione della Giunta Regionale 23 giugno 2015, n. 39-1625 - Standardizzazione e adeguamento al quadro normativo di riferimento (Direttiva 2000/60/CE - WFD) delle azioni per la tutela delle acque. Approvazione delle "Linee guida in merito alla omogeneizzazione delle modalità di esecuzione dei controlli sugli scarichi industriali e derivanti dai sistemi di collettamento e depurazione delle acque reflue urbane". REGIONE PIEMONTE BU29 23/07/2015

Linee guida ISPRA 71/2011- Definizione delle liste di priorità per i fitofarmaci nella progettazione del monitoraggio delle acque di cui al D.Lgs 152/2006 e s.m.i.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida>

Linee guida ISPRA 111/2014 – Metodi biologici per le acque superficiali interne.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida>

Linee guida ISPRA 116/2014 - Progettazione di reti e programmi di monitoraggio delle acque ai sensi del D.Lgs. 152/2006 e relativi decreti attuativi.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida>

Linee Guida ISPRA 142/2016 “Manuali per il monitoraggio di specie e habitat di interesse comunitario (Direttiva 92/43/CEE) in Italia: habitat.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida>

Linee guida ISPRA 161/2017 - Linee guida per la valutazione delle tendenze ascendenti e d'inversione degli inquinanti nelle acque sotterranee (DM 6 luglio 2016).

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida>

Regione Lombardia Programma di Tutela e di Uso delle Acque - Analisi pressioni e impatti. Dicembre 2016.

Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 della Commissione, del 13 luglio 2016, che adotta un elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/?uri=CELEX%3A32016R1141>



ISPRA
ARPA Piemonte
ARPA Valle d'Aosta
ARPA Liguria
ARPA Lombardia
ARPA Bolzano
ARPA Trento
ARPA Veneto
ARPA Friuli Venezia Giulia
ARPAE Emilia-Romagna
ARPA Toscana
ARPA Umbria
ARPA Marche
ARPA Lazio
ARTA Abruzzo
ARPA Molise
ARPA Campania
ARPA Puglia
ARPA Basilicata
ARPA Calabria
ARPA Sicilia
ARPA Sardegna




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.2 DELL'ELABORATO 2 ASPETTI GENERALI PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI NEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO

Versione	1
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 15 dicembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 17
Identificatore	PdGPo2021_All22_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC BY NC SA

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po





1. Introduzione

Per facilitare gli approfondimenti in merito ad alcuni aspetti tecnici della metodologia utilizzata per definire la significatività delle pressioni, nella tabella che segue si riportano le sole indicazioni generali già indicate nel PdG Po 2015 per ciascuna tipologia di pressione valutata, mantenute e/o aggiornate tenuto conto degli indicatori MAC e MBC indicati dalla LG SNPA a cui si rimanda per il dettaglio su di essi.



Tabella 1 Aspetti generali di riferimento per l'analisi della significatività delle pressioni nel distretto idrografico del fiume Po

I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
1. Pressioni puntuali	1.1 Puntuali – Scarichi urbani	<p>In mancanza di dati misurati, le portate scaricate sono stimate in base alla potenzialità (espressa in Abitanti Equivalenti) degli impianti di depurazione attraverso un fattore di conversione, pari a 1 A.E. = 250 l/giorno. Per il calcolo della portata complessiva scaricata sono considerati gli scarichi diretti nel corpo idrico e gli scarichi indiretti recapitanti in acque superficiali non tipizzate del bacino ad esso afferente, utilizzando la seguente formula: AE TOT: AE totali diretti su corpo idrico + (AE totali su bacino non recapitanti/2) Tutti i metodi di calcolo e gli attributi di caratterizzazione di questa pressione devono fare riferimento a quanto utilizzato per i questionari per la direttiva 271/91/CEE e dovranno essere espressamente dichiarati. In caso di disponibilità di informazioni specifiche relative gli scarichi, queste possono essere utilizzate per discriminare situazioni di incertezza in particolare se ricadenti nella classe 4. Per le fosse Imhoff e i piccoli depuratori (<500 AE) indipendentemente dalla loro localizzazione rispetto agli agglomerati:</p> <ul style="list-style-type: none"> - se è noto il punto di scarico andranno valutate come pressioni puntuali e la loro significatività è valutata su base giudizio esperto. - se invece i loro scarichi risultano difficili da localizzare, saranno considerati come rientranti nella pressione 2.6 (scarichi non allacciati alla fognatura), quindi tra le pressioni diffuse.
	1.2 Puntuali – Sforatori di piena	Qualora non siano disponibili i dati puntuali, questa pressione può essere valutata nell'ambito della tipologia "Diffusa - Altro" (cod. 2.10).
	1.3 Puntuali – Impianti IED	<p>Coincide con la <i>Pressione 1.4 Puntuale-Scarichi acque reflue industriali IPPC</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per questa tipologia di pressione occorre fare riferimento ai soli scarichi industriali recapitanti direttamente in corpo idrico e gli scarichi industriali indiretti recapitanti in acque superficiali non tipizzate del bacino ad esso afferente. Devono anche essere considerati anche gli scarichi da allevamenti agricoli e zootecnici se rientranti tra gli impianti IPPC. Per la portata del corpo idrico si rimanda a quanto riportato per la pressione 1.1. In mancanza di dati misurati delle portate scaricate, è utilizzata una procedura di calcolo basata sul numero di addetti, la tipologia di attività e i dati effettivi delle portate delle tipologie analoghe (vedi tabella 1) oppure in base alle portate autorizzate, in assenza di quelle effettive (siano misurate o stimate). Per gli scarichi indiretti le portate scaricate sono divise per due, come definito anche per gli scarichi urbani.</p>
	1.4 Puntuali – Impianti non IED	<p>Coincide con la <i>Pressione 1.4 Puntuale-Scarichi acque reflue industriali NON IPPC</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per questa tipologia di pressione occorre fare riferimento ai soli scarichi industriali recapitanti direttamente in corpo idrico e gli scarichi industriali indiretti recapitanti in acque superficiali non tipizzate del bacino ad esso</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>afferente. Sono stati considerati anche gli scarichi da allevamenti agricoli e zootecnici, se rientranti tra gli impianti non IPPC</p> <p>Per la portata del corpo idrico si rimanda a quanto riportato per la pressione 1.1. In mancanza di dati misurati delle portate scaricate, è utilizzata una procedura di calcolo basata sul numero di addetti, la tipologia di attività e i dati effettivi delle portate delle tipologie analoghe (vedi tabella in Allegato1), oppure sulla base delle portate autorizzate, in assenza di quelle effettive (siano misurate o stimate).</p> <p>Per gli scarichi indiretti le portate scaricate sono divise per due, come definito anche per gli scarichi urbani.</p>
	<p>1.5 Puntuali – Siti contaminati/siti industriali abbandonati</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 1.5 Puntuali – Siti contaminati, potenzialmente contaminati e siti produttivi abbandonati</i> del PdG Po 2015</p> <p>I siti contaminati, potenzialmente contaminati e produttivi abbandonati sono da considerarsi nella tipologia delle pressioni puntuali, qualora siano fonte di contaminazione diretta per il corpo idrico superficiale considerato e all'interno di un buffer ad una distanza minima dal corpo idrico.</p>
	<p>1.6 Puntuali – Discariche</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 1.6 Puntuali – Siti per lo smaltimento dei rifiuti</i> del PdG Po 2015</p> <p>La presenza di un sito per lo smaltimento dei rifiuti (discariche) costituisce una pressione significativa potenziale qualora sia fonte di contaminazione diretta per il corpo idrico superficiale considerato e all'interno di un buffer ad una distanza minima dal corpo idrico di circa 500 m.</p>
	<p>1.8 Puntuali – Impianti di acquacoltura</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 1.8 Puntuali – Acquacoltura</i> del PdG Po 2015</p>
	<p>1.9.1 Puntuali – Altro: Rilascio dei sedimenti a valle delle dighe (RW) 1.9.2 Puntuali – Altro: scarico delle idrovore per le bonifiche dei terreni (TW) 1.9.3 Puntuali – Serbatoi interrati (GW) 1.9.4 Puntuali – Porti 1.9.x Puntuali – Altro da definire</p>	<p>Comprende le pressioni al terzo livello del PdG Po 2015.</p> <p>Per 1.9.1, le informazioni richiamate dovrebbero essere disponibili per tutte le grandi dighe (assoggettate alla presentazione del progetto di gestione entro il 31/12/2012 dal DL “Salva Italia”) e per le piccole dighe per le quali è stato redatto un progetto di gestione (per il combinato disposto delle norme statali non vi è, ad oggi, una scadenza perentoria per la presentazione di questi progetti, che possono essere redatti nel caso in cui debba essere effettuata un’operazione di svasso, sfangamento o spurgo dell’invaso artificiale.)</p> <p>In aggiunta a quelle indicate, si propone di inserire in altre pressioni le pressioni che possono diventare oggetto di monitoraggi di indagine e che non si ritengono classificabili nelle pressioni già elencate.</p>
<p>2. Pressioni diffuse</p>	<p>2.1 Diffuse – Dilavamento superfici urbane</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 2.1 Diffuse – Dilavamento urbano (run off)</i> del PdG Po 2015</p> <p>L’individuazione delle superfici ad uso urbano e industriale è effettuata sulla base della carta di uso del suolo Corine Land Cover nella versione più aggiornata e, in particolare, isolando le seguenti classi:</p> <ul style="list-style-type: none"> - <i>Urban fabric / Zone urbanizzate di tipo residenziale,</i>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
	2.2 Diffuse - Agricoltura	<p>- <i>Industrial, commercial and transport units / Zone industriali, commerciali ed infrastrutturali</i></p> <p>Coincide con la <i>Pressione 2.2 Diffuse – Dilavamento terreni agricoli (Agricoltura)</i> del PdG Po 2015</p> <p>L'individuazione delle superfici ad uso agricolo è effettuata sulla base della carta di uso del suolo Corine Land Cover più aggiornata, e in particolare isolando le seguenti classi:</p> <ul style="list-style-type: none"> - 2.1. <i>Arable land / Seminativi</i> - 2.2. <i>Permanent crops / Colture permanenti.</i> <p>L'indicatore SURPLUS di AZOTO è costruito calcolando il carico ettariale di azoto apportato al terreno con la concimazione organica e minerale e che eccede le asportazioni effettuate attraverso il raccolto. Tale carico è stimato con riferimento al bacino idrografico afferente al singolo corpo idrico. Per il metodo di calcolo dell'indicatore si rimanda all'Allegato 2.3 del presente Elaborato 2.</p>
	2.4 Diffuse – Trasporti	<p>Coincide con la <i>Pressione 2.4 Diffuse – Trasporti e infrastrutture</i> del PdG Po 2015</p> <p><i>Per questa tipologia di pressione e per tutte le tipologie di corpo idrici sono stati anche valutati i porti, gli aeroporti e le ferrovie. In tal caso la potenziale significatività è stata assegnata attraverso il giudizio esperto adeguatamente motivato.</i></p>
	2.5 Diffuse – Siti contaminati/siti industriali abbandonati	<p><i>Prese in esame tra le sorgenti puntuali</i></p>
	2.6 Diffuse - Scarichi non allacciati alla fognatura	<p>La significatività si basa sui dati ISTAT 2011 e sull'identificazione degli agglomerati, definiti ai sensi della Direttiva 91/271/CEE quali unità fondamentali di riferimento per il collettamento delle acque reflue. In alternativa ai dati aggiornati saranno utilizzati i dati delle medesime fonti più recenti a disposizione. Incrociando la mappa delle sezioni censuarie ISTAT con la mappa degli agglomerati sono identificate le aree completamente collettate e le aree non collettate, e ricavata per ciascuna una stima della popolazione residente.</p> <p>Si assume che tutta la popolazione comunale residente nelle aree comprese in agglomerato sia allacciata a fognatura, mentre la popolazione residente nelle aree esterne all'agglomerato sia priva di allacciamento. Per le fosse Imhoff e i piccoli depuratori (<500 AE) indipendentemente dalla loro localizzazione rispetto agli agglomerati:</p> <ul style="list-style-type: none"> - se è noto il punto di scarico sono valutate come pressioni puntuali (Cod. 1.1) e la loro significatività è valutata su base giudizio esperto - se invece i loro scarichi risultano difficili da localizzare, sono considerati sotto questa pressione diffusa. <p>In base alla geometria dei bacini afferenti ai corpi idrici superficiali e alle porzioni di aree non allacciate comprese, è stimato, per ciascun bacino, il totale della popolazione residente non allacciata.</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		Il carico ettariale (derivante dalla popolazione non allacciata) associato a ciascun bacino è stato stimato applicando un fattore di conversione pari a 4,7 kgN/anno per abitante e dividendo il carico risultante per la superficie del bacino.
	2.7 Diffuse – Deposizioni atmosferiche	Non si ritiene determinante per gli apporti delle sostanze eutrofizzanti alle acque superficiali, che provengono principalmente da altre tipologie di pressioni puntuali e diffuse, ritenute responsabili del mancato raggiungimento dell’obiettivo ambientale fissato. Per questa tipologia di pressione si segnala la difficoltà di reperire dati pertinenti alla scala di corpo idrico ai fini della DQA. Per tenere conto del richiamo della Commissione effettuato con l’Eu Pilot si fornirà nella versione finale del PdG Po 2021 una sintesi delle migliori conoscenze su questo fattore di inquinamento partendo da pubblicazioni di ISPRA e dalle ricerche disponibili per l’inquinamento atmosferico.
	2.9 Diffuse – Impianti di acquacoltura	Coincide con la <i>Pressione 2.9 Diffuse – Acquacoltura</i> del PdG Po 2015
	2.10 Diffuse - Altre pressioni: Sforatori di piena	Nel PdG Po 2015 questa tipologia di pressione è stata presa in esame per gli sfioratori di piena qualora non fossero stati reperiti i dati per la valutazione tra le sorgenti puntuali. Nel caso siano da inserire la significatività potenziale è valutata in funzione della dimensione dell’agglomerato sotteso e dalle caratteristiche idrologiche del corpo idrico recettore.
3. Prelievi idrici <i>(includendo anche le diversioni di portata)</i>	3.1 Prelievi/Diversioni – Uso agricolo	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.1 Prelievi/Diversione di portata- Agricoltura</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per i corpi idrici fluviali, in caso di mancanza del dato di portata media mensile naturalizzata, ci si può riferire ad un valore di portata media naturalizzata stagionale.</p> <p>La PORTATA MASSIMA DERIVABILE è la somma delle portate massime derivabili, come deducibili dai disciplinari di tutte le concessioni di prelievo sul corpo idrico considerato (grandi derivazioni, piccole derivazioni) per il periodo in esame.</p> <p>Gli attingimenti e i prelievi discontinui o turnati non si considerano.</p> <p>Ai fini della significatività si considerano, convenzionalmente, discontinui i prelievi irrigui di portata massima inferiore a 50 l/s dei quali deve comunque essere indicato il numero e stimata l’incidenza in relazione alla loro numerosità e al tipo di scorrimento del corpo idrico (piccolo e medio piccolo).</p> <p>E’ preso a riferimento il valore dell’indicatore per la stagione irrigua (aprile-settembre) e/o il periodo considerato più critico nell’anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l’area idrografica del corpo idrico.</p> <p>Ove se ne valuti l’opportunità, (ad es. nel caso di pressioni significative sui corpi idrici collocati gerarchicamente a monte) possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo “prelievo” potenzialmente significativa,...) , adeguatamente motivati.</p> <p>Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali.</p>
	<p>3.2 Prelievi/Diversioni – Uso civile potabile</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.2 Prelievi/Diversione di portata – Civile (uso potabile)</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per i corpi idrici fluviali, in caso di mancanza del dato di portata media mensile naturalizzata, ci si può riferire ad un valore di portata media naturalizzata stagionale.</p> <p>La PORTATA MASSIMA DERIVABILE è la somma delle portate massime derivabili, come deducibili dai disciplinari di tutte le concessioni di prelievo sul corpo idrico considerato (grandi derivazioni, piccole derivazioni) per il periodo in esame.</p> <p>Gli attingimenti e prelievi discontinui o turnati non si considerano. Ai fini della significatività si considerano, convenzionalmente, discontinui i prelievi irrigui di portata massima inferiore a 50 l/s dei quali deve comunque essere indicato il numero e stimata l'incidenza in relazione alla loro numerosità e al tipo di scorrimento del corpo idrico (piccolo e medio piccolo).</p> <p>E' preso a riferimento il valore dell'indicatore per la stagione coincidente con quella irrigua (aprile-settembre), per garantire lo stesso periodo temporale per tutte le pressioni, e/o il e periodo considerato più critico nell'anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l'area idrografica del corpo idrico.</p> <p>Ove se ne valuti l'opportunità, possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo "prelievo" potenzialmente significativa) , adeguatamente motivati.</p> <p>Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali..</p>
	<p>3.3 Prelievi/Diversioni – Uso industriale</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.3 Prelievi/Diversione di portata – Industria</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per i corpi idrici fluviali, in caso di mancanza del dato di portata media mensile naturalizzata, ci si può riferire ad un valore di portata media naturalizzata stagionale.</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>La PORTATA MASSIMA DERIVABILE è la somma delle portate massime derivabili, come deducibili dai disciplinari di tutte le concessioni di prelievo sul corpo idrico considerato (grandi derivazioni, piccole derivazioni) per il periodo in esame.</p> <p>Gli attingimenti e prelievi discontinui o turnati non si considerano. Ai fini della significatività si considerano, convenzionalmente, discontinui i prelievi irrigui di portata massima inferiore a 50 l/s dei quali deve comunque essere indicato il numero e stimata l'incidenza in relazione alla loro numerosità e al tipo di scorrimento del corpo idrico (piccolo e medio piccolo).</p> <p>E' preso a riferimento il valore dell'indicatore per la stagione coincidente con quella irrigua (aprile-settembre), per garantire lo stesso periodo temporale per tutte le pressioni, e/o il e periodo considerato più critico nell'anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l'area idrografica del corpo idrico.</p> <p>Ove se ne valuti l'opportunità, possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo "prelievo" potenzialmente significativa) , adeguatamente motivati.</p> <p>Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali..</p>
	<p>3.4 Prelievi/Diversioni – Raffreddamento</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.4 Prelievi/Diversione di portata – Acque per raffreddamento (termoelettrico)</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per i corpi idrici fluviali, in caso di mancanza del dato di portata media mensile naturalizzata, ci si può riferire ad un valore di portata media naturalizzata stagionale.</p> <p>La PORTATA MASSIMA DERIVABILE è la somma delle portate massime derivabili, come deducibili dai disciplinari di tutte le concessioni di prelievo sul corpo idrico considerato (grandi derivazioni, piccole derivazioni) per il periodo in esame.</p> <p>Gli attingimenti e prelievi discontinui o turnati non si considerano. Ai fini della significatività si considerano, convenzionalmente, discontinui i prelievi irrigui di portata massima inferiore a 50 l/s dei quali deve comunque essere indicato il numero e stimata l'incidenza in relazione alla loro numerosità e al tipo di scorrimento del corpo idrico (piccolo e medio piccolo).</p> <p>E' preso a riferimento il valore dell'indicatore per la stagione coincidente con quella irrigua (aprile-settembre), per garantire lo stesso periodo temporale per tutte le pressioni, e/o il e periodo considerato più critico nell'anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l'area idrografica del corpo idrico.</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>Ove se ne valuti l'opportunità, possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo "prelievo" potenzialmente significativa) , adeguatamente motivati. Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali..</p>
	<p>3.5 Prelievi/Diversioni – Uso idroelettrico</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.6.1 Prelievi/Diversione di portata – Idroelettrico</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per questa pressione si valutano i soli usi idroelettrici che comportano la sottrazione significativa di acqua dal corpo idrico per estesi tratti. Gli aspetti inerenti le alterazioni morfologiche causate dagli impianti idroelettrici sono valutati, invece, nella tipologia di pressione di livello 4. Non è quindi applicabile ad impianti ad acqua fluente dal momento che si ritiene che essi non determinino sottrazione di acqua dell'alveo naturale, ma garantiscano la restituzione subito a valle del salto di quanto prelevato. E' preso a riferimento il valore dell'indicatore per la stagione coincidente con quella irrigua (aprile-settembre) per garantire lo stesso periodo temporale per tutte le pressioni, e/o il e periodo considerato più critico nell'anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l'area idrografica del corpo idrico. Ove se ne valuti l'opportunità, possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo "prelievo" potenzialmente significativa) , adeguatamente motivati. Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali..</p>
	<p>3.6 Prelievi/Diversioni – Piscicoltura</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione 3.5 Prelievi/Diversione di portata – Piscicoltura</i> del PdG Po 2015</p> <p>Per i corpi idrici fluviali, in caso di mancanza del dato di portata media mensile naturalizzata, ci si può riferire ad</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>un valore di portata media naturalizzata stagionale.</p> <p>La PORTATA MASSIMA DERIVABILE è la somma delle portate massime derivabili, come deducibili dai disciplinari di tutte le concessioni di prelievo sul corpo idrico considerato (grandi derivazioni, piccole derivazioni) per il periodo in esame.</p> <p>Gli attingimenti e prelievi discontinui o turnati non si considerano. Ai fini della significatività si considerano, convenzionalmente, discontinui i prelievi irrigui di portata massima inferiore a 50 l/s dei quali deve comunque essere indicato il numero e stimata l'incidenza in relazione alla loro numerosità e al tipo di scorrimento del corpo idrico (piccolo e medio piccolo).</p> <p>E' preso a riferimento il valore dell'indicatore per la stagione coincidente con quella irrigua (aprile-settembre), per garantire lo stesso periodo temporale per tutte le pressioni, e/o il e periodo considerato più critico nell'anno, da motivare sulla base delle condizioni meteorologiche che caratterizzano l'area idrografica del corpo idrico.</p> <p>Ove se ne valuti l'opportunità, possono essere definiti significativi prelievi con criteri diversi più restrittivi (es: considerare qualsiasi pressione di tipo "prelievo" potenzialmente significativa) , adeguatamente motivati.</p> <p>Le valutazioni condotte sulle portate concesse, qualora il dato esista e sia ritenuto attendibile e documentabile, possono essere affiancate da altre valutazioni effettuate ad esempio sulla base delle portate medie effettivamente derivate oppure delle stime per definire il bilancio idrico.</p> <p>Per i corpi idrici lacuali si considerano solo i corpi idrici naturali e fortemente modificati, e si escludono dall'analisi i corpi idrici artificiali.</p> <p>Per tutto quanto non specificato possono valere le indicazioni fornite per i corpi idrici fluviali.</p>
	3.7 Prelievi/Diversioni – Altri usi	Nel PdG Po 2015 questo livello di pressione è stato utilizzato con la codifica 3..6.2 Prelievi/Diversione di portata - Altro geotermico
	3 – Indicatore cumulativo di prelievo	<p>Oltre alla significatività per corpo idrico è richiesto una valutazione della significatività complessiva di tutti i prelievi che insistono su uno stesso corpo idrico attraverso l'utilizzo degli indicatori cumulativi di prelievo a scala di bacino afferente e a scala di bacino totale. Sono previsti due indicatori da utilizzarsi in modo integrato e non alternativo.</p> <p>Corpi idrici FLUVIALI</p> <p>INDICATORE 1 (indicatore SOMMA): per tutti i corpi idrici, alla scala di bacino afferente, sono sommati gli indicatori di pressione calcolati per i diversi tipi di prelievo (CFR tabelle precedenti), senza distinzione tra gli usi,.</p> <p>Se l'indicatore somma supera le soglie di significatività indicate la pressione è considerata potenzialmente significativa.</p> <p>INDICATORE 2 (indicatore PBI): per tutti i corpi idrici che sono a valle di altri corpi idrici, alla scala di bacino</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>totale del corpo idrico, due possibilità:</p> <p>a) usare indicatore 1 calcolato sul bacino totale del corpo idrico (WEI+): Se l'indicatore PBIa supera le soglie di significatività indicate la pressione è considerata potenzialmente significativa.</p> <p>b) calcolare il rapporto tra portata media annua REALE (Qreale) e portata media annua NATURALIZZATA (Qnat) del corpo idrico: se $Qnat \geq 2Qreale$ allora la pressione prelievi è potenzialmente significativa</p> <p>Corpi idrici LACUALI</p> <p>INDICATORE 1 (indicatore SOMMA): per tutti i corpi idrici, alla scala di bacino afferente, sono sommati gli indicatori di pressione calcolati per i diversi tipi di prelievo (CFR tabelle precedenti), senza distinzione tra gli usi,. Se l'indicatore somma supera le soglie di significatività indicate la pressione è considerata potenzialmente significativa.</p> <p>INDICATORE 2 (indicatore PBI): per i corpi idrici lacuali con corpi idrici immissari a monte, utilizzare indicatore 1 calcolato sul bacino totale del corpo idrico (WEI+): Se l'indicatore PBI supera le soglie di significatività indicate la pressione è considerata potenzialmente significativa.</p> <p>Corpi idrici di TRANSIZIONE</p> <p>La potenziale significatività è assegnata attraverso giudizio esperto adeguatamente motivato.</p> <p>Corpi idrici ACQUE SOTTERRANEE</p> <p>L'indicatore per queste pressioni è dato dal rapporto tra il VOLUME MEDIO prelevato/prelevabile annualmente per tutti gli usi e la SUPERFICIE UTILE del corpo idrico.</p> <p>Se l'acquifero è libero/freatico, la SUPERFICIE UTILE coincide con la superficie del corpo idrico; se l'acquifero risulta confinato, la SUPERFICIE UTILE è assunta pari al 10-20% della superficie del corpo idrico</p> <p>La pressione è valutata come potenzialmente significativa:</p> <ul style="list-style-type: none"> - se il rapporto tra rapporto tra il VOLUME MEDIO prelevato/prelevabile annualmente per tutti gli usi e la SUPERFICIE UTILE del corpo idrico è \geq (maggiore o uguale) $0,015 \text{ Mm}^3/\text{km}^2$ <p>In generale, si dovrà utilizzare il dato più attendibile/robusto, sia per quanto riguarda le modalità di individuazione dei volumi prelevati (dato di concessione, misurato, stimato), sia per quanto riguarda il periodo sulla cui base valutare i prelievi effettivi (nel caso di prelievi misurati), indicando le scelte fatte.</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021		Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
4. Alterazioni idromorfologiche <i>Si ritiene necessario utilizzare le migliori conoscenze attualmente a disposizione e quindi i dati derivanti dall'IQM dove disponibile; negli altri casi si procederà come già fatto per il Piano precedente</i>	4.1 Alterazione fisica dei canali/alveo/fascia riparia/sponde del canale/letto del corpo idrico	4.1.1 Alterazioni morfologiche -Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Difesa dalle alluvioni	Le pressioni appartenenti a questa tipologia, indipendentemente dal determinante che le può avere generate, sono riferibili a modificazioni dell'alveo riconducibili sia a opere trasversali sia opere longitudinali; è stato, quindi, individuato un criterio che tiene conto di entrambi questi aspetti.
		4.1.2 Alterazioni morfologiche -Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Agricoltura	Per tutti i corpi idrici, in questa tipologia di pressione possono rientrare anche tutti gli interventi di dragaggio per cui la significatività è valutata in funzione dell'estensione del tratto sottoposto a dragaggio periodico e della frequenza con cui avvengono questi interventi, oltre che attraverso il giudizio esperto adeguatamente motivato
		4.1.3 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico - Navigazione	Relativamente ai fiumi, per questa tipologia di pressione non si considerano le opere trasversali di maggiori dimensioni che sono valutate invece nella pressione 4.2; invece sono valutate le briglie di piccole dimensioni che non sono qualificate come barriere e chiuse. Come criterio di distinzione tra le due tipologie di pressione 4.1 e 4.2 si è assunto di inserire in questa pressione tutte le opere trasversali che non comportino alterazioni del trasporto solido a valle e, quindi, non costituiscano interruzioni continue della continuità longitudinale delle portate solide.
		4.1.4 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Altro	In accordo con quanto previsto dal PdG Po 2015, in questo tipo di pressione rientrano le opere di alterazione del substrato (es. rivestimenti di fondo permeabili o impermeabili) oppure in coerenza con le LG SNPA l'estrazione inerti.
		4.1.5 Alterazioni morfologiche - Alterazioni fisiche del canale/letto del corpo idrico – Non conosciute o obsolete	
	4.2 Dighe, barriere e chiuse	4.2.1 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Idroelettrico	Indipendentemente dal determinante che le può avere generate, in alcuni casi (fiumi) la presenza di un elemento caratterizzante ciascuna di tali tipologie di pressione è condizione per assumere quella pressione potenzialmente significativa per i corpi idrici interessati.
		4.2.2 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Difesa dalle inondazioni	Per questa tipologia di pressione si considerano le opere trasversali di maggiori dimensioni che non sono state valutate nella pressione 4.1. Come criterio grossolano di distinzione per i fiumi si propone di inserire in questa pressione tutte le opere trasversali che possono comportare alterazioni del trasporto solido a valle e/o fenomeni di rigurgito a monte.
		4.2.3 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Acqua potabile	Nel caso in cui sia presente una diga che origina a monte un corpo idrico “invaso artificiale”, tale sbarramento è valutato come elemento di pressione per il corpo idrico “fiume” di valle.
4.2.4 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse – Agricoltura: irrigazione		A prescindere che l'invaso sia artificiale o fortemente modificato (reservoir, dovuto allo sbarramento di un fiume) non si applicano gli indicatori/le soglie.	



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021		Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		4.2.5 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Usi ricreativi 4.2.6 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Industria 4.2.7 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Navigazione 4.2.8 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Altro	
	4.3 Alterazioni idrologiche	4.2.9 Alterazioni morfologiche - Dighe, barriere e chiuse - Non conosciute o obsolete 4.3.1 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Agricoltura 4.3.2 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Trasporti 4.3.3 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Idroelettrico 4.3.4 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Pubblica fornitura 4.3.5 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Agrucoltura	<p>Indipendentemente dal determinante che le può avere generate, i fenomeni di hydropeaking sono significativi per gli impianti senza adeguati bacini di demodulazione a valle delle centrali di produzione, associati a:</p> <ul style="list-style-type: none"> - invasi di capacità superiore a 100 mila mc; - con bacino di accumulo avente volume in grado di consentire il funzionamento della centrale alla portata massima di concessione per almeno due ore consecutive. <p>Si ritiene che la valutazione di questo fattore sia pertinente ai soli impianti con invaso o con bacino di accumulo come sopra definito destinati in via primaria alla produzione di energia idroelettrica il cui funzionamento è governato dalla borsa elettrica.</p> <p>La significatività di questa pressione è definita sulla base del giudizio esperto adeguatamente motivato e in funzione dei parametri sopraindicati.</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021		Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		4.3.6 Alterazioni idrologiche - Diversione della portata	<p>Per diversivo si intende un canale artificiale destinato a derivare permanentemente una frazione della portata dell'alveo naturale di un corpo idrico superficiale e quindi dotato di portata continua. Si differenzia dallo scolmatore che invece è concepito per derivare ed allontanare verso opportuni recapiti una parte delle acque di piena od eventualmente di morbida, ma nei periodi di magra è normalmente e appositamente mantenuto privo di acqua.</p> <p>In questa tipologia di pressione si prendono in esame solo i diversivi a cui NON sono associati usi che possono invece essere qualificati come prelievi/trasferimenti di acqua per soddisfare determinati fabbisogni antropici. Ad esempio, i trasferimenti (diversivi) di acqua realizzati per scopi idroelettrici non sono valutati in questa tipologia di pressione, ma sono valutati nella pressione 3.6 Prelievi per usi idroelettrici.</p> <p>In ragione delle finalità dell'attività, ossia identificare le pressioni significative, si ritiene che la presenza di un diversivo possa essere comunque di interesse; infatti, questo tipo di manufatto ha la caratteristica di agire costantemente sul regime idrologico del corpo idrico determinando potenziali effetti significativi sui corpi idrici interessati; al contrario degli altri manufatti descritti, che entrando in funzione solo per specifici regimi idrologici, determinano effetti sporadici circoscritti all'arco temporale sul corso d'acqua per il quale sono stati progettati. Dal momento che l'acqua del diversivo potrebbe essere restituita in un altro corpo idrico di valle o di un altro sottobacino, in alcuni casi la presenza di tale tipologia di pressione è condizione per assumere quella pressione potenzialmente significativa non solo per il corpo idrico a cui sottrarre acqua, ma anche per il corpo idrico recettore.</p>
		4.3.7 Alterazioni idrologiche - Alterazioni del livello idrico o del volume - Altro	
	4.4 Alterazioni morfologiche - Perdita fisica totale o in parte del corpo idrico		<p>In alcuni casi la presenza di tale tipologia di pressione è condizione per assumere quella pressione potenzialmente significativa per il corpo idrico interessato.</p> <p>Questa tipologia di pressione può avvenire anche per interventi di difesa idraulica.</p> <p>Si segnala in particolare che nel caso di diversioni sul reticolo secondario, per usi urbani (passaggio di una strada, costruzione di un parcheggio) o di difesa idraulica, si osserva la perdita completa di tratti di corpi idrici, fenomeni comuni in zone ad alta densità urbanistica.</p>
	4.5 Altre alterazioni idromorfologiche	4.5.1 Alterazioni morfologiche - Altro- Modifiche della zona riparia/piana alluvionale/litorale dei corpi idrici	<p>Ai fini della definizione della significatività di questa pressione si fa riferimento al sistema di valutazione IDRAIM (ISPRA, 2011). Per i corsi d'acqua la zona riparia è assimilabile alla fascia perifluviale di IDRAIM ed è intesa come fascia di territorio localizzata topograficamente a lato del corpo idrico. Essa comprende al suo interno l'ecotono tra alveo e territorio circostante, si estende anche oltre la zona occupata dalle formazioni riparie e dove si rinvengono formazioni tipiche del territorio circostante.</p> <p>Le modifiche da valutare riguardano le interruzioni alla connettività / frammentazione degli ecosistemi e sono quelle che possono comportare variazione di ampiezza ed estensione lineare della vegetazione ripariale e delle</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
		<p>piane alluvionali dei corpi idrici. Per il dettaglio degli indicatori si rimanda a quanto indicato nell'Elaborato 2 del PdG Po 2015 e/o altri indicatori (ad es. IFF) che possono contribuire alla valutazione delle modifiche come sopra definite</p>
<p>5. Altre pressioni sulle acque superficiali</p> <p><i>Per questa tipologia di pressioni è stato concordato che qualora non esistano basi dati strutturate ed estese almeno a livello regionale, le pressioni di seguito indicate possano essere esaminate solo in termini di definizione della problematica, senza arrivare ad un dettaglio di livello di corpo idrico e/o di sottobacino.</i></p>	<p>5.1 Altre pressioni -Introduzioni di malattie e specie aliene</p>	<p>L'analisi riguarda sia le specie animali sia le specie vegetali alloctone e /o invasive acquatiche o ripariali. A livello di corpo idrico i dati utilizzabili sono desunti anche dalle singole metriche definite per l'applicazione degli indici utilizzati per definire lo stato ecologico attraverso le diatomee, le macrofite, i macroinvertebrati e l'ittiofauna. Per la fauna ittica la pressione è definita attraverso la formulazione di coefficienti di integrità ittica, entrati in uso comune in Europa, in grado di stimare il livello di degrado raggiunto dalla fauna autoctona dovuto all'introduzione di alloctoni. Seguendo questo approccio sono considerate alloctone tutte le specie non autoctone per il medesimo distretto ittiofaunistico.</p> <p>Per il PdG Po 2021 si è condiviso che sia sufficiente la presenza di una specie alloctona invasiva per determinarne la significatività, senza ricorrere all'utilizzo di valori limiti o altre valutazioni di tipo quantitativo. Inoltre, è stato segnalato che la presenza di zone di ripopolamento per scopo alieutico potrebbe portare a dichiarare molti corpi idrici a rischio, data la diffusa presenza di questa pratica; per questa ragione il giudizio esperto si ritiene debba avere un peso maggiore sul giudizio finale rispetto a quello assegnato alla sola presenza di questa tipologia di pressione.</p> <p>Per le acque di transizione si fa riferimento al Regolamento citato dalle LG ISPRA. Per le acque marino-costiere si fa riferimento a studi pubblicati o in fase di pubblicazione e a quanto già fatto per l'attuazione della Direttiva Strategia Marina.</p>
	<p>5.2 Altre pressioni -Sfruttamento/rimozione di animali/vegetali</p>	<p>L'analisi riguarda sia le specie animali sia le specie vegetali acquatiche e ripariali</p>
	<p>5.3 Altre pressioni -Rifiuti/discariche abusive</p>	<p>Coincide con la <i>Pressione</i> 5.3 Altre pressioni -Discariche/sversamenti abusivi del PdG Po 2015</p>
<p>6. Cambiamenti del livello e del flusso idrico delle acque sotterranee</p>	<p>6.1 Ricarica delle acque sotterranee</p>	<p>Come già indicato nel PdG Po 2015 la ricarica artificiale delle falde è da ritenersi una misura e non una pressione</p>
	<p>6.2 Alterazione del livello o del volume delle acque sotterranee</p>	
	<p>7. Pressioni antropiche - Altro</p>	
<p>8. Pressioni</p>		<p>Per tali pressioni si rimanda al giudizio esperto, debitamente motivato sulla base anche della loro definizione in</p>



I Livello PdG Po 2021	II Livello PdG Po 2021	Aspetti generali da <i>considerare</i> per ciascuna tipologia di pressione
antropiche sconosciute		base alle specificità dei corpi idrici e del territorio del bacino del fiume Po.
9.Pressioni antropiche - Inquinamento storico		<p>Per tali pressioni si rimanda al giudizio esperto, debitamente motivato sulla base anche della loro definizione in base alle specificità dei corpi idrici e del territorio del bacino del fiume Po.</p> <p><i>Per il PdG Po 2021 si effettueranno maggiori approfondimenti rispetto a quanto già fatto per il PdG Po 2015 per segnalare anche tutti i casi legati a fonti di inquinamento ad oggi non attive ma i cui impatti sono tuttora rilevati con i monitoraggi in corso; ad esempio le LG ISPRA propongono per i corpi idrici lacustri anche la possibilità di valutare la presenza di un livello di eutrofizzazione dovuto ad un carico interno, in assenza di apporti esterni ancora presenti e su cui diventa difficile operare;</i></p> <p><i>Si ritiene opportuno distinguere le fonti non attive che possono originare forme di inquinamento locale/puntuale o disseminate/diffuse. La distinzione tra le due tipologie può comportare conseguenze diverse anche in merito alle responsabilità assegnate dal D.Lgs. 152/06 alle Regioni (ad es. si cita comma 3 art.239).</i></p> <p><i>Inoltre, sarà importante sapere discernere l'inquinamento diffuso di origine civile-industriale (siti contaminati, discariche, aree minerarie dismesse, ecc.) da quello di origine agricola legato a sostanze ora vietate, ma ancora presenti nell'ambiente</i></p>



2. Coefficienti di portata per addetto per categoria ISTAT per definire la significatività degli scarichi industriali

Categoria ISTAT	Descrizione attività	U.M.	Coefficiente
011	Coltivazioni agricole; orticoltura, floricoltura	m ³ /addetto	410
151	Produzione, lavorazione e conservazione di carne e di prodotti a base di carne	m ³ /addetto	390
153	Lavorazione e conservazione di frutta e ortaggi	m ³ /addetto	250
155	Industria lattiero-casearia	m ³ /addetto	650
159	Industria delle bevande	m ³ /addetto	250
211	Fabbricazione della pasta-carta, della carta e del cartone	m ³ /addetto	12500
241	Fabbricazione di prodotti chimici di base	m ³ /addetto	20
26	Fabbricazione di prodotti della lavorazione di minerali non metalliferi	m ³ /addetto	10000 *
264	Fabbricazione di mattoni tegole ed altri prodotti per l'edilizia in terracotta	m ³ /addetto	4
285	Tattamento e rivestimento dei metalli, lavorazione meccanica generale per c/t	m ³ /addetto	2000
292	Fabbricazione di altre macchine di impiego generale	m ³ /addetto	10
295	Fabbricazione di altre macchine per impieghi speciali	m ³ /addetto	25
362	Gioielleria e oreficeria	m ³ /addetto	7,5
454	Lavori di completamento degli edifici	m ³ /addetto	280
501	Commercio di autoveicoli	m ³ /addetto	20
502	Manutenzione e riparazione di autoveicoli	m ³ /addetto	100
513	Commercio all'ingrosso di prodotti alimentari, bevande e tabacco	m ³ /addetto	900
602	Altri trasporti terrestri	m ³ /addetto	20
930	Altre attività dei servizi	m ³ /addetto	700

E' stato assunto il valore 10.000 m³/addetto per aziende fino a 10 addetti, 15.000 m³/addetto per aziende che occupano più di 10 addetti.




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.3 DELL'ELABORATO 2 METODOLOGIA PER L'ANALISI DEL SURPLUS DELL'AZOTO

Versione	1
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 15 dicembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 3
Identificatore	PdGPo2021_All23_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po





1. Riferimenti distrettuali per definire il surplus di azoto

Per l'analisi della significatività della pressione diffusa 2.2 – Agricoltura oltre all'indicatore Uso del Suolo occorre anche la stima del **Surplus di Azoto** (kg N/ha *anno).

Questo indicatore è un riferimento importante anche per altre attività che interessano l'attuazione della DQA e, infatti, previsto tra gli indicatori da utilizzare per:

- caratterizzare le pressioni e gli impatti legati alla contaminazione da nitrati di origine agricola e zootecnica a supporto dell'analisi economica ex DQA, come indicato nell'Allegato2 del "Manuale Operativo e metodologico per l'implementazione dell'analisi economica" di cui al Decreto Direttoriale del MATTM n. 574/STA del 6 dicembre 2018.
- valutare il potenziale rischio di lisciviazione dell'azoto apportato dalle concimazioni nei Programmi d'azione, previsti in recepimento alle prescrizioni delle norme nazionali di recepimento della Direttiva comunitaria Nitrati 91/626/CEE;
- analisi SWOT a supporto dei Piani di Sviluppo Rurale in attuazione ai Regolamenti comunitari della PAC e per misurare l'efficacia delle misure previsti.

Per il riesame del PdG Po, gli step della metodologia da utilizzare sono già stati descritti nell'Allegato 2.2 dell'Elaborato 2 del PdG Po 2015, che tuttora rimane valida nelle sue linee generali.

L'indicatore **Surplus di Azoto (SN)**, dapprima calcolato a scala comunale, viene successivamente aggregato/disaggregato a scala di unità territoriale di analisi o di corpo idrico, in accordo con la metodologia specifica per le acque sotterranee e superficiali interne, rispettivamente.

Ai fini dell'applicazione dell'analisi a scala distrettuale, il metodo distrettuale descritto qui di seguito, è basato sulla stima delle principali voci che apportano o asportano azoto nell'ambiente nel settore agricolo e che possono impattare le acque, se l'azoto è presente in eccesso, tenuto conto delle metodologie già in atto nelle Regioni del distretto.

I parametri da valutare si basano sui nuovi contenuti riportati nel **Decreto del MIPAAF n. 5046 del 25 aprile 2016 (DM 2016)**, che sostituisce il DM 7/4/2006, precedentemente utilizzato per il PdG Po 2015. I termini che compongono il calcolo del surplus di azoto possono essere stati quantificati in modo diverso a livello regionale, in funzione delle diverse banche dati regionali e delle diversità territoriali presenti. Questi aspetti vengono illustrati nei file allegati, che descrivono le metodologie di calcolo tuttora adottate dalle singole Regioni, anche per le valutazioni effettuate per il progetto di Piano 2021.

Da un confronto tecnico con le Regioni del Distretto del Po sono stati selezionati i riferimenti distrettuali per l'analisi delle più importanti sorgenti che apportano e asportano azoto in agricoltura, prendendo in considerazione tutti i termini già previsti dalle diverse formule regionali e selezionando quelli indicati nella seguente formula di calcolo:

$$\text{Surplus N} = (\text{N_Zootecnico} + \text{N_Fanghi} + \text{N_Digestato} + \text{N_fertilizzanti}) - \text{N_Fabbisogno}$$

Di seguito la descrizione dei singoli termini:

- **N_Zootecnico**: rappresenta la stima del carico zootecnico (NZ) a scala comunale e richiede il calcolo delle unità di azoto di origine zootecnica apportato. Per il calcolo si fa riferimento alla consistenza zootecnica nell' Archivio delle Comunicazioni obbligatorie per l'utilizzo dei reflui di origine zootecnica (di seguito Comunicazioni Nitrati) integrato con altre fonti informative (Banca dati dell'anagrafe nazionale zootecnica, sia nel caso in cui le banche dati regionali sono allineate con quelle nazionali che in assenza delle banche dati regionali più dettagliate, Censimento dell'Agricoltura e statistiche annuali ISTAT; Anagrafe Regionale per le attività zootecniche, Utilizzo effluenti zootecnici) al fine di considerare anche i carichi di N derivanti da aziende zootecniche che non compilano la Comunicazione Nitrati.
- **N_Fanghi**: rappresenta la stima del carico di azoto apportato con lo spandimento dei fanghi di depurazione civile a beneficio dell'agricoltura (R10). In diverse Regioni è previsto il divieto di spandimento di fanghi sugli stessi terreni già oggetto di spandimento di reflui zootecnici per evitare sovraccarichi di



azoto. Per calcolare questo carico è necessario conoscere i quantitativi di fanghi distribuiti, la localizzazione degli spandimenti e il tenore di azoto contenuto nei fanghi. Gli enti che detengono queste basi informative sono le Province, soggetti delegati al controllo, che mediante convenzioni si avvalgono delle ARPA. Da queste banche dati è possibile recuperare i quantitativi distribuiti e la localizzazione dello spandimento, in alcune regioni anche dati di maggior dettaglio come il tenore di azoto medio misurato contenuto nei fanghi.

- **N_Digestato:** rappresenta il carico di azoto vegetale apportato in campo tramite i digestati prodotti negli impianti di biogas e derivante da colture dedicate e/o altre matrici organiche diverse. In questo termine non vengono considerati gli effluenti zootecnici perché già ricompresi in “N_Zootecnico”. Le aziende che compilano la “Comunicazione nitrati” dichiarano il quantitativo di digestato distribuito, il tenore di azoto zootecnico e di origine vegetale in esso contenuto e la localizzazione degli spandimenti. In assenza di quest’ultima informazione, per la frazione liquida di digestato si propone una distribuzione del carico entro un buffer di distanza dall’impianto (es. 15 km) da definirsi anche in relazione alle informazioni disponibili in merito ai cantieri di lavoro utilizzati per la sua distribuzione. La frazione solida del digestato si può realisticamente supporre che venga distribuita entro il territorio provinciale al quale appartiene l’impianto di biogas. Per gli impianti esonerati dalla Comunicazione Nitrati, le informazioni risultano reperibili su basi informative regionali, nel caso non ci siano tali basi non risulta possibile considerare questo apporto.
- **N_fertilizzanti** considera tutti i contributi di azoto derivanti da concimazione mediante concimi sintetici, ammendanti e correttivi. Posto che i fabbisogni totali di concimazione per coltura dovrebbero trovare risposta mediante integrazione degli apporti organici e minerali, i dati ISTAT relativi alle vendite di fertilizzanti azotati su base provinciale sono ridistribuiti su scala comunale in funzione dei fabbisogni.
- **N_Fabbisogno:** rappresenta la stima del fabbisogno medio annuo di azoto necessario per una produzione soddisfacente, in funzione della coltura, della situazione pedo-climatica e delle pratiche agronomiche adottate dall’agricoltore.

Esistono due metodologie di calcolo:

- una più semplificata: il fabbisogno colturale viene calcolato dai dati dell’uso del suolo agricolo raccolti su base catastale nell’Anagrafe agricola regionale per la Domanda Unica 2018, vengono poi elaborati a scala comunale in funzione del fabbisogno indicato nella **tabella MAS**. I MAS (apporti massimi standard di azoto efficiente alle colture) sono riportati nelle tabelle approvate nell’ambito dei Programmi d’Azione delle Regioni e vengono utilizzati come riferimento massimo che non deve mai essere superato. Dove i MAS regionali non sono disponibili si possono utilizzare i valori nazionali dell’Allegato X al DM 2016.
- l’altra più complessa: alcune Regioni hanno precedentemente suddiviso la SAU regionale in aree omogenee in funzione del territorio (montagna, collina, pianura), delle caratteristiche pedologiche e dell’appartenenza alle ZVN. Hanno poi calcolato le rese per coltura e per area omogenea con riferimento alle statistiche provinciali dell’ISTAT. Successivamente le asportazioni di N sono state stimate per le diverse colture sulla base delle rese individuate e delle quantità di N asportate dalle colture per unità di prodotto agrario utile ottenuto, rilevate da indagine bibliografica. Qualora non fossero disponibili i dati di resa, si è fatto riferimento ai MAS sopraindicati.

Le Regioni del distretto che hanno già a disposizione uno studio che classifichi le SAU per aree omogenee hanno utilizzato la prima metodologia, le altre Regioni hanno utilizzato la seconda.

Le metodologie di calcolo del surplus della Regione Valle d’Aosta allegata e della Provincia Autonoma di Trento risultano differenti dalle altre in quanto tengono conto delle loro specificità territoriali alpine e non possono adeguarsi alla metodologia distrettuale.

Tutti gli step da seguire per arrivare al risultato finale del surplus netto di azoto (SN) sono dettagliati nell’Allegato 2.2 del PdG Po 2015, già citato a cui si rimanda per approfondimenti, in quanto ritenuto tuttora attuale anche alla luce dei nuovi riferimenti sopraindicati.

Per l’importanza che ha questo indicatore e per garantire la massima armonizzazione a scala distrettuale dei risultati ottenuti per il PdG Po 2021, è stato deciso di procedere con gli approfondimenti tecnici mediante un tavolo di confronto tra le DG Ambiente, Agricoltura e gli Enti tecnici regionali di supporto delle Regioni del Distretto al fine di raggiungere e utilizzare una metodologia condivisa con la quale verificare il calcolo del surplus durante la fase di attuazione del Piano.



Vedi files nella cartella allegata




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.4 DELL'ELABORATO 2

SCHEMI RIEPILOGATIVI DI RIFERIMENTO PER LA DEFINIZIONE DEI DESCRITTORI UTILIZZATI PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI E DEGLI IMPATTI

Versione	0
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 25 novembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 4
Identificatore	PdGPo2021_All24_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836

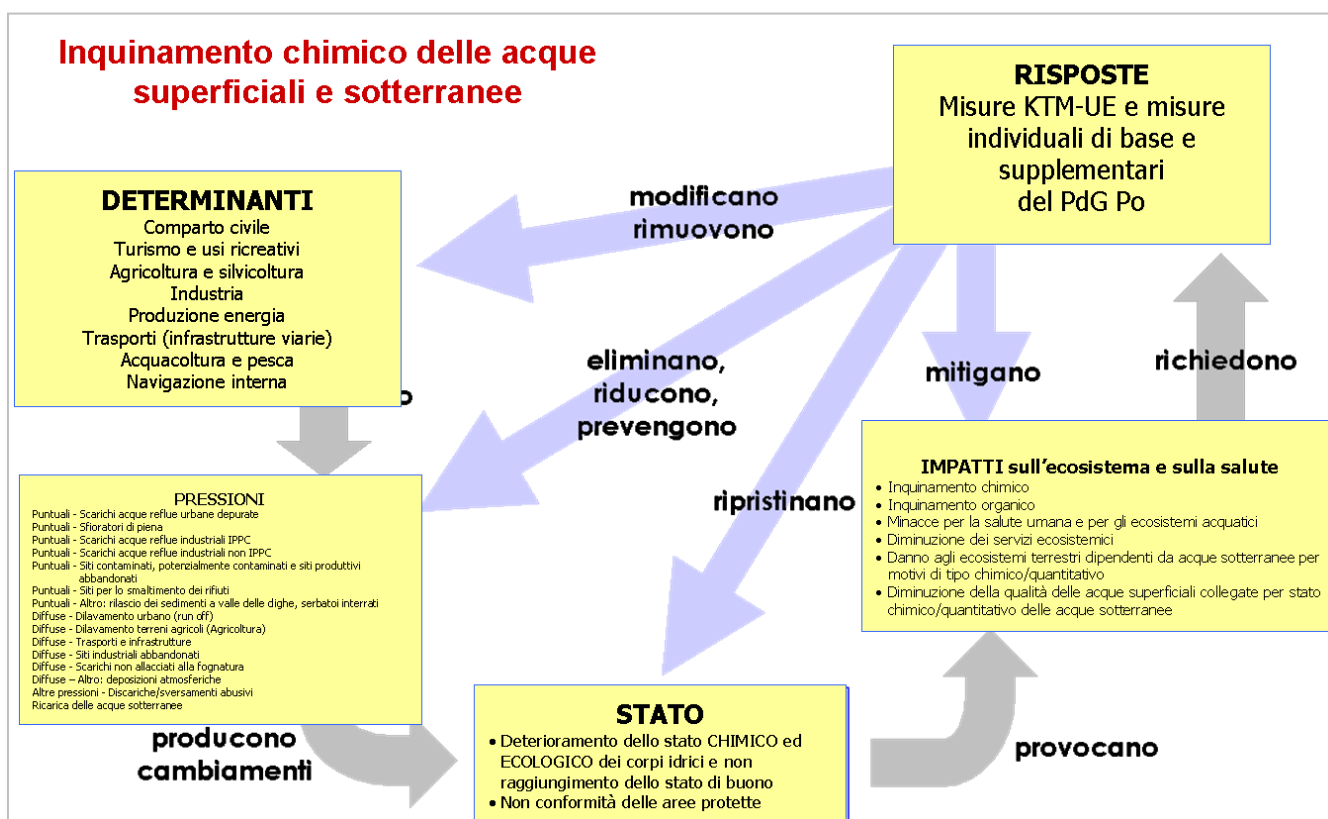
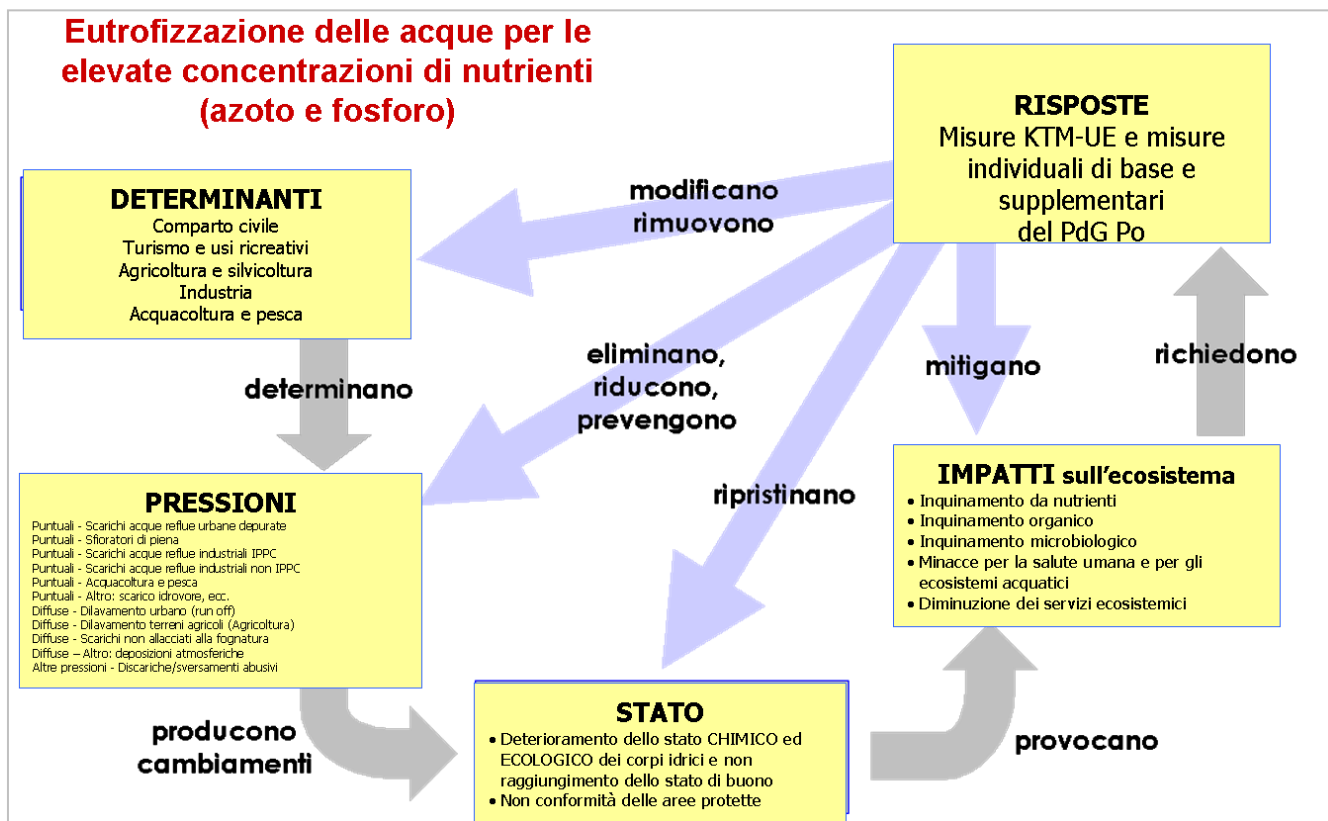


Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po



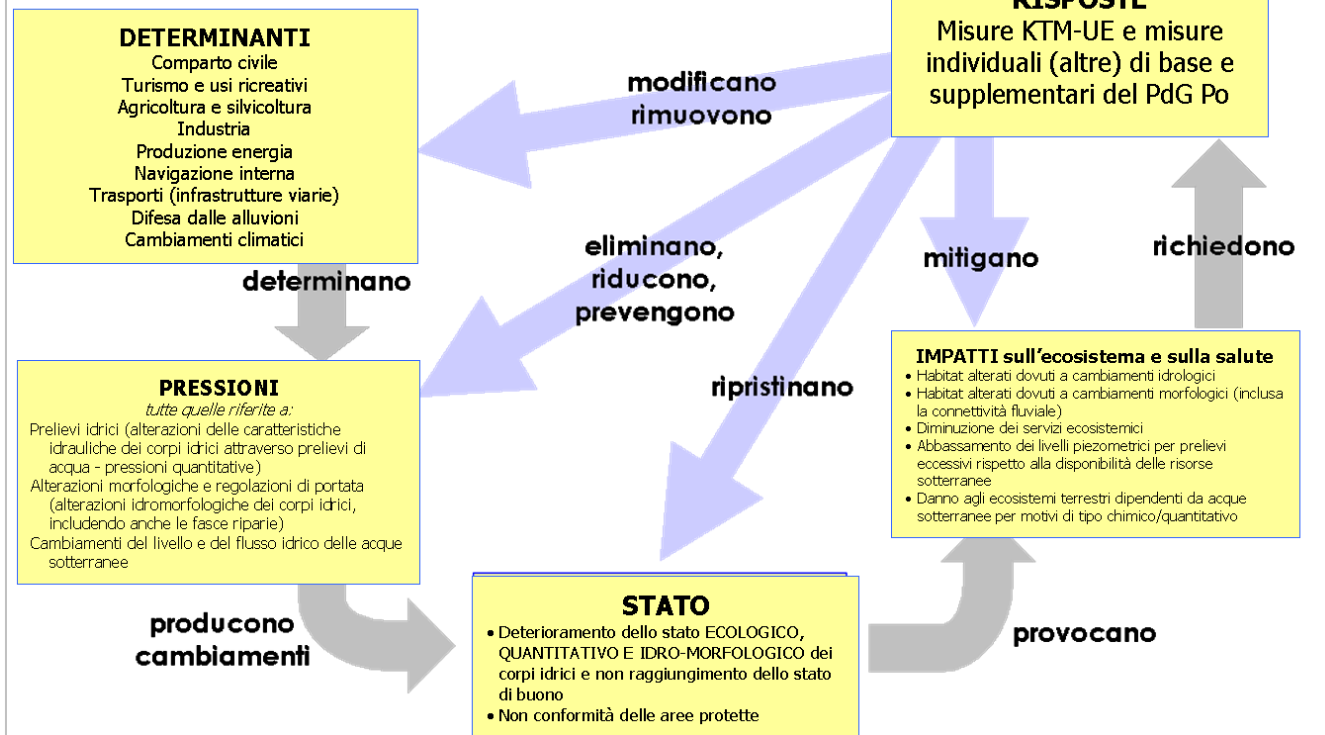


Schemi riepilogativi di riferimento per la definizione dei descrittori utilizzati per l'analisi delle pressioni e degli impatti



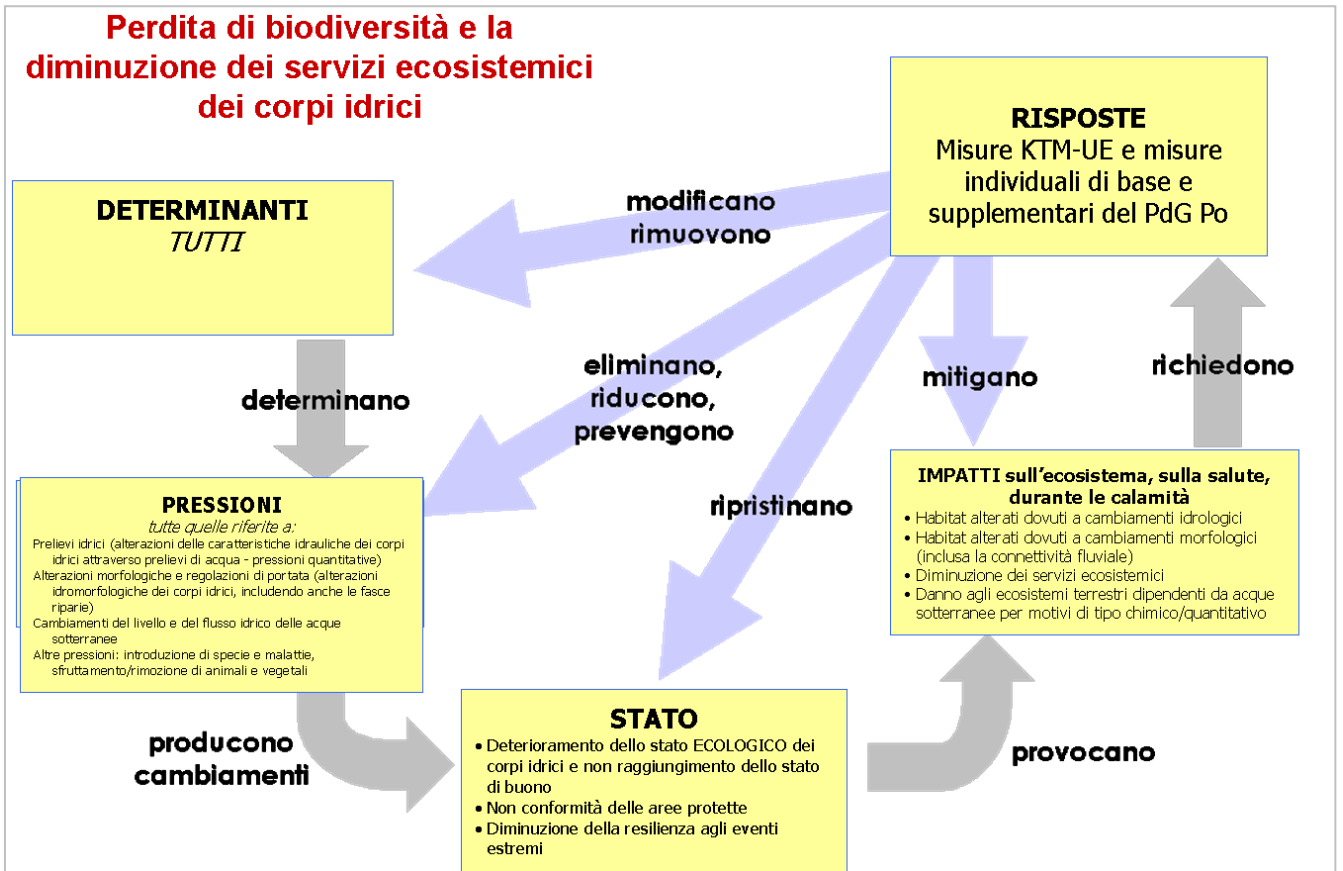


Alterazioni idromorfologiche e della funzionalità dei corpi idrici



Carenza di acqua e siccità








Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.5 DELL'ELABORATO 2 VALUTAZIONE DEI CARICHI DI AZOTO, FOSFORO E SILICE NEL FIUME PO E NEI SUOI PRINCIPALI AFFLUENTI: CONTRIBUTO SCIENTIFICO DI RIFERIMENTO PER IL BACINO DEL FIUME PO

Versione	1
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 15 dicembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 2
Identificatore	PdGPo2021_All25_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po





Premessa

Nell'ambito del processo di riesame del Piano sono stati aggiornati i quadri conoscitivi inerenti alle pressioni e agli impatti significativi seguendo le LG SNPA e allo stato dei corpi idrici.

In parallelo proseguono gli approfondimenti ad un maggiore dettaglio sull'origine e dinamica dei carichi inquinanti veicolati al Mare Adriatico, allo scopo di raggiungere un robusto livello conoscitivo a scala distrettuale, riguardante tutti i bacini afferenti al mare Adriatico, non solo il bacino del fiume Po, secondo le metodologie già descritte nell'Allegato 2.5 del PdG Po 2015, al fine di contrastare in modo più efficace la questione ambientale dell'eutrofizzazione delle acque interne e del Mare Adriatico.

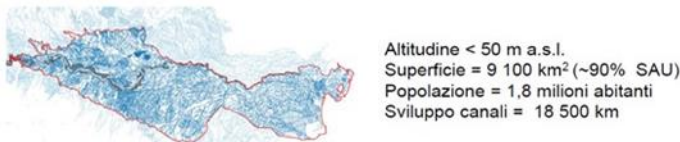
I quadri conoscitivi finali che si auspica di ottenere al più tardi entro il 2021-2022, consentiranno di ottenere informazioni e strumenti utili per valutare l'efficacia delle misure già in atto per raggiungere gli obiettivi ambientali della DQA gli obiettivi specifici per la Direttiva Nitrati e per la Direttiva Aree Sensibili ed eventualmente di definire quanto occorra ancora fare.

In particolare dovrebbero contribuire a verificare e a rafforzare la strategia di intervento già indicata dal PdG Po 2015, che prevede e incentiva azioni diffuse mirate alla riqualificazione ed una gestione multifunzionale dei corsi d'acqua naturali e artificiali (come ad esempio attraverso le fasce tampone e le misure agroambientali del PSR) per aumentare le capacità autodepurative degli stessi, riducendo di conseguenza i carichi veicolati di nutrienti dalle acque interne alle acque marino-costiere del Mare Adriatico.

Queste azioni - importanti date le caratteristiche specifiche dell'idrografia del bacino e che caratterizzano i contenuti del PdG Po e della DQA rispetto a quanto già in atto da prima per la Direttiva Nitrati - trovano sostegno anche nella letteratura scientifica più recente di riferimento per il bacino del fiume Po (vedi file allegato), e potranno essere valutate, in termini di efficacia, solamente negli anni futuri e in funzione degli approfondimenti conoscitivi, anche metodologici, in corso a livello di distretto del fiume Po.

In questo allegato si riportano alcune figure che forniscono numeri a sostegno di quanto sopra evidenziato e che dimostrano la potenzialità di questi ambiti di intervento non solo per la DQA, ma anche per il raggiungimento degli obiettivi specifici della Direttiva Nitrati a scala di bacino e per migliorare la qualità delle acque costiere del Mare Adriatico.

Esercizio di up-scaling dei servizi di regolazione del ciclo dell'azoto nel bacino di pianura del fiume Po



	vegetazione	sfalcio	Azoto rimosso (t)
Scenario BAU	5%	2: luglio-ottobre	<5000
Scenario GREEN1	25%	1: ottobre	~18 000
Scenario GREEN2	50%	1: ottobre	~33 000
Scenario GREEN2	90%	1: ottobre	~55 000

Soana E, Bartoli M, Milardi M, Fano EA, Castaldelli G, 2019- An ounce of prevention is worth of pound of cure: managing macrophytes for nitrate mitigation in irrigated agricultural watersheds. *Science of the Total Environment* 647: 301-312

Servizi di regolazione del ciclo dell'azoto: rimozione dell'azoto in canali di bonifica

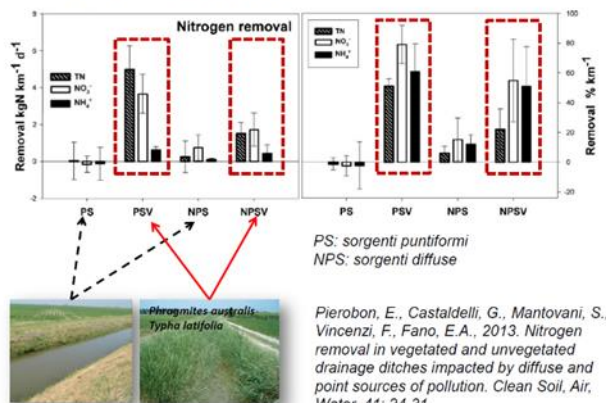


Figura 1

Sintesi di ricerche scientifiche effettuate nel bacino del fiume Po al fine di verificare l'efficacia di interventi di riqualificazione ambientale dei canali di bonifica per la rimozione dell'azoto.

P. VIAROLI^{1,2}, C.R. FERRARI³, M. BENZI³, C. MAZZIOTTI³, M. NALDI^{1,2}, D. NIZZOLI¹,
E. SOANA⁴, A. RINALDI⁵

¹Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Università di Parma,
Parco Area delle Scienze, 11/A - 43124 Parma, Italia.

²CoNISMa, Piazz.le Flaminio, 9 - 00196 Roma, Italia.
pierluigi.viaroli@unipr.it

³Arpae Emilia-Romagna, Struttura Oceanografica Daphne,
V.le A. Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italia.

⁴Dip. di Scienze della Vita e Biotecnologie, Università di Ferrara, Via L. Borsari, 46 - 44121 Ferrara, Italia.

⁵Fondazione Centro Ricerche Marine, V.le A. Vespucci, 2 - 47042 Cesenatico (FC), Italia.

VARIAZIONI RECENTI DELLO STATO TROFICO DELLE ACQUE COSTIERE DELL'EMILIA-ROMAGNA IN RELAZIONE ALLE PRESSIONI ANTROPICHE E AI CARICHI DEI NUTRIENTI NEL BACINO DEL PO

RECENTS TRENDS OF TROPHIC STATUS IN COASTAL WATERS OF EMILIA-ROMAGNA IN RELATION TO ANTHROPOGENIC PRESSURES AND NUTRIENT LOADINGS FROM THE PO RIVER BASIN

Abstract - *This study aims at analyzing relationships among nutrient loadings from the Po river and water quality and trophic status of coastal waters of the Emilia-Romagna region over the last decades. Four main points are addressed: 1) spatial distribution and time evolution of land uses and associated N and P budgets in the Po river watershed; 2) long-term trajectories of the reactive N and P loadings exported from the Po river; 3) identification of major changes in the watershed which affected water quality and loadings in the Po river; 4) trends of reactive N, P and phytoplankton chlorophyll loadings in the coastal waters of the Emilia-Romagna region, under the influence of the Po river runoff.*

Key-words: *watershed exploitation, nutrient loadings, coastal waters, eutrophication, critical changes.*

Introduzione - La grave crisi ambientale che ha interessato le acque costiere dell'Emilia-Romagna tra il 1965 e il 1985 ha stimolato l'avvio di studi sul bacino idrografico padano che hanno evidenziato impatti significativi delle attività antropiche sulla qualità delle acque interne e sui carichi di azoto (N) e fosforo (P) che dal Po arrivano al Mare Adriatico (Marchetti *et al.*, 1989; Vollenweider *et al.*, 1992). L'individuazione dei principali fattori causali ha quindi consentito di avviare un rilevante iter legislativo e l'adozione di interventi a tutela delle acque che, nel tempo, hanno prodotto risultati apprezzabili in termini di riduzione dell'incidenza dei processi di eutrofizzazione delle acque (Rinaldi, 2014). Il controllo dell'inquinamento da fonti puntiformi è stato affrontato a scala di bacino raggiungendo una sensibile diminuzione delle concentrazioni, in particolare di quelle del fosforo, mentre resta ancora critico l'inquinamento da azoto da fonti diffuse (Palmeri *et al.*, 2005). Questa tendenza risulta evidente dall'andamento temporale dei carichi che transitano nella stazione di chiusura di bacino, caratterizzati da un crescente rapporto N:P (Cozzi e Giani, 2011; Giani *et al.*, 2018; Viaroli *et al.*, 2018). Le campagne oceanografiche e gli studi recenti nell'Alto Adriatico confermano questa tendenza alla diminuzione del fosforo e dello stato trofico delle acque (Giani *et al.*, 2012). Analogamente, nelle acque costiere dell'Emilia-Romagna è stata registrata una netta diminuzione delle concentrazioni di fosforo, specialmente delle forme reattive, e la persistenza di concentrazioni elevate di azoto reattivo, soprattutto di nitrati (Rinaldi *et al.*, 2018). Se da un lato le tendenze evolutive sembrano connotarsi per la progressiva diminuzione di fosforo e stato trofico, al punto di ipotizzare un possibile recupero

di condizioni oligotrofiche delle acque dell'Adriatico settentrionale (Grilli *et al.*, 2018), dall'altro non sono ancora pienamente identificate le cause che hanno in modo preponderante determinato tali cambiamenti (Viaroli *et al.*, 2015, 2018). Ad esempio, mancano studi approfonditi sull'incidenza delle profonde modificazioni idro-morfologiche del paesaggio fluviale sui cicli di N e P (Pinay *et al.*, 2002), in relazione anche alla marcata variabilità climatica che può indurre lunghe fasi di bassa portata, e dunque di carichi meno elevati, alternate a periodi ad alta piovosità con elevata frequenza di piene e carichi più alti (Naldi *et al.*, 2010; Viaroli *et al.*, 2018). Di assoluto rilievo sono, infine, le ipotesi e anche le prime evidenze sperimentali di possibili sfasamenti tra i periodi di emissione di N e P e il loro effettivo rilascio in mare: si tratta della cosiddetta "eredità dell'azoto e del fosforo" che misura in decenni il ritardo dei picchi dei carichi fluviali rispetto ai massimi di emissione registrati nel bacino idrografico (Jarvie *et al.*, 2013; Van Meter *et al.*, 2018). In questa nota sono analizzati quattro punti principali, con l'obiettivo di verificare possibili relazioni di causa-effetto tra le profonde modificazioni nel bacino del fiume Po e le risposte delle acque costiere avvenute negli ultimi 50 anni. In particolare sono analizzate:

- 1) evoluzione spazio-temporale del paesaggio fluviale, dell'uso del suolo e delle pressioni antropiche;
- 2) variazioni dei carichi potenziali generati in relazione anche alle politiche ambientali e alle misure intraprese per fronteggiare la degenerazione dello stato trofico delle acque costiere;
- 3) tendenze di lungo termine delle concentrazioni e dei carichi di azoto inorganico disciolto (DIN) e fosforo reattivo solubile (SRP) transitati nella sezione di chiusura del bacino del Po (Pontelagoscuro);
- 4) risposte delle acque costiere dell'Emilia-Romagna in termini di stato trofico, con riferimento alle concentrazioni delle forme reattive di azoto e fosforo, e della clorofilla-*a* fitoplanctonica.

1. Evoluzione spazio-temporale del territorio, dell'uso del suolo e delle pressioni antropiche nel bacino del Po - La qualità delle acque fluviali e l'entità dei carichi inquinanti che arrivano dal Po al Mare Adriatico dipendono da una serie di fattori che molto spesso sono sottovalutati o, comunque, considerati solo marginalmente. Tra questi, annoveriamo le modificazioni morfologiche e idrologiche del paesaggio fluviale che sono alla radice delle alterazioni dei cicli biologici di numerose specie vegetali e animali e dei processi biogeochimici tipici degli ambienti di acque correnti (Pinay *et al.*, 2002; Viaroli e Bartoli, 2009; Viaroli, 2017). Maggiore attenzione è stata invece dedicata alla valutazione dell'impatto dell'uso del suolo e delle principali attività antropiche che rilasciano nell'ambiente acquatico azoto e fosforo, i principali fattori causali dei processi degenerativi che avvengono nelle acque marine costiere (de Wit e Bendoricchio, 2001; Palmeri *et al.*, 2005; Pirrone *et al.*, 2005). Tuttavia, la valutazione quantitativa dei carichi non sempre è stata accompagnata da indagini adeguate su aspetti qualitativi inerenti le trasformazioni dei settori produttivi, ad esempio di agricoltura e zootecnia, e le variazioni nel tempo della loro localizzazione nel bacino idrografico (Viaroli *et al.*, 2018).

1.1 Trasformazioni del territorio e alterazioni idro-morfologiche del paesaggio fluviale - Il bacino del Po conserva una connotazione prettamente agricola fino alla metà del 1900, quando la superficie agricola utilizzata (SAU) è il 62% di quella totale. Dopo la seconda guerra mondiale, viene avviata anche una fase di

ricostruzione e modernizzazione del paese caratterizzata dal rifacimento delle reti viaria e ferroviaria, dallo sviluppo dei centri urbani e dall'avvio della costruzione di grandi opere e infrastrutture. In particolare, tra il 1955 e il 1970 prende forma la rete autostradale. Con tutte queste opere cresce anche la domanda di materiali litoidi che vengono prelevati da fiumi e torrenti causandone profonde alterazioni idro-morfologiche. Nel tratto di Po compreso tra Paesana (CN) e Pontelagoscuro (FE), tra il 1955 e il 1960 i quantitativi di inerti autorizzati per l'estrazione passano da 500.000 a 2.500.000 m³anno⁻¹; tra il 1975 e il 1985 sfiorano i 12.000.000 m³anno⁻¹ (Lamberti, 1993). In parallelo, è cresciuto anche il numero di sbarramenti e opere di regimazione fluviale. Tra questi, l'intervento di maggiore impatto è rappresentato dall'impianto idroelettrico di Isola Serafini (PC), inaugurato nel 1962, che interrompe la continuità longitudinale del Po, con un rilevante impatto sul trasporto solido e sull'incisione dell'alveo dei tratti di valle. In pochi anni, da Cremona a Boretto la quota di fondo del fiume si è abbassata in media di circa 5 m, determinando una netta pensilizzazione delle golene fluviali (Lamberti, 1993; Viaroli e Bartoli, 2009). Il complesso sistema laterale, costituito da rami fluviali morti, zone umide, boschi ripariali risulta per la maggior parte del tempo isolato dall'alveo attivo limitando, o addirittura eliminando, processi fondamentali delle comunità e del metabolismo fluviali (Racchetti *et al.*, 2011). In questo quadro evolutivo assume un ruolo rilevante il consumo di suolo dovuto ad opere artificiali che nel 2016, nel bacino padano, raggiunge ~6.500 km² (ISPRA, 2017). Oltre all'estensione è rilevante la velocità della perdita di suolo. Ad esempio, nella pianura parmense dal 1960 al 2006 le superfici impervie aumentano da 59 a 144 km², con una velocità di crescita pressoché lineare di ~1,8 km² anno⁻¹ (Dall'Olio e Cavallo, 2009). Queste modificazioni irreversibili del suolo superficiale hanno notevoli impatti sul ciclo idrologico, ad esempio su deflussi e su formazione e frequenza delle piene fluviali, e sul funzionamento degli scolmatori delle reti fognarie e dei depuratori che, a loro volta, possono influire in modo rilevante sulla formazione dei carichi di N e P (Salerno *et al.*, 2018).

1.2. Evoluzione delle pressioni e valutazione dei carichi generati nel bacino del Po - Tra il 1960 e il 1990 il settore agro-zootecnico subisce una profonda trasformazione (Tab. 1). Diminuisce anzitutto la superficie agricola, anche a causa della crescente e invasiva urbanizzazione e del progressivo abbandono della montagna. Diminuiscono in parallelo i pascoli e i prati, soprattutto quelli stabili, e aumentano gli arativi, esponendo i suoli ad un maggior rischio di erosione e dilavamento. Crolla la coltivazione del grano, coltura invernale non irrigata, sostituita da mais e riso, produzioni estive che richiedono elevati quantitativi di acqua e sono soggette a pesante fertilizzazione. In parallelo si verifica una crescita esponenziale dell'allevamento dei suini, da 1,2 a 5 milioni di capi, accompagnata dal declino dell'allevamento bovino. Contestualmente, aumentano le dimensioni degli allevamenti la cui conduzione passa da modalità tipicamente familiari a sistemi di gestione industriale. Con l'avvento dei grandi allevamenti, in particolare di suini, si verifica il disaccoppiamento di agricoltura e zootecnia in quanto viene meno la disponibilità di suolo per lo spandimento agronomico dei reflui zootecnici che da prodotto pregiato diventano quindi rifiuto da smaltire. Ad aggravare la situazione concorre anche la progressiva delocalizzazione dell'attività zootecnica che, a causa di restrizioni in campo ambientale, diminuisce in modo sensibile in Emilia-Romagna e tende a concentrarsi soprattutto nella bassa pianura lombarda, tra Adda e Mincio (Fig. 1).

Tab. 1 - Superficie agricola utilizzata (SAU), estensione della SAU destinata alle colture prevalenti e numero di capi suini e bovini allevati nel bacino del Po (tratto e modificato da Viaroli *et al.*, 2018).

Agricultural land, main crops and livestock density in the Po river basin (modified from Viaroli et al., 2018).

		1960	1990	2010
SAU	10 ⁶ ha	4,43	3,66	3,06
prati	10 ⁶ ha	2,67	2,01	1,55
grano	10 ⁶ ha	0,72	0,38	0,31
mais	10 ⁶ ha	0,37	0,39	0,54
riso	10 ⁶ ha	0,12	0,20	0,24
bovini	10 ⁶ capi	4,21	3,75	2,84
suini	10 ⁶ capi	1,24	5,02	6,71

Queste profonde trasformazioni sono accompagnate da una marcata crescita del carico di azoto generato da zootecnia e agricoltura che aumenta fino al 1980. Successivamente il surplus di azoto inizia a diminuire, ma senza mai scendere in modo apprezzabile sotto ~200 kt anno⁻¹ (Fig. 2A). La quota del carico azotato dovuta alla popolazione umana è inferiore, grazie soprattutto al progressivo sviluppo degli impianti di depurazione (Viaroli *et al.*, 2017). In alcune aree però, anche il carico civile resta elevato sia per l'alta densità della popolazione servita che per problemi di adeguamento e completamento dei sistemi di depurazione, ad esempio nell'area metropolitana di Milano dove i sistemi di trattamento delle acque reflue sono stati completati solo dopo il 2000. A fronte di carichi particolarmente elevati, la rimozione dell'azoto nei suoli agricoli è dovuta prevalentemente all'asportazione delle colture. La volatilizzazione dell'ammoniaca può avere localmente una certa rilevanza, ad esempio in conseguenza dello spandimento di liquami, anche se le perdite possono poi essere compensate dalla ricaduta in forma sia secca che umida (Soana *et al.*, 2011).

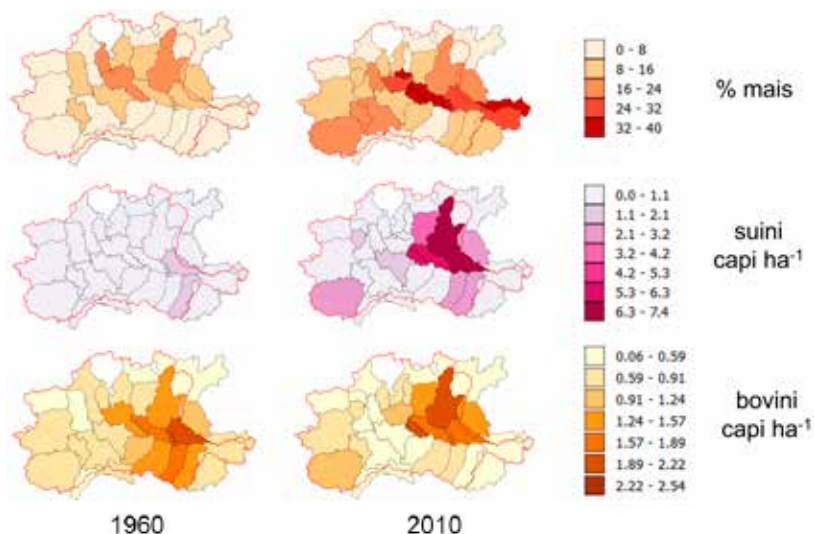


Fig. 1 - Distribuzione spaziale della superficie coltivata a mais (% della SAU su base provinciale) e della densità dei capi suini e bovini riferite alla SAU nel bacino del fiume Po nel 1960 (a sinistra) e nel 2010 (a destra).

Spatial distribution of the area cultivated with maize (% of agricultural land on provincial base) and of the pig and cattle density referred to the agricultural land in the Po river basin in 1960 (left) and 2010 (right).

La denitrificazione, che potrebbe garantire una rimozione permanente dell'azoto reattivo, risulta invece inefficace perché mancano i sistemi che sono in grado di sostenere il processo, ad esempio le zone umide perifluviali (Racchetti *et al.*, 2011; Bartoli *et al.*, 2012) o i canali (Castaldelli *et al.*, 2015; Soana *et al.*, 2017). Il carico del fosforo è generato prevalentemente dai reflui zootecnici e dalla fertilizzazione di sintesi, anche se tra il 1970 e il 1990 assume notevole rilevanza il contributo dei detersivi (Fig. 2B). Quest'ultima fonte ha avuto effetti immediati in quanto, in assenza di adeguati impianti di trattamento, la maggior parte degli scarichi domestici arrivava direttamente nei corsi d'acqua. A partire dal 1980, l'avvio della depurazione delle acque e la regolamentazione della composizione dei detersivi hanno determinato una rilevante riduzione del contributo di queste sorgenti puntiformi di fosforo (Viaroli *et al.*, 2018). Recentemente è però stato evidenziato come in aree urbane densamente popolate altre sorgenti puntiformi, come gli scolmatori di piena delle reti fognarie, possano contribuire in modo non trascurabile alla formazione del carico di P (Jarvie *et al.*, 2013; Salerno *et al.*, 2018). Contestualmente, le emissioni zootecniche sono diventate la fonte prevalente di P, mentre si è progressivamente ridotto il contributo dei fertilizzanti di sintesi (Giani *et al.*, 2018; Viaroli *et al.*, 2018). Nel tempo, la rimozione del fosforo da parte delle colture è rimasta pressoché costante, mentre non sono state quantificate altre forme di abbattimento, ad esempio quelle dovute a processi geochimici nel suolo e nei sedimenti. Le rilevanti variazioni temporali dei carichi generati di N e P sono state accompagnate da una netta modificazione della loro distribuzione spaziale che riflette a pieno i cambiamenti che hanno interessato la destinazione d'uso della SAU e il carico animale (Figg. 1,3). Nel 1960 la maggior parte del bacino del Po presentava una certa omogeneità, caratterizzata da bassa disponibilità o addirittura carenze di P e N, con la sola eccezione delle province di Parma, Reggio-Emilia, Modena, Cremona e Mantova, dove maggiore era il carico animale. Cinquant'anni dopo, i surplus di N e P aumentano in modo generalizzato e si concentrano in aree a forte criticità, soprattutto nella bassa pianura lombarda (Fig. 3).

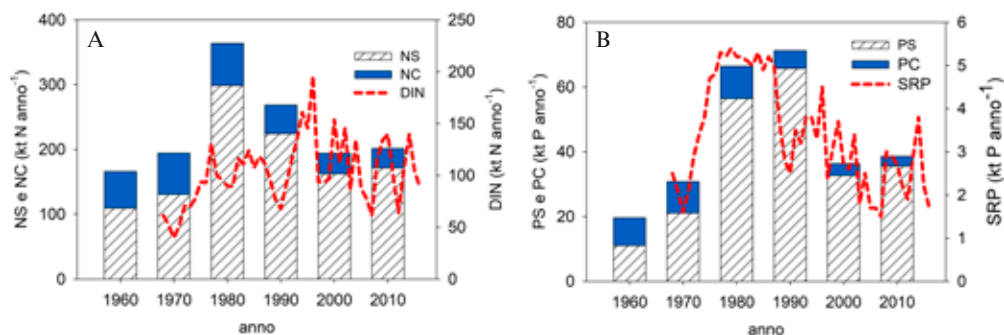


Fig. 2 - A) Variazioni temporali dei carichi di DIN transitati nella sezione del Po a Pontelagoscuro dal 1968 al 2016, del surplus di azoto del comparto agro-zootecnico (NS) e del carico civile (NC) generati nel bacino del Po dal 1960 al 2010 (modificati da Viaroli *et al.*, 2017, 2018). B) Variazioni temporali dei carichi di SRP transitati nella sezione del Po a Pontelagoscuro dal 1968 al 2016, del surplus di fosforo del comparto agro-zootecnico (PS) e del carico civile (PC) generati nel bacino del Po dal 1960 al 2010 (modificati da Viaroli *et al.*, 2017, 2018).

A) Time changes of Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) load delivered from the Po river to the Adriatic Sea from 1968 to 2016, of nitrogen surplus from agricultural and livestock diffuse sources (NS) and of nitrogen loading from urban point sources (NC) in the Po basin from 1960 to 2010 (modified from Viaroli *et al.*, 2017, 2018). B) Time changes of Soluble Reactive Phosphorus (SRP) load delivered from the Po river to the Adriatic Sea from 1968 to 2016, of phosphorus surplus from agricultural and livestock diffuse sources (PS) and of phosphorus loading from urban point sources (PC) in the Po basin from 1960 to 2010 (modified from Viaroli *et al.*, 2017, 2018).

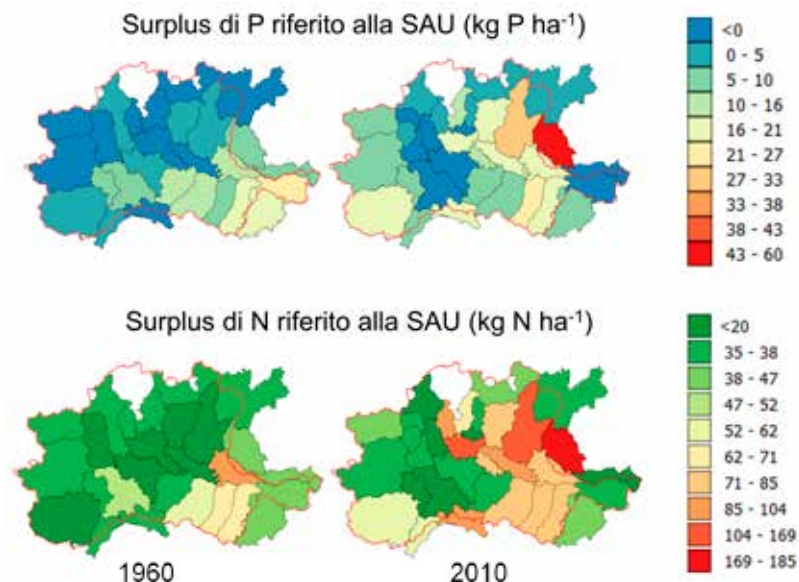


Fig. 3 - Distribuzione spaziale del surplus di fosforo e azoto generato nel bacino del fiume Po su base provinciale nel 1960 (a sinistra) e nel 2010 (a destra).

Spatial distribution of the phosphorus and nitrogen surpluses in the Po river basin on provincial basis in 1960 (left) and 2010 (right).

2. Variazioni temporali dei carichi rilasciati dal Po in Adriatico - I carichi di azoto inorganico disciolto (DIN), costituito per oltre il 90% da azoto nitrico, esportati dal Po in Adriatico raddoppiano tra il 1970 e il 1980 e permangono elevati con una leggera tendenza ad aumentare successivamente (Viaroli *et al.*, 2018; Fig. 2A). Il fosforo reattivo solubile (SRP) aumenta di circa il 100% tra il 1970 e il 1980 in parallelo all'aumento del surplus agricolo del P e del carico da detersivi (Fig. 2B). Dal 1990 in poi, il carico di SRP diminuisce raggiungendo nel 2010 valori di poco superiori a quelli della fine degli anni '60. Il rapporto molare DIN:SRP è relativamente stazionario, con valore medio 47 ± 6 fino al 1990, mentre nel decennio successivo aumenta rapidamente per attestarsi sui valori attuali di 100 ± 15 . Nel tempo è dunque aumentato lo sbilanciamento del carico del DIN che cresce e quello di SRP che diminuisce. Tale andamento può essere attribuito anche al notevole impulso che la legislazione in materia di tutela delle acque ha avuto tra il 1970 e il 1990, con effetti positivi soprattutto per il comparto civile ed in particolare per il fosforo, mentre non ci sono ancora strategie adeguate per contenere l'elevato apporto di azoto da sorgenti diffuse, prevalentemente agro-zootecniche (Palmeri *et al.*, 2005; Bartoli *et al.*, 2012; Viaroli *et al.*, 2015, 2018). In merito alle tendenze evolutive dei carichi del fosforo restano però aperti numerosi interrogativi. Le zone di generazione dei carichi non sono distribuite in modo omogeneo e ci sono ancora aree a forte criticità, in particolare nella bassa pianura lombarda e nell'area metropolitana di Milano. In aggiunta, non si hanno informazioni su quale possa essere il reale destino del fosforo che è stato accumulato in suoli e sedimenti negli ultimi 50 anni. Parte del carico potrebbe rientrare in circolo in seguito alla saturazione dei processi di ritenzione o a causa di eventi meteorici estremi e a piene fluviali di elevata frequenza e intensità (Jarvie *et al.*, 2013). Maggiori informazioni potrebbero essere ottenute dai dati di

fosforo totale (TP) che sono però incompleti e frammentari (Fig. 4). Sulla base delle informazioni disponibili si desume una tendenza alla diminuzione anche dei carichi annuali di TP, ma con una variabilità che è direttamente legata alla portata. In particolare, i picchi di TP si verificano in coincidenza con le piene, durante le quali, però, una quota significativa del TP è nelle forme meno solubili, soprattutto quelle legate al calcio che non sono biodisponibili a breve termine (Giordani *et al.*, 2010; Naldi *et al.*, 2010; Viaroli *et al.*, 2013a). Mancano infine informazioni sul silicio che svolge un ruolo chiave nello sviluppo e nella persistenza delle reti trofiche marine (Humborg *et al.*, 1997; Ittekkot *et al.*, 2000; Billen e Garnier, 2007). La serie di dati disponibili, per quanto frammentaria, sembra evidenziare una diminuzione dei carichi della silice reattiva disciolta (DSi) e dei rapporti stechiometrici DSi:DIN (Tab. 2), anche se le concentrazioni di DSi nelle acque fluviali restano relativamente elevate. Lo studio della stechiometria di DIN, SRP e DSi può avere importanti implicazioni nella comprensione del determinismo di fenomeni degenerativi come i bloom di microalghe, anche tossiche, o la crescita delle mucillagini (Fajon *et al.*, 1999; Billen e Garnier, 2007).

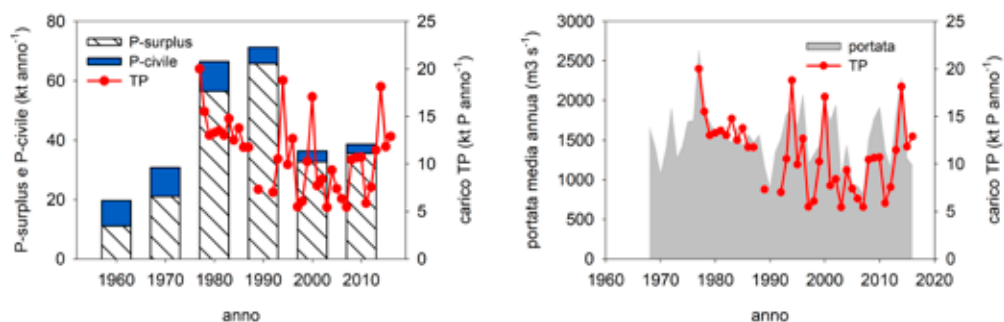


Fig. 4 - Variazioni dei carichi di fosforo totale (TP) rilasciati dal Po al Mare Adriatico dal 1977 al 2016 (dati tratti da Viaroli *et al.*, 2017, 2018).

Time changes of total phosphorus (TP) loadings delivered by the Po river to the Adriatic Sea from 1977 to 2016 (data from Viaroli et al., 2017; 2018).

Tab. 2 - Variazioni del carico di silice reattiva disciolta (DSi) e del rapporto DSi:DIN del carico nel fiume Po dal 1968 al 2016 (fonte dei dati ⁽¹⁾Viaroli *et al.*, 2013a,b; ⁽²⁾dati non pubblicati).

Time changes of dissolved reactive silica (DSi) loadings and molar DSi:DIN ratio of loadings from the Po river to the Adriatic Sea from 1968 to 2016 (data from ⁽¹⁾Viaroli et al., 2013a,b; ⁽²⁾unpublished).

anno	DSi (kt Si anno ⁻¹)	DSi:DIN
1968-1970 ⁽¹⁾	124	1,06
1981-1984 ⁽¹⁾	167	0,70
2004 ⁽¹⁾	172	0,64
2005-2007 ⁽¹⁾	90	0,60
2015 ⁽²⁾	81	0,39
2016 ⁽²⁾	50	0,28

3. Qualità e stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-Romagna - In seguito alle pesanti trasformazioni avvenute nel bacino padano tra il 1970 e il 1990, le acque costiere dell'Emilia-Romagna sono state interessate da processi degenerativi particolarmente gravi, ampiamente descritti da Vollenweider *et al.* (1992) e da

Rinaldi (2014). L'evoluzione dello stato trofico è, a grandi linee, riassunta nella Tab. 3. Ulteriori dettagli sono riportati da Rinaldi *et al.* (2018). In coincidenza con i picchi dei carichi fluviali di DIN e SRP si osservano aumenti rilevanti di DIN, SRP e clorofilla-*a* fitoplanctonica nelle acque marine costiere che denotano condizioni di eutrofia-ipertrofia. In questa nota ci preme sottolineare la notevole estensione delle aree interessate e la durata temporale di questi fenomeni, caratterizzati anzitutto da fioriture di microalghe (Mazziotti *et al.*, 2006), seguite da anossie delle acque di fondo particolarmente estese (Fig. 5). In particolare, si può osservare una relazione stretta tra l'estensione delle zone anossiche e i carichi di DIN e, soprattutto, SRP veicolati dal Po. Con un ritardo di qualche anno, fenomeni altrettanto violenti hanno interessato le lagune del delta del Po, dove bloom macroalgali primaverili, prevalentemente di Ulvacee, e crisi distrofiche estive hanno messo a dura prova l'economia locale, fondata sull'acquacoltura dei molluschi bivalvi (Viaroli *et al.*, 2010).

Tab. 3 - Sintesi dei principali descrittori dell'evoluzione delle pressioni e dei carichi di azoto e fosforo nel bacino del Po e delle risposte delle acque costiere della Regione Emilia-Romagna.

Synthesis of the main indicators of anthropogenic pressures, N and P loadings in the Po river basin, and responses of coastal waters of Emilia-Romagna region.

Descrittori di pressione	1960-1970	1970-1990	1990-oggi
carico generato – N (kt anno ⁻¹)	basso <50	in crescita fino a ~250	in diminuzione fino a ~150
carico generato – P (kt anno ⁻¹)	basso <20	in crescita fino a ~60	in diminuzione fino a ~30
carico esportato – DIN (kt anno ⁻¹)	basso <50	in crescita fino a ~200	elevato >~100
carico esportato – SRP (kt anno ⁻¹)	basso <2,5	in crescita fino a ~6	in diminuzione fino a ~2,5
carico esportato - rapporto molare DIN:SRP	basso <50	in crescita fino a 80	in crescita >100
acque costiere valori medi DIN (µg N l ⁻¹)	n.d.	in crescita fino a 350	in crescita fino a 450
acque costiere valori medi SRP÷TP(µg P l ⁻¹)	n.d.	in crescita fino a 15÷60	in diminuzione <10÷<35
acque costiere clorofilla- <i>a</i> (µg l ⁻¹)	n.d.	in crescita fino a 25	in diminuzione <10
stato trofico acque costiere	meso-eutrofiche	iper-eutrofiche	oligo-mesotrofiche

Dalla fine degli anni '80 le condizioni di stato trofico sono progressivamente migliorate (Rinaldi *et al.*, 2018). Le ricerche pluriennali svolte nell'Alto Adriatico hanno, infatti, evidenziato un netto calo delle concentrazioni di SRP e clorofilla-*a* fitoplanctonica e della produzione secondaria, specialmente in anni asciutti. Per una sintesi dei principali risultati si rimanda a Giani *et al.* (2012) e Grilli *et al.* (2018). In questa nota, le tendenze evolutive delle acque costiere sono valutate sulla base dei dati di qualità delle acque raccolti da Arpa Emilia-Romagna dal 1992 al 2016, sia nel Po a Pontelagoscuro che nei transetti di Porto Garibaldi e Cesenatico (A.A.VV., 1981-2016). Un primo esame è stato svolto mediante correlazione lineare semplice tra le portate rilevate a Pontelagoscuro e la salinità delle acque superficiali nelle stazioni dei due transetti di Porto Garibaldi e Cesenatico. L'analisi è stata ripetuta in modo da massimizzare i valori del coefficiente di correlazione di Pearson (*r*). Il *fitting* migliore è stato ottenuto con dati rilevati nelle stazioni marine alla distanza di 4-5

giorni dal prelievo in quella fluviale. Sulla base di questo sfasamento temporale sono state svolte le correlazioni tra le concentrazioni di DIN determinate a Pontelagoscuro con quelle rilevate dopo 4 giorni a Porto Garibaldi e dopo 5 giorni a Cesenatico (Fig. 6). Tutte le correlazioni sono risultate altamente significative ad indicare una chiara influenza fluviale, soprattutto nella prima fascia entro i 3 km dalla linea di costa. L'influenza fluviale tende quindi a diminuire andando da nord verso sud e dalla costa verso il largo, probabilmente per effetto della produzione primaria e della diluizione (Zuur *et al.*, 2011). Queste osservazioni sono supportate anche dalla correlazione negativa tra azoto nitrico e salinit  nelle stazioni di Porto Garibaldi ($-0,67 < r < -0,48$; $p < 0,001$) e Cesenatico ($-0,63 < r < -0,55$; $p < 0,001$), chiara indicazione dell'apporto di acque dolci di origine fluviale.

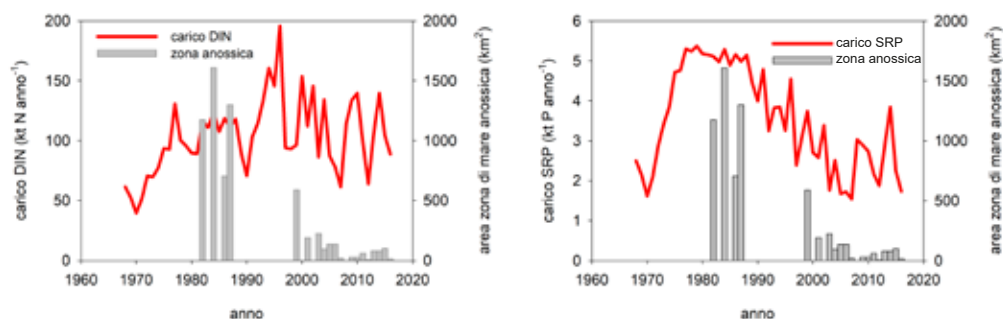


Fig. 5 - Relazione tra l'estensione delle zone di mare anossiche e i carichi di DIN e SRP rilasciati dal Po. I dati sull'estensione delle zone anossiche sono tratti da Rinaldi (2014) e da A.A.VV. (1981-2016).

Relationship between the extent of the anoxic sea areas and the loads of DIN and SRP released by the Po. Data on anoxic zones from Rinaldi (2014) and A.A.VV. (1981-2016).

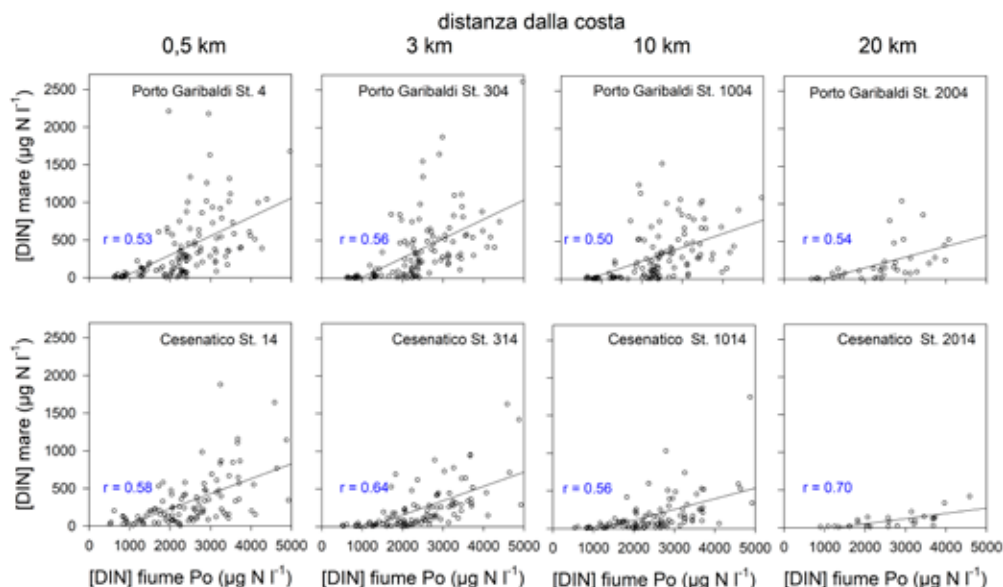


Fig. 6 - Correlazione di Pearson tra le concentrazioni del DIN determinate nelle acque del Po a Pontelagoscuro e nelle stazioni marine dei transesti di Porto Garibaldi e Cesenatico.

Pearson's correlations between DIN concentrations in the Po river at Pontelagoscuro and in the stations of Porto Garibaldi and Cesenatico transects.

Nei transetti considerati, nutrienti e clorofilla-*a* presentano gradienti di concentrazione decrescenti dalla costa verso il mare aperto (Fig. 7). In particolare, le concentrazioni di SRP sono sempre molto basse, ai limiti della soglia di determinazione analitica (dati non riportati). Il TP segue un andamento analogo con valori leggermente più alti. Restano invece elevate le concentrazioni di DIN, costituito prevalentemente da nitrati. In entrambi i transetti, la stazione sotto costa presenta con una certa frequenza picchi di DIN, TP e clorofilla, ad indicare l'influenza di fonti di inquinamento locali, ad esempio canali che drenano aree agricole e centri abitati come il canale navigabile di Porto Garibaldi che riceve le acque del Po di Volano, ricche di azoto e fosforo. Un'analisi più approfondita dei dati di fosforo totale (dati non riportati) ha evidenziato un incremento delle concentrazioni annue medie fino al 2002, dopo anni con portate del Po particolarmente elevate e, successivamente, una progressiva diminuzione inizialmente coincisa con anni particolarmente secchi e con portate fluviali estremamente basse (media annua $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

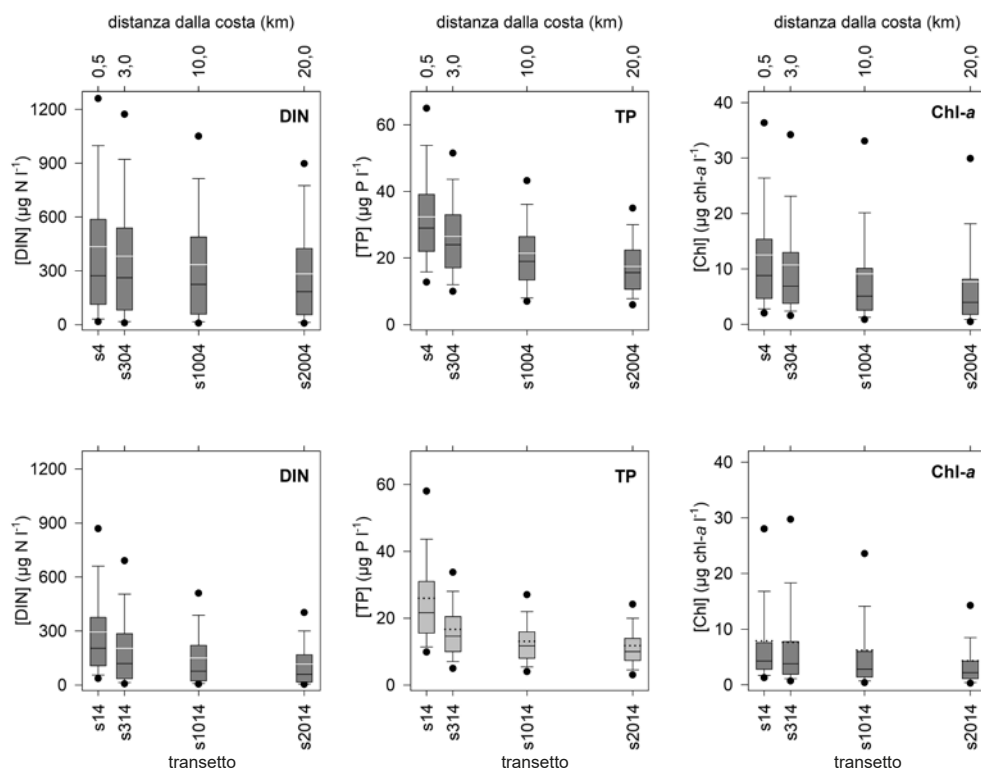


Fig. 7 - Box plot delle concentrazioni di azoto inorganico disciolto (DIN), fosforo totale (TP) e clorofilla-*a* fitoplanctonica (Chl) nelle stazioni di campionamento lungo i transetti di Porto Garibaldi (in alto) e Cesenatico (in basso) per il periodo 1992-2016. La distanza dalla costa delle varie stazioni è indicata sull'asse orizzontale superiore. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, le linee all'interno la mediana (linea nera) e la media (linea bianca), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Box plots of dissolved inorganic nitrogen (DIN), total phosphorus (TP) and phytoplanktonic chlorophyll-a (Chl) concentrations at sampling stations along the Porto Garibaldi (top) and Cesenatico (bottom) transects from 1992 to 2016. Distance from coast is indicated on the top horizontal axis. The boundaries of the box indicate the 25th and 75th percentiles, the lines within the box mark the median (black line) and the mean (white line), error bars indicate the 10th and 90th percentiles, points indicate 5th and 95th percentiles.

Discorso a parte merita la silice reattiva disciolta (DSi) che è stata determinata in modo non continuativo e regolare nelle acque del Po, mentre è oggetto di monitoraggio nelle acque marine costiere da oltre dieci anni (A.A.VV., 1981-2016; Fig. 8). Dall'analisi di questi dati si evince una tendenza evolutiva della DSi analoga a quella già evidenziata per DIN, SRP e TP, ovvero una progressiva diminuzione dalla costa verso il largo e da Porto Garibaldi verso Cesenatico. In particolare, lungo un transetto di 20 km la DSi diminuisce di oltre il 50% e da nord a sud dimezza ulteriormente. Concentrazioni di DSi inferiori ai $500 \mu\text{g Si l}^{-1}$ potrebbero indicare una scarsa disponibilità di silice, soprattutto nei momenti di crescita delle diatomee (Ittekkot *et al.*, 2000). Complessivamente, dal 1991 in poi, la qualità delle acque marine-costiere è migliorata rispetto al periodo 1970-1990. In particolare c'è stato un notevole miglioramento dello stato trofico caratterizzato dalla diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale e clorofilla-*a* fitoplanctonica rispetto ai limiti di Vollenweider e Kerekes (1982). Nel transetto di Porto Garibaldi tra il 60 e 90% dei dati di fosforo totale è inferiore a $35 \mu\text{g P l}^{-1}$, limite tra meso- ed eutrofia (Fig. 9). Nella stazione 4, a 500 m dalla costa, aumenta in modo sensibile la frazione di dati compresi tra 35 e $100 \mu\text{g P l}^{-1}$, equivalenti a condizioni di eutrofia. Il TP diminuisce progressivamente andando verso il largo, dove lo stato trofico tende verso l'oligo-mesotrofia. Nel transetto di Cesenatico, con la sola eccezione della stazione sotto costa (s14), la maggior parte delle concentrazioni di TP sono inferiori a $35 \mu\text{g P l}^{-1}$ con un'importante frazione di dati inferiori a $10 \mu\text{g P l}^{-1}$. La clorofilla-*a* presenta andamenti analoghi, anche se la frequenza dei dati è maggiormente spostata verso condizioni di eutrofia. Complessivamente, nel transetto di Porto Garibaldi si presentano condizioni prevalentemente meso-eutrofiche, mentre a Cesenatico prevalgono condizioni meso-oligotrofiche.

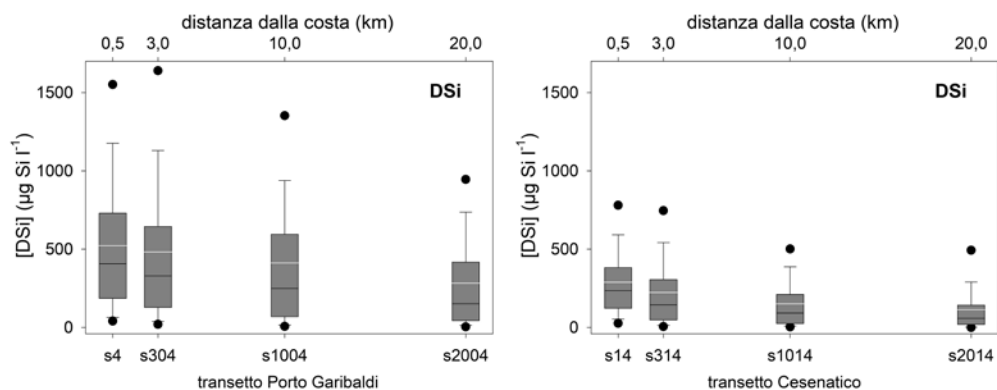


Fig. 8 - Box plot delle concentrazioni di silice disciolta (DSi) nelle stazioni di campionamento lungo i transetti di Porto Garibaldi (a sinistra) e Cesenatico (a destra) per il periodo 1992-2016. La distanza dalla costa delle varie stazioni è indicata sull'asse orizzontale superiore. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, le linee all'interno la mediana (linea nera) e la media (linea bianca), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Box plots of dissolved silica (DSi) concentrations at sampling stations along the Porto Garibaldi (left) and Cesenatico (right) transects from 1992 to 2016. Distance from coast is indicated on the top horizontal axis. The boundaries of the box indicate the 25th and 75th percentiles, the lines within the box mark the median (black line) and the mean (white line), error bars indicate the 10th and 90th percentiles, points indicate the 5th and 95th percentiles.

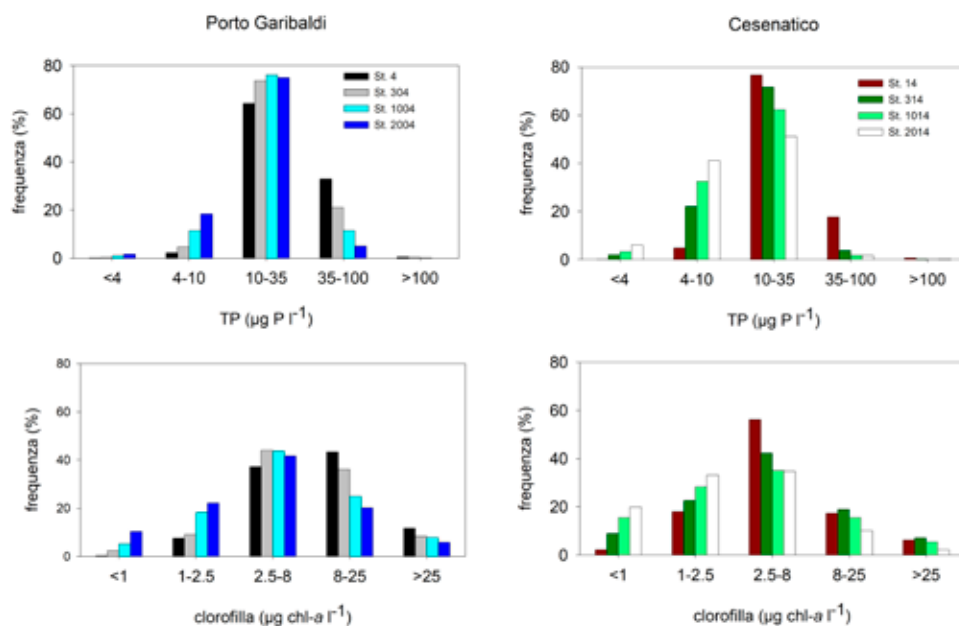


Fig. 9 - Distribuzione di frequenza delle concentrazioni di fosforo totale (TP) e clorofilla-*a* fitoplanctonica nelle stazioni di campionamento lungo i transesti di Porto Garibaldi (a sinistra) e Cesenatico (a destra) per il periodo 1992-2016. Le cinque classi di frequenza indicano i limiti delle classi di stato trofico: ultra-oligotrofico, oligotrofico, mesotrofico, eutrofico, ipertrofico.

Frequency distribution of total phosphorus (TP) and phytoplanktonic chlorophyll-a concentrations at sampling stations along the Porto Garibaldi (left) and Cesenatico (right) transects from 1992 to 2016. The five frequency classes indicate limits of the trophic state classes: ultra-oligotrophic, oligotrophic, mesotrophic, eutrophic, hypertrophic.

L'eredità del passato e le sfide del futuro - L'evoluzione temporale della qualità e dello stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-Romagna segue un andamento che è in larga misura sovrapposto a quello delle acque fluviali. Anzitutto ci preme evidenziare come ci sia un punto di rottura rilevante, tra il 1970 e il 1990, quando avviene una radicale trasformazione del settore agro-zootecnico. Il tradizionale sistema basato sulla rotazione bilanciata di colture foraggere con cereali e integrato con l'allevamento bovino, viene progressivamente sostituito da un sistema monocolturale e da allevamenti intensivi a carattere industriale, soprattutto di suini. Ne consegue una diminuzione della produzione di letame, tipica dell'allevamento bovino, accompagnata da una produzione eccessiva di liquami suinicoli, frutto anche delle modalità di lavaggio delle stalle con grandi quantitativi di acqua. I reflui zootecnici perdono così il loro valore agronomico e diventano rifiuti da smaltire e da trattare. In parallelo cresce l'incidenza della fertilizzazione di sintesi, aggravando il peso dei carichi di P ed N. Di notevole rilievo è anche la redistribuzione del carico zootecnico conseguente l'applicazione di restrizioni nello smaltimento dei reflui zootecnici in alcune regioni piuttosto che in altre. Si assiste così alla delocalizzazione degli allevamenti soprattutto nella bassa Lombardia tra Adda e Mincio, dove si creano zone nelle quali i carichi di N e P disponibili superano le necessità delle colture e le quantità in eccesso vengono rilasciate nei corpi idrici sia superficiali che profondi. La valutazione dell'impatto dei reflui zootecnici e dei concimi minerali

sugli ecosistemi acquatici non considera in genere altre variabili che non siano il carico animale e le modalità di allevamento e/o l'uso agricolo dei suoli. Riteniamo, invece, che altri fattori possano avere un ruolo altrettanto rilevante: l'impermeabilizzazione dei suoli, lo sviluppo invasivo di centri urbani e infrastrutture, la pesante modificazione degli alvei fluviali dovuta all'attività estrattiva di materiali inerti direttamente in alveo e alla costruzione di opere fluviali di vario tipo che hanno inciso in modo pesante sull'idro-morfologia e sulla capacità di autoregolazione biogeochimica dei corsi d'acqua (Pinay *et al.*, 2002). A fronte di pressioni così rilevanti, sono state avviate politiche ambientali che hanno avuto effetti positivi, a partire dalla legge 319/1976 (legge Merli), seguita dalla costruzione degli impianti di depurazione dei reflui urbani, ai decreti legislativi per la riduzione del contenuto di P nei detersivi, alla promozione di buone pratiche agricole e zootecniche per contenere i consumi di acqua e uso di fertilizzanti e per migliorare la dieta animale (Rinaldi, 2014). Questi provvedimenti hanno nel loro insieme generato effetti apprezzabili già negli anni '90 e sono stati particolarmente efficaci nel contenimento del fosforo, uno dei fattori principali nello sviluppo dell'eutrofizzazione della costa (Palmeri *et al.*, 2005). Resta, invece, irrisolto il problema del massiccio carico diffuso di azoto, per il quale si presenta anche una pesante eredità del passato, in quanto una quota non quantificabile, ma sicuramente molto elevata, è stata accumulata nelle acque sotterranee sotto forma di nitrato che ritorna in ciclo attraverso le sorgenti di pianura, i pozzi e il flusso di subalveo (Bartoli *et al.*, 2012; Soana *et al.*, 2017; Van Meter *et al.*, 2018). Questa sproporzione tra azoto e fosforo non deve però trarre in inganno, lasciando supporre che ci possa essere un problema di limitazione da fosforo. Nel Po e nei suoi affluenti, le concentrazioni di SRP e TP restano ancora elevate rispetto al fondo naturale che è di pochi $\mu\text{g P l}^{-1}$. Si rileva piuttosto un eccesso incontrollato di azoto che può avere altre influenze, ad esempio può essere di stimolo per la vegetazione nitrofila e può causare fioriture micro e macroalgali, anche di alghe tossiche (Billen e Garnier, 2007). Infine, è stato per lungo tempo sottovalutato il ruolo della silice, che è oggi oggetto di un crescente interesse per il ruolo che svolge nel determinismo delle reti trofiche marine (Humborg *et al.*, 1997; Viaroli *et al.*, 2013b). La relazione tra pressioni nel bacino idrografico, carichi fluviali e impatto sulle acque marine costiere presenta ancora aspetti meritevoli di studi ed approfondimenti, anche nel contesto del cambiamento climatico. Numerosi contributi, in una raccolta monografica dedicata alle tendenze evolutive del Mare Adriatico settentrionale, hanno evidenziato una generale riduzione delle concentrazioni di SRP e clorofilla-*a* fitoplanctonica che può essere messa in relazione con la variabilità idrologica del Po (Giani *et al.*, 2012). Oltre al Po possono localmente assumere grande importanza i corsi d'acqua minori (Cozzi e Giani, 2011). Infine, composizione e struttura delle comunità possono dipendere non solo dall'apporto di nutrienti, ma anche dalle condizioni meteorologiche e idrologiche (Mazziotti *et al.*, 2008) e da altri tipi di pressioni, come ad esempio la pesca che influenza le dinamiche di popolazione della comunità planctonica (Fortibuoni *et al.*, 2017). Il recupero di condizioni chimiche confrontabili con quelle originarie non è dunque necessariamente accompagnato dal ripristino delle comunità presenti prima del disturbo e l'evoluzione dell'ecosistema marino potrebbe seguire traiettorie inedite e imprevedibili (Duarte *et al.*, 2009; Glibert, 2017). Molto spesso i cambiamenti dell'ecosistema acquatico sono transitori e sono caratterizzati da fasi determinate in larga misura da forzanti climatiche e idrologiche. Ad esempio, dal 2003 al 2007 le portate del Po si sono attestate per più anni su valori compresi tra $25\text{-}30 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$, quando la portata media annua è stimata in circa $50 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$ (Montanari, 2012). In parallelo, i carichi di SRP e DIN si sono sensibilmente ridotti, al punto che negli anni successivi

è stato registrato un netto miglioramento dello stato trofico nell'ecosistema marino. A distanza di pochi anni però, si è verificato un nuovo aumento dei carichi, in seguito alla ripresa della piovosità e delle portate. Infine, occorre sottolineare come produzione primaria e stato trofico possano dipendere dall'azione sinergica di più elementi in dipendenza delle condizioni fisiche dell'ecosistema marino (Glibert, 2017). Il fatto che i carichi del fosforo si siano notevolmente ridotti potrebbe far pensare che il problema sia risolto. Restano però in sospeso diverse questioni. Il fosforo abbattuto nei depuratori può rientrare in circolo attraverso l'uso agronomico dei fanghi di depurazione. Questa sorgente si va a sommare al fosforo immesso nell'ambiente per oltre cinquant'anni. Probabilmente si è accumulato in suoli e sedimenti grazie a processi di co-precipitazione o con la formazione di complessi e composti con metalli che sono particolarmente stabili. Quanto potranno incidere su questi processi il cambiamento climatico e i suoi effetti sull'idrologia? Sono temi di grande attualità in quanto si ipotizza una possibile "eredità del fosforo", ovvero un ritorno in circolo di parte del fosforo che al momento è inerte (Jarvie *et al.*, 2013). In altri paesi, il problema del fosforo è tuttora oggetto di attenzione non solo perché è causa di eutrofizzazione, ma anche per la sua scarsità. In questo contesto, l'orientamento delle politiche ambientali è indirizzato al recupero e al riciclo del P attraverso una gestione tecnologicamente avanzata degli impianti di depurazione che tende a chiudere il ciclo di questo elemento (<http://www.phosphorusplatform.eu>). Per l'azoto la situazione sembra essere più chiara: diverse attività antropiche hanno immesso nella biosfera quantitativi delle forme più reattive (ammoniaca e nitrati) misurabili in decine di teragrammi ogni anno (Erisman *et al.*, 2008). Una parte consistente di questo carico è costituita da azoto nitrico, particolarmente solubile, che si accumula nei suoli superficiali e nella zona radicale, e negli acquiferi sotterranei. Questi ultimi agiscono come serbatoi che accumulano nitrato in concentrazioni crescenti rilasciandolo poi in superficie attraverso il flusso di subalveo, le sorgenti di pianura e i pozzi (Van Meter *et al.*, 2018). Questo fenomeno è stato descritto anche nelle aree della bassa pianura lombarda dove massimi sono i carichi generati di azoto (Bartoli *et al.*, 2012; Delconte *et al.*, 2014). Ne consegue che gli effetti delle attuali azioni di contenimento e riduzione dei carichi azotati potranno avere effetti ed essere apprezzati tra decine di anni e, conseguentemente, potrebbero essere messe in discussione le attuali politiche ambientali in questo settore (Van Meter *et al.*, 2018). Sarebbe un gravissimo errore che potrebbe portare ad un collasso generalizzato dei sistemi acquatici superficiali e profondi. Piuttosto, queste evidenze suggeriscono come le attuali tecnologie, pur essendo necessarie, non siano sufficienti a risolvere il problema dell'inquinamento da azoto (Palmeri *et al.*, 2005; Pirrone *et al.*, 2005). In primo luogo occorre agire sul carico diffuso e, in parallelo, è necessario riprogettare il sistema agro-zootecnico (Viaroli *et al.*, 2015; Garnier *et al.*, 2016). Una possibile soluzione riguarda la gestione di componenti tipiche del paesaggio di pianura come le zone umide perifluviali (Racchetti *et al.*, 2011) e il reticolo idrografico minore (Castaldelli *et al.*, 2015; Soana *et al.*, 2017). In particolare, i canali che si sviluppano per oltre 50.000 km lineari in tutto il bacino del Po offrono condizioni idonee per ridurre in modo quantitativamente apprezzabile il carico azotato, direttamente nelle aree in cui viene generato. Analogo discorso vale per le zone umide localizzate nei tratti terminali dei corsi d'acqua e lungo la costa. Più in generale, occorre un cambio di paradigma: gli interventi a valle degli scarichi devono essere integrati con la ricostruzione del territorio, legando la soluzione dei problemi dell'eutrofizzazione a quella di altre emergenze, ad esempio alla pianificazione dell'adattamento al cambiamento climatico (Viaroli *et al.*, 2014; Tagliapietra *et al.*, 2014).

Bibliografia

- AA.VV. (1981-2016) - Qualità ambientale delle acque marine in Emilia-Romagna. Rapporti annuali. Regione Emilia-Romagna - Arpae Emilia-Romagna.
- BARTOLI M., RACCHETTI E., DELCONTE C.A., SACCHI E., SOANA E., LAINI A., LONGHI D., VIAROLI P. (2012) - Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, northern Italy): in quest of the missing sources and sinks. *Biogeosciences*, **9**: 361-373.
- BILLEN G., GARNIER J. (2007) - River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Mar. Chem.*, **106** (1-2): 148-160.
- CASTALDELLI G., SOANA E., RACCHETTI E., VINCENZI F., FANO E.A., BARTOLI M. (2015) - Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. *Agr. Ecosyst. Environ.*, **212**: 253-262.
- COZZI S., GIANI M. (2011) - River water and nutrient discharges in the northern Adriatic Sea: current importance and long term changes. *Cont. Shelf Res.*, **31** (18): 1881-1893.
- DALL'OLIO N., CAVALLO M.C. (2009) - *Dinamiche di consumo di suolo agricolo nella pianura parmense 1881-2006. I dati e gli impatti sul sistema agroalimentare*. Servizio Agricoltura e Sviluppo Economico, Provincia di Parma: 96 pp.
- DELCONTE C.A., SACCHI E., RACCHETTI E., BARTOLI M., MAS-PLA J., RE V. (2014) - Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: a combined hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy). *Sci. Total Environ.*, **466-467**: 924-938.
- DE WIT M., BENDORICCHIO G. (2001) - Nutrient fluxes in the Po basin. *Sci. Total Environ.*, **273** (1-3): 147-161.
- DUARTE C.M., CONLEY D.J., CARSTENSEN J., SÁNCHEZ-CAMACHO M. (2009) - Return to *Neverland*: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuar. Coast.*, **32** (1): 29-36.
- ERISMAN J.W., SUTTON M.A., GALLOWAY J., KLIMONT Z., WINIWARTER W. (2008) - How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nat. Geosci.*, **1**: 636-639.
- FAJON C., CAUWET G., LEBARON P., TERZIC S., AHEL M., MALEJ A., MOZETIC P., TURK V. (1999) - The accumulation and release of polysaccharides by planktonic cells and the subsequent bacterial response during a controlled experiment. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **29** (4): 351-363.
- FORTIBUONI T., GIOVANARDI O., PRANOVI F., RAICEVICH S., SOLIDORO C., LIBRALATO S. (2017) - Analysis of long-term changes in a Mediterranean marine ecosystem based on fishery landings. *Front. Mar. Sci.*, **4**, doi: 10.3389/fmars.2017.00033.
- GARNIER J., ANGLADE J., BENOIT M., BILLEN G., PUECH T., RAMARSON A., PASSY P., SILVESTRE M., LASSALETTA L., TROMMENSCHLAGER J.-M., SCHOTT C., TALLEC G. (2016) - Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future. *Environ. Sci. Policy*, **63**: 76-90.
- GIANI M., COZZI S., TARTARI G. (2018) - Tendenze dei carichi di nutrienti riversati dal fiume Po nel Nord Adriatico. *Biol. Mar. Mediterr.*, **25** (1): 23-26.
- GIANI M., DEGOBBIS D., CABRINI M., FONDA UMANI S. (EDS) (2012) - Fluctuations and trends in the northern Adriatic marine systems: from annual to decadal variability. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **115**: 1-414.
- GIORDANI G., ROMA G., AZZONI R., PIEROBON E., TORNATORE F., VIAROLI P. (2010) - Analisi della composizione del fosforo particellato veicolato dal fiume Po in diverse condizioni idrologiche. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 77-86.
- GLIBERT P.M. (2017) - Eutrophication, harmful algae and biodiversity - Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Mar. Pollut. Bull.*, **124** (2): 591-606.
- GRILLI F., BERNARDI AUBRY F., BASTIANINI M., BERGAMI C., CABRINI M., CAMATTI E., CAMPANELLI A., CATALETTO B., COZZI S., DEL NEGRO P., GIANI M., GUICCIARDI S., MARINI M., PENNA A., PENNA P., PUGNETTI A., RAVAIOLI M., RIMINUCCI F., RINALDI A., RICCI F., TOTTI C., VIAROLI P. (2018) - Seasonal and interannual trends of trophic status in northern Adriatic Sea in relation to nutrient loadings. *Biol. Mar. Mediterr.*, **25** (1): 51-52.
- HUMBORG C., ITTEKKOT V., COCIASU A., BODUNGEN B.V. (1997) - Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**: 385-388.
- ISPRA (2017) - Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. *Rapporti ISPRA*, **266**: 186 pp.

- ITTEKKOT V., HUMBORG C., SCHÄFER P. (2000) - Hydrological alterations and marine biogeochemistry: a silicate issue? *BioScience*, **50** (9): 776-782.
- JARVIE H.P., SHARPLEY A.N., WITHERS P.J.A., SCOTT J.T., HAGGARD B.E., NEAL C. (2013) - Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *J. Environ. Qual.*, **42** (2): 295-304.
- LAMBERTI A. (1993) - Le modificazioni recenti verificatesi nell'asta principale del Po e problemi connessi. *Acqua-Aria*, **6**: 589-592.
- MARCHETTI R., PROVINI A., CROSA G. (1989) - Nutrient load carried by the River Po into the Adriatic Sea, 1968-1987. *Mar. Pollut. Bull.*, **20** (4): 168-172.
- MAZZIOTTI C., FERRARI C.R., MONTANARI G., BENZI M., SILVESTRI C., RINALDI A. (2006) - Tendenza evolutiva del fenomeno eutrofico nelle acque costiere emiliano-romagnole: 1982-2004. *Biol. Mar. Mediterr.*, **13** (1): 105-113.
- MAZZIOTTI C., SILVESTRI C., BENZI M. (2008) - Variazione annuale del fitoplancton in relazione alla struttura della colonna d'acqua in un'area eutrofizzata al largo di Lido Adriano (Emilia Romagna, Nord Adriatico). *Biol. Mar. Mediterr.*, **15** (1): 34-37.
- MONTANARI A. (2012) - Hydrology of the Po River: looking for changing patterns in river discharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **16** (10): 3739-3747.
- NALDI M., PIEROBON E., TORNATORE F., VIAROLI P. (2010) - Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di fosforo e azoto nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 59-69.
- PALMERI L., BENDORICCHIO G., ARTIOLI Y. (2005) - Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecol. Model.*, **184** (1): 37-53.
- PINAY G., CLÉMENT J.C., NAIMAN R.J. (2002) - Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environ. Manage.*, **30** (4): 481-491.
- PIRRONE N., TROMBINO G., CINNIRELLA S., ALGIERI A., BENDORICCHIO G., PALMERI L. (2005) - The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. *Reg. Environ. Change*, **5** (2-3): 111-137.
- RACCHETTI E., BARTOLI M., SOANA E., LONGHI D., CHRISTIAN R.R., PINARDI M., VIAROLI P. (2011) - Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, **103** (1-3): 335-354.
- RINALDI A. (2014) - *Fioriture algali in Adriatico. Il bacino padano-adriatico tra sviluppo e scienza*. Editrice La Mandragora, Imola (BO): 280 pp.
- RINALDI A., GIOVANARDI F., FERRARI C.R., MAZZIOTTI C. (2018) - Stato trofico dell'Alto Adriatico: tendenze evolutive e quadro di riferimento concettuale. *Biol. Mar. Mediterr.*, **25** (1): 43-46.
- SALERNO F., VIVIANO G., TARTARI G. (2018) - Urbanization and climate change impacts on surface water quality: enhancing the resilience by reducing impervious surfaces. *Water Res.*, **144**: 491-502.
- SOANA E., BALESTRINI R., VINCENZI F., BARTOLI M., CASTALDELLI G. (2017) - Mitigation of nitrogen pollution in vegetated ditches fed by nitrate-rich spring waters. *Agr. Ecosyst. Environ.*, **243**: 74-82.
- SOANA E., RACCHETTI E., LAINI A., BARTOLI M., VIAROLI P. (2011) - Soil budget, net export, and potential sinks of nitrogen in the lower Oglio River watershed (northern Italy). *CLEAN - Soil Air Water*, **39** (11): 956-965.
- TAGLIAPIETRA D., MAGNI P., BASSET A., VIAROLI P. (2014) - Ecosistemi costieri di transizione: trasformazioni recenti, pressioni antropiche dirette e possibili impatti del cambiamento climatico. *Biologia Ambientale*, **28** (2): 101-111.
- VAN METER K.J., VAN CAPPELLEN P., BASU N.B. (2018) - Legacy nitrogen may prevent achievement of water quality goals in the Gulf of Mexico. *Science*, **360** (6387): 427-430.
- VIAROLI P. (2017) - I corsi d'acqua nell'Antropocene: processi e servizi ecosistemici, deterioramento e riqualificazione. *Biologia Ambientale*, **31**: 245-252.
- VIAROLI P., BARTOLI M. (2009) - Ricerca ecologica e riqualificazione fluviale. *Riqualificazione fluviale*, **2**: 15-22.
- VIAROLI P., AZZONI R., BARTOLI M., GIORDANI G., NALDI M., NIZZOLI D. (2010) - Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and

- ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology*, **1** (2): 271-293.
- VIAROLI P., AZZONI R., BARTOLI M., LONGHI D., NALDI M., NIZZOLI D., FANO E.A., CASTALDELLI G., SOANA E., VINCENZI F., ZONTA R., BOTTER M. (2017) - Documento di sintesi sui carichi totali e di piena di SST, N, P e Si rilasciati dal Po ai rami del delta. Report SP3_LI5WPI_UO8_D01. RITMARE, La Ricerca Italiana per il MARE: 60 pp.
- VIAROLI P., BARTOLI M., BOLPAGNI R., PECORA S., ROSSETTI G. (2014) - Stato attuale e vulnerabilità dei tratti planiziali dei corsi d'acqua nel bacino del Po in relazione a pressioni locali e cambiamento climatico. *Biologia Ambientale*, **28** (2): 75-86.
- VIAROLI P., BARTOLI M., CASTALDELLI G., NALDI M., NIZZOLI D., ROSSETTI G. (2013b) - Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy. In: Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds), *Understanding freshwater quality problems in a changing world. IAHS Publ.*, **361**: 175-182.
- VIAROLI P., NIZZOLI D., PINARDI M., ROSSETTI G., BARTOLI M. (2013a) - Factors affecting dissolved silica concentrations, and DSi and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po River, Italy). *Silicon*, **5** (1): 101-114.
- VIAROLI P., NIZZOLI D., PINARDI M., SOANA E., BARTOLI M. (2015) - Eutrophication of the Mediterranean Sea: a watershed-cascading aquatic filter approach. *Rend. Lincei Sci. Fis.*, **26** (1): 13-23.
- VIAROLI P., SOANA E., PECORA S., LAINI A., NALDI M., FANO E.A., NIZZOLI D. (2018) - Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, northern Italy). *Sci. Total Environ.*, **639**: 1574-1587.
- VOLLENWEIDER R.A., KEREKES J.J. (EDS) (1982) - *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. OECD, Paris: 154 pp.
- VOLLENWEIDER R.A., RINALDI A., MONTANARI G. (1992) - Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten-year monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic Sea). In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (eds), *Marine coastal eutrophication*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands: 63-106.
- ZUUR A.F., IENO E.N., MAZZIOTTI C., MONTANARI G., RINALDI A., FERRARI C.R. (2011) - Estimation of common trends for trophic index series. In: Chandler R.E., Scott E.M. (eds), *Statistical methods for trend detection and analysis in the environmental sciences*. John Wiley & Sons, Ltd. Publication, UK: 307-331.

Informazioni e dati presentati in questa nota sono tratti in parte dagli elaborati dei progetti 1) Monitoraggio dei carichi dei nutrienti veicolati dal Po al Mare Adriatico, finanziato da regione Lombardia; 2) Valutazione di criteri di classificazione dello stato trofico, della suscettibilità all'eutrofizzazione dei sistemi fluviali e dei carichi di nutrienti veicolati nelle acque superficiali e delle relative sorgenti, nell'ambito degli adempimenti della direttive comunitarie 2000/60 (direttiva quadro acque) e 676/91 (direttiva nitrati), finanziato da regione Lombardia; 3) RITMARE un progetto bandiera finanziato dal MIUR (linea SP3-LI5).




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.6 DELL'ELABORATO 2 RELAZIONE DI ACCOMPAGNAMENTO AL 2° INVENTARIO DEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO EX ART. 78TER DEL D.LGS. 152/06 E SS.MM.II

Versione	1
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 15 dicembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 2
Identificatore	PdGPo2021_All26_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po






2° Inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite di sostanze prioritarie del distretto idrografico del fiume Po

art. 78-ter del D.lgs.152/06 e ss.mm.ii

RELAZIONE DI ACCOMPAGNAMENTO

Versione	2
Data	Creazione: 1 maggio 2020 Modifica: 13 luglio 2020
Tipo	Relazione di accompagnamento pe "Il Inventario ex art. 78 del D.Lgs. 152/06", 2019
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 37
Identificatore	rel_II_inventario_2020_07_13
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



AUTORITA' DI BACINO DISTRETTUALE DEL FIUME PO



Prefazione

La relazione di accompagnamento ai dati del secondo inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite di sostanze prioritarie (art.78-ter del D.lgs. 152/2006 e ss.mm.ii.) si propone la finalità di agevolare la lettura delle informazioni inserite nel database predisposto da ISPRA e compilato da Autorità di bacino Distrettuale del f. Po, sulla base dei dati forniti dalle Regioni del distretto padano, dalla Provincia Autonoma di Trento e dal sistema delle Agenzie Ambientali di competenza.

Le scelte metodologiche concordate a livello distrettuale, in accordo anche con il MATTM e ISPRA, hanno inteso aggiornare ed integrare quanto redatto nel primo inventario, fornendo il quadro sulla contaminazione da sostanze prioritarie nel Distretto idrografico del fiume Po al fine di poter porre in essere le azioni volte al raggiungimento degli obiettivi ambientali in attuazione della direttiva 2000/60/CE.



Indice

1.	Introduzione	1
1.1.	Finalità dell'inventario	1
1.2.	Schema logico per la compilazione dell'inventario	5
1.2.1.	Metodo di lavoro distrettuale	6
2.	Scelte metodologiche adottate	8
2.1.	Step 1: selezione delle sostanze rilevanti	8
2.1.1.	Matrici ambientali considerate	8
2.1.2.	Criteri adottati	8
2.1.3.	Selezione delle sostanze prioritarie con LOQ inadeguati	9
2.2.	Step 2: calcolo dei carichi per le sostanze rilevanti	9
2.2.1.	Risoluzione temporale: anni di riferimento	9
2.2.2.	Calcolo dei carichi puntuali	10
2.2.3.	Carico fluviale e carico diffuso	12
3.	Compilazione dei formulari ISPRA: convenzioni e trattamento dei dati	15
3.1.	Formulari ISPRA	15
3.2.	Elaborazione dei dati	16
3.3.	Trattamento dei dati di monitoraggio per il calcolo dei carichi fluviali	17
3.3.1.	Trattamento di misure di sostanze rilevanti espresse come sommatorie	17
3.4.	Trattamento dei dati per il calcolo dei carichi puntuali	18
4.	Risultati delle attività svolte	19
4.1.	Sostanze considerate rilevanti per il distretto padano	19
4.2.	Stime dei carichi puntuali	27
4.3.	Stima dei carichi fluviali e diffusi	27
4.4.	Ulteriori dettagli sui carichi diffusi	29
4.5.	Criticità nei piani di monitoraggio	30
4.6.	Criticità nel calcolo dei carichi puntuali	31
4.7.	Criticità nel calcolo dei carichi fluviali	32
4.8.	Criticità nel calcolo dei carichi diffusi	32
5.	Bibliografia	33

Elenco Allegati:

- Allegato 1- Sostanze prioritarie con LOQ inadeguati
- Allegato 2 – Descrizione sintetica delle fonti informative utilizzate per il la stima dei carichi di origine puntuale



- Allegato 3 – Sintesi dei carichi puntuali immessi per Regione del Distretto e dei carichi fluviali per Sub Unit
- Allegato 4 – Tabella delle Stazioni di monitoraggio utilizzate per il calcolo del carico fluviale e diffuso



1. Introduzione

1.1. Finalità dell'inventario

L'inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite di sostanze prioritarie di cui all'art. 78 ter (di seguito "Inventario"), è lo strumento tecnico-operativo per la valutazione del raggiungimento dello stato chimico buono nei corpi idrici superficiali e la sua istituzione nasce dalle esigenze esplicitate in premessa nella **direttiva 2008/10/CE** ai seguenti punti:

- punto 6: **"Conformemente all'articolo 4 della direttiva 2000/60/CE, in particolare al paragrafo 1, lettera a), gli Stati membri dovrebbero attuare le misure necessarie a norma dell'articolo 16, paragrafi 1 e 8, di detta direttiva al fine di ridurre progressivamente l'inquinamento causato dalle sostanze prioritarie e arrestare o eliminare gradualmente le emissioni, gli scarichi e le perdite di sostanze pericolose prioritarie."**
- punto 20: **"Occorre verificare la conformità agli obiettivi di arresto o eliminazione graduale e di riduzione delle sostanze, definiti nell'articolo 4, paragrafo 1, lettera a), della direttiva 2000/60/CE e rendere la valutazione della conformità a tali obblighi un'operazione trasparente, in particolare per quanto riguarda il considerare significativi le emissioni, gli scarichi e le perdite di origine antropica, per permettere il raggiungimento di un buono stato delle acque superficiali ai sensi della DQA. Le scadenze per l'arresto o l'eliminazione graduale e la riduzione possono inoltre essere correlate soltanto ad un inventario... Serve del pari uno strumento adeguato a quantificare le perdite di sostanze che avvengono naturalmente o che derivano da processi naturali, poiché in questo caso sono impossibili sia l'arresto sia l'eliminazione graduale completi da tutte le fonti potenziali. Per rispondere a tali esigenze ciascuno Stato membro dovrebbe istituire un inventario delle emissioni, degli scarichi e delle perdite per ciascun distretto o parte di distretto idrografico situato nel suo territorio"**

All'articolo 5 della stessa direttiva vengono poi descritti i contenuti che gli inventari devono avere, gli anni di riferimento dei dati da inserire e le scadenze che gli Stati membri devono rispettare.

- **"1. [...] gli Stati membri istituiscono un inventario, comprendente carte topografiche, se disponibili, delle emissioni, degli scarichi e delle perdite di tutte le sostanze prioritarie e degli inquinanti inseriti nell'allegato I, parte A, della presente direttiva e relativi a ciascun distretto idrografico o parte di distretto idrografico all'interno del loro territorio; nell'inventario figurano, ove opportuno, le concentrazioni di tali sostanze e inquinanti nei sedimenti e nel biota."**

I contenuti dell'art.5 della direttiva 2008/105/CE sono stati recepiti e declinati a livello nazionale, dagli art.78ter (di seguito art. 78ter) e 118 (di seguito art. 118) del D.lgs. 152/2006 e ss.mm.ii.:

- **l'art.78ter richiama le finalità dell'istituzione dell'inventario:**
 - **"1. Ai fini della determinazione del buono stato chimico delle acque superficiali, si applicano, con le modalità disciplinate dal presente articolo, gli SQA elencati in tabella 1/A per la colonna d'acqua e per il biota e gli SQA elencati in tabella 2/A per i sedimenti, di cui al paragrafo A.2.6 dell'allegato 1 alla parte terza." [...]**
 - **"13. Le disposizioni del presente articolo concorrono a conseguire l'obiettivo dell'eliminazione delle sostanze pericolose prioritarie indicate come PP alla tabella 1/A del paragrafo A.2.6 dell'allegato 1 alla parte terza, negli scarichi, nei rilasci da fonte diffusa e nelle perdite, nonché alla graduale riduzione negli stessi delle sostanze prioritarie individuate come P alla medesima tabella. Tali obiettivi devono essere conseguiti entro venti anni dall'inserimento della sostanza nell'elenco delle sostanze prioritarie da parte del Parlamento europeo e del Consiglio. Per le sostanze indicate come E l'obiettivo è di eliminare l'inquinamento delle acque causato da scarichi, rilasci da fonte diffusa e perdite entro il 2021."**



[...] l'art.118 sancisce che le regioni e le province autonome devono provvedere entro il 22 dicembre 2019 all'aggiornamento dell'Inventario.

- **l'art.118 prevede l'Inventario come uno degli strumenti per valutare l'impatto antropico sui distretti:**

- *"1. Al fine di aggiornare le informazioni necessarie alla redazione del Piano di gestione di cui all'articolo 117, **le regioni attuano appositi programmi di rilevamento dei dati utili a descrivere le caratteristiche del bacino idrografico e a valutare l'impatto antropico esercitato sul medesimo, nonché alla raccolta dei dati necessari all'analisi economica dell'utilizzo delle acque, secondo quanto previsto dall'allegato 10 alla presente parte terza. Le risultanze delle attività di cui al primo periodo sono trasmesse al Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, alle competenti Autorità di bacino e al Dipartimento tutela delle acque interne e marine dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale**".*
- *"2. I programmi di cui al comma 1 sono adottati in conformità alle indicazioni di cui all'Allegato 3 alla parte terza del presente decreto e di cui alle disposizioni adottate con apposito decreto dal Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare e sono aggiornati entro il 22 dicembre 2013 e successivamente ogni sei anni".*

Per la predisposizione del secondo inventario si è fatto inoltre riferimento al nuovo assetto territoriale e amministrativo italiano dei distretti di cui all'art. 51 della **Legge n. 221 del 28 dicembre 2015** che modifica il D.lgs. 152/2006 ai seguenti articoli:

- art. 63 (Autorità di bacino distrettuale):

- *"1. In ciascun distretto idrografico di cui all'articolo 64 è istituita l'Autorità di bacino distrettuale, di seguito denominata "Autorità di bacino", ente pubblico non economico che opera in conformità agli obiettivi della presente sezione e uniforma la propria attività a criteri di efficienza, efficacia, economicità e pubblicità." [...]*

- art. 64 (Distretti idrografici):

- *1. L'intero territorio nazionale, ivi comprese le isole minori, è ripartito nei seguenti distretti idrografici: [...]*

b) distretto idrografico del Fiume Po, comprendente i seguenti bacini idrografici:

- 1) Po, già bacino nazionale ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 2) Reno, già bacino interregionale ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 3) Fissero Tartaro Canalbianco, già bacini interregionali ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 4) Conca Marecchia, già bacino interregionale ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 5) Lamone, già bacino regionale ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 6) Fiumi Uniti (Montone, Ronco), Savio, Rubicone e Uso, già bacini regionali ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183;*
- 7) bacini minori afferenti alla costa romagnola, già bacini regionali ai sensi della legge 18 maggio 1989, n. 183; [...]*

Le modifiche introdotte al territorio dell'Autorità di bacino Distrettuale del fiume Po hanno portato all'individuazione di 5 Sub Unit, di riferimento, oltre che per l'aggiornamento del Piano di Gestione delle



Acque del Distretto idrografico del fiume Po (di seguito PdG Po), anche per la compilazione dell'inventario, come riportato più avanti.

Le Sub Unit individuate sono le seguenti: Po, Bacini Romagnoli, Fissero-Tartaro-Canalbiano, Reno, Marecchia-Conca, mostrate di seguito (Figura 1)

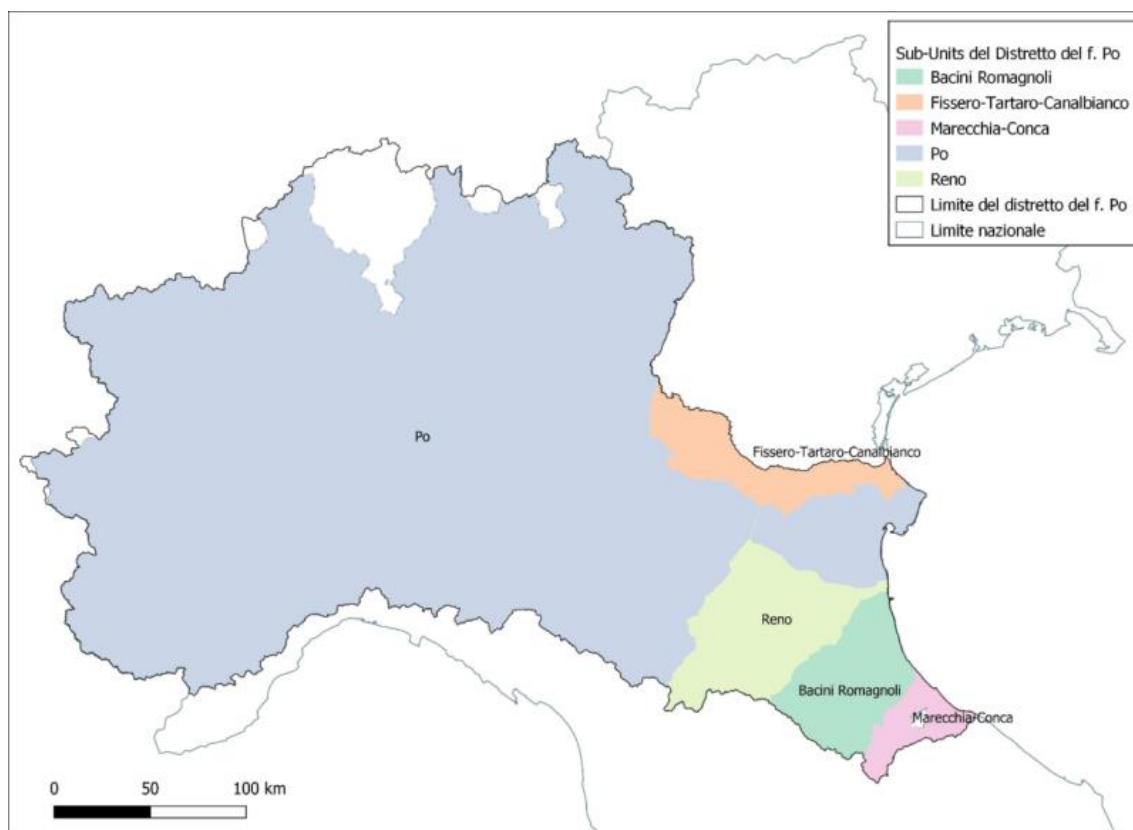


Figura 1 Rappresentazione delle Sub Unit nelle quali è suddiviso il distretto del fiume Po

L'obiettivo da perseguire è quindi quello di ridurre e/o eliminare negli scarichi, nei rilasci da fonte diffusa e nelle perdite, le sostanze della tabella 1/A dell'allegato I della parte terza del D.lgs 152/2006 e ss.mm.ii (di seguito tab.1/A), in cui si distinguono le tre seguenti tipologie:

- sostanze pericolose prioritarie (PP)
- sostanze prioritarie (P)
- rimanenti sostanze (E)

Per ciascuna di queste tipologie di sostanze (Tabella 1) sono previste diverse priorità di intervento ai fini dell'attuazione della Direttiva 2000/60/CE (di seguito DQA), che dovranno essere attentamente valutate e inserite nel Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po (di seguito PdG Po), in corso di riesame e aggiornamento per dicembre 2021.



Tabella 1 Elenco delle sostanze prioritarie per le quali prevedere l'eliminazione/riduzione negli scarichi, nei rilasci da fonte diffusa e nelle perdite al 2021 ai fini del raggiungimento del buono stato chimico dei corpi idrici della DQA (cfr tabella 1/A dell'Allegato 1 della parte III del D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii.).

Sostanze PP <i>per cui prevedere l'ELIMINAZIONE negli scarichi, nei rilasci da fonte diffusa e nelle perdite entro il 20 novembre 2021</i>	Sostanze P <i>per cui prevedere la RIDUZIONE graduale negli scarichi, nei rilasci da fonte diffusa e nelle perdite entro il 20 novembre 2021</i>	Sostanze E <i>per cui prevedere l'ELIMINAZIONE dell'inquinamento delle acque entro il 20 novembre 2021</i>
Cloroalcani C10-C13	Alaclor	Aldrin
Antracene	Atrazina	Dieldrin
Cadmio e composti	Benzene	Endrin
Difeniletero bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99, 100, 153 e 154)	Clorfenvinfos	Isodrin
Endosulfan	Clorpirifos (Clorpirifos etile)	DDT totale
Esaclorobenzene	1,2-Dicloroetano	para-para-DDT
Esaclorobutadiene	Diclorometano	Tetracloruro di carbonio
Esaclorocicloesano	Diuron	Tetracloroetilene
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	Fluorantene	Tricloroetilene
Benzo(a)pirene	Isoproturon	
Benzo(b)fluorantene	Naftalene	
Benzo(k)fluorantene	Nichel e composti	
Benzo(g,h,i)perilene	Ottifenolo (4-(1,1',3,3'-tetrametilbutilfenolo)	
Indeno(1,2,3-cd)pirene	Pentaclorofenolo	
Mercurio e composti	Piombo e composti	
4- Nonilfenoli (4-nonifenolo)	Simazina	
Pentaclorobenzene	Triclorobenzeni	
Tributilstagno (composti) (Tributilstagno catione)	Triclorometano	
Di(2-etilesil)ftalato (DEHP)**	Aclonifen*	
Trifluralin**	Bifenox*	
Dicofol*	Cibutrina*	
Acido perfluorottansolfonico e suoi sali (PFOS)*	Cipermetrina*	
Chinossifen*	Diclorvos*	
Diossine e composti diossina-simili*	Terbutrina*	
Esabromociclododecano (HBCDD) *		
Eptacloro ed eptacloro epossido*		

*Sostanze inserite ai sensi del D.Lgs. 172/15

** Modificato in sostanza PP dal D.Lgs 172/15



Per la compilazione del secondo Inventario occorre tener conto dell'aggiornamento della disciplina delle acque per le sostanze prioritarie conseguente all'emanazione della **Direttiva 2013/39/CE**, recepita in Italia col **D.Lgs. 172/2015**.

Tra le novità figurano:

- a) fissazione di Standard di Qualità Ambientale (SQA) per 12 nuove sostanze prioritarie con l'aggiornamento dell'elenco di priorità da 33 a 45 sostanze;
- b) aggiornamento degli SQA per 7 delle 33 sostanze dell'elenco di priorità originario;
- c) introduzione di SQA nel biota per alcune sostanze tra quelle nuove e quelle già in elenco;
- d) SQA per le acque interne basato sulla frazione disponibile per nichel e piombo;
- e) disposizioni specifiche per le sostanze PBT (Persistenti, Bioaccumulabili, Tossiche);
- f) disposizioni per il monitoraggio delle sostanze di cui all'elenco di controllo (Watch-List) istituito con Decisione della Commissione europea 2015/495 per l'orientamento delle future priorità d'intervento.

Rispetto alle finalità che si devono perseguire, il quadro di informazioni offerto da questo secondo inventario sarà utile per:

1. assistere la pianificazione nell'obiettivo della riduzione ed eliminazione delle sostanze prioritarie identificando le principali sorgenti, la distribuzione e i percorsi di diffusione;
2. dimostrare l'efficacia del programma di misure del PdG Po per raggiungere il buono stato chimico dei corpi idrici;
3. verificare le mancanze di conoscenze relative alle fonti principali delle sostanze prioritarie e quindi proporre quali misure adottare per colmarle.

1.2. Schema logico per la compilazione dell'inventario

Le Regioni e le Province autonome dovevano provvedere entro il 22 dicembre 2019 all'aggiornamento dell'Inventario mediante la compilazione degli standard informativi resi disponibili da ISPRA su SINTAI. Al riguardo la stessa ha predisposto:

1. la *“Guida per la predisposizione dell'Inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite di sostanze prioritarie, la guida che costituisce il riferimento per l'aggiornamento dell'Inventario al 2019”* che contiene:
 - a) Criteri tecnici di cui alla Guida europea CIS (Common Implementation Strategy) n. 28 *“Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances”* (di seguito *“Guida CIS n. 28”*);
 - b) Aggiornamenti tecnici e normativi intervenuti successivamente al primo Inventario predisposto nel 2013;
 - c) Indicazioni per il superamento delle criticità emerse durante la stesura del primo Inventario;
 - d) Struttura del DataBase e Data Dictionary.
2. un documento tecnico *“Standard informativo per l'inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite delle sostanze prioritarie e delle sostanze chimiche non appartenenti all'elenco di priorità dell'art. 78-ter DLgs 3 aprile 2006, n. 152 e ss.mm.ii – ver. 1.0 – Luglio 2019” e successive integrazioni* in cui sono contenute le indicazioni per compilare gli standard informativi predisposti per l'aggiornamento dell'Inventario
3. in collaborazione con il MATTM, una lettera di risposta alle criticità segnalate per la compilazione del primo Inventario.

Per la predisposizione del secondo Inventario lo schema di compilazione ha subito variazioni sostanziali rispetto a quello precedente, con l'introduzione delle tabelle *inputPollutant* e *inputCategory* derivanti



dalla reportistica WISE, da compilare a scala di distretto/Sub Unit, oltre ad aver introdotto l'utilizzo di un database access per la restituzione dei contributi, in linea con la reportistica WISE.

Riguardo:

- *i termini tecnici utilizzati in questa relazione,*
- *lo schema delle fonti e delle vie di trasporto delle sostanze prioritarie nelle acque superficiali,*
- *l'approccio per la valutazione dei carichi puntuali e diffusi,*
- *lo schema logico della metodologia di valutazione dei carichi suddiviso in due step,*

rimane valido il riferimento alle linee guida Guidance Document No. 28 - *Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances*, come descritto nella relazione del 1° Inventario.

Riguardo, invece, alle modalità di compilazione delle tabelle "inputPollutant e inputCategory" il riferimento è fornito, oltre che dai documenti resi disponibili da ISPRA, dalle linee guida per la reportistica sul sistema WISE "WFD Reporting Guidance 2016".

Occorre tenere conto degli aggiornamenti normativi e tecnico-scientifici segnalati nel paragrafo precedente, che hanno comportato la necessità di una rivalutazione del processo di attribuzione della rilevanza delle sostanze, nonché una aggregazione dei carichi annui per Sub Unit. La conseguenza di queste modifiche risulta essere che lo **step 1** dell'inventario - *riconoscere quali siano le sostanze prioritarie ritenute rilevanti*- e lo **step 2** - *valutazione delle quantità di queste sostanze presenti nell'ambiente* - **sono stati applicati a scala di Sub Unit.**

Tale approccio consente, in caso di mancanza di informazioni riguardanti i quantitativi presenti nelle acque superficiali e nelle fonti originali delle sostanze rilevanti, di poter evidenziare almeno la presenza di sostanze prioritarie, consentendo dove necessario di poter prevedere misure specifiche per Sub Unit nel prossimo Piano di gestione.

1.2.1. Metodo di lavoro distrettuale

Al fine di rendere omogenea la raccolta delle informazioni regionali richieste dai format ISPRA e di articolare le attività in due steps, così come indicato nella linea guida europea e di ISPRA, è stato confermato il tavolo di coordinamento tra Regioni del distretto padano, le ARPA competenti e l'Autorità di bacino distrettuale del fiume Po, già istituito per il primo Inventario (di seguito **Gruppo di lavoro Inventario**).

Il primo obiettivo che il Gruppo di lavoro Inventario si è posto per lo **step 1** è stato: *individuare quali fossero le sostanze rilevanti per le diverse Sub Unit, utilizzando i criteri forniti dalla linea guida europea e di ISPRA* per la selezione delle sostanze prioritarie (PP, P, E) indicate in tab. 1/A, come precisato dalla normativa europea e nazionale.

Una volta stabilito l'elenco delle sostanze rilevanti a livello regionale, per considerare quelle a livello di Sub Unit sono stati usati i criteri indicati nelle linee guida di ISPRA.

Per lo **step 2**, è stato necessario calcolare i seguenti parametri:

- **carico fluviale**, espresso come quantità all'anno di sostanza prioritaria presente in una determinata stazione di monitoraggio quali-quantitativo di un corso d'acqua. Per la stima di questo parametro si sono scelte, a livello distrettuale, stazioni appartenenti alle reti di monitoraggio regionale (ai sensi del D.lgs 152/2006 e ss.mm.ii.) in chiusura dei principali sottobacini del distretto e in alcune sezioni ritenute strategiche sul fiume Po. Inoltre, a differenza di quanto fatto per il primo inventario, il carico fluviale è stato calcolato complessivamente anche a scala di Sub Unit e rendicontato nelle tabelle del database *inputPollutant* e *InputCategory*;
- **carichi inquinanti di origine puntuale**, definiti sulla base dei dati disponibili presso le banche dati regionali degli scarichi puntuali, civili e industriali, presenti nel distretto;



- **carico diffuso:** con i dati a disposizione dalle fonti puntuali, dal carico fluviale è stato poi sottratto quello puntuale per stimare quale potesse essere il carico diffuso.



2. Scelte metodologiche adottate

2.1. Step 1: selezione delle sostanze rilevanti

2.1.1. Matrici ambientali considerate

La DQA prevede che, per la valutazione dello stato di qualità delle acque, possano essere utilizzate tre matrici: la colonna d'acqua, i sedimenti e il biota.

Alla luce delle attività del Gruppo di Lavoro Inventario e della concertazione delle stesse con ISPRA, è stato concordato che le sostanze su cui effettuare la valutazione di rilevanza sono quelle della lista di priorità di cui alla tabella 1/A del DLgs 152/2006 e ss.mm.ii. (così come modificata dal DLgs 172/2015) per la matrice acqua in tutti i corpi idrici e le tabelle 2/A e 3/A per le matrici sedimenti nei corpi idrici marino costieri e di transizione, con un riferimento temporale relativo al biennio 2017-2018 (nota prot. ISPRA 2019/65038 del 15/11/19). In riferimento alla suddetta tabella 1/A solo la regione Veneto ha selezionato le sostanze rilevanti utilizzando anche la matrice biota.

La scelta condivisa a livello distrettuale è stata quella di compilare il database elaborato da ISPRA ai fini della compilazione dell'inventario per lo step 2 utilizzando le informazioni dei monitoraggi riferiti alla colonna d'acqua, avendo scelto l'approccio Riverine Load.

2.1.2. Criteri adottati

Per tutte le Regioni del distretto, i dati chimici utilizzati per definire la rilevanza delle sostanze riguardano **tutti i corpi idrici superficiali monitorati**: naturali, artificiali e altamente modificati.

I criteri applicati per la selezione delle sostanze rilevanti sono indicati nella Linea guida europea per la compilazione dell'inventario, ripresa da ISPRA, e sono i seguenti:

- A.** la sostanza causa il fallimento dell'obiettivo di buono stato chimico in almeno un corpo idrico;
- B.** il livello di concentrazione di una sostanza è superiore a metà SQA in più di un corpo idrico;
- C.** i risultati del monitoraggio mostrano una tendenza alla crescita nella concentrazione della sostanza che potrebbe dare origine a criticità nei prossimi cicli dei Piani di Gestione di distretto;
- D.** le informazioni presenti nel registro E-PRTR evidenziano quantitativi rilasciati per la sostanza che potrebbero portare a concentrazioni tali da renderla rilevante per i precedenti criteri;
- E.** sulla base dei risultati dell'analisi delle pressioni e degli impatti di cui alla sezione C dell'allegato 3 del D.lgs n. 152/06 e ss.mm.ii. la sostanza è individuata come possibile causa di uno dei casi A, B o C.

Come si può osservare dalla lettura dei criteri, la base informativa fondamentale per la scelta delle sostanze rilevanti, è quella del monitoraggio effettuato dalle Regioni ai sensi D.lgs n. 152/06 e ss.mm.ii., che attualmente rappresenta la base dati di maggior dettaglio.

Di seguito si riportano le principali scelte effettuate a livello di distretto padano per l'applicazione di questi criteri:

- **si è dato un maggiore peso ai criteri A e B**, che risultano pertanto essere i criteri fondamentali e utilizzati per definire la rilevanza delle sostanze;
- **non è stato utilizzato il criterio C**, sia per la mancanza di una metodologia standard di riferimento per definire i trend di queste sostanze (ad es. per i metalli pesanti, da più tempo monitorati), sia in quanto ritenuto non applicabile per molte sostanze, a causa dei pochi dati disponibili; infatti i monitoraggi ai sensi della DQA sono attivi dal 2009-2010 e non consentono di ottenere serie storiche di dati affidabili per stabilire un trend;



- **il criterio D non è stato utilizzato** poiché i registri E-PRTR per il II Inventario rappresentano una base dati non sempre aggiornata;
- **l'applicazione del criterio E, a valle dell'applicazione degli altri criteri**, utilizza gli esiti dell'analisi delle pressioni e degli impatti effettuata dalle Regioni in sede di definizione dei corpi idrici e di revisione delle reti di monitoraggio ai sensi del D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii.

È importante segnalare che le modifiche apportate dal D.Lgs. 172/2015 hanno comportato l'abbassamento di SQA e l'introduzione di SQA per le nuove sostanze prioritarie difficilmente raggiungibili dal punto di vista quantitativo. Quindi, in via precauzionale, nel successivo paragrafo 2.1.3 al primo punto viene descritto come è stato applicato un ulteriore criterio simboleggiato con "LOQ>SQA".

2.1.3. Selezione delle sostanze prioritarie con LOQ inadeguati

Tra i problemi riscontrati nell'applicazione dei criteri, si segnala l'inadeguatezza dei LOQ per alcune sostanze prioritarie, rispetto agli SQA di cui alle tab. 1/A, 2/A e 3/A del D.Lgs 152/06 e ss.mm.ii. In questi casi diventa ovviamente difficile l'applicazione del criterio A.

Ai fini della sola determinazione della rilevanza di una sostanza, come per il I° inventario, le linee guida ISPRA hanno stabilito di considerare rilevanti le sostanze con LOQ analitici inadeguati e maggiori dello SQA-MA, per il principio di precauzione, ritenendo che per i $LOQ \leq SQA$ fosse possibile la quantificazione rispetto gli SQA e di conseguenza l'applicazione del criterio A.

Consapevoli dell'approssimazione della scelta applicata, in Allegato 1 sono riportate informazioni di dettaglio sulle sostanze che presentano questa criticità.

Altre decisioni assunte in merito ai LOQ inadeguati sono le seguenti:

- *nel caso in cui il problema si sia posto in modo comune in tutte le Regioni, la sostanza non è stata definita rilevante se erano assenti determinazioni analitiche superiori al LOQ. In presenza di determinazioni superiori al LOQ la sostanza è stata invece considerata rilevante per tutte le Regioni e a scala di distretto, a maggior ragione se ci sono superamenti della concentrazione massima ammissibile (di seguito CMA);*
- *nel caso in cui il problema del LOQ inadeguato si sia posto in una sola Regione, mentre per la stessa sostanza altre Regioni abbiano LOQ adeguati e abbiano valutato la sostanza stessa come rilevante, allora la sostanza è stata definita rilevante anche per la Regione con LOQ inadeguato, applicando un principio di precauzione.*

2.2. Step 2: calcolo dei carichi per le sostanze rilevanti

2.2.1. Risoluzione temporale: anni di riferimento

Per il calcolo dei carichi, si è fatto riferimento, ai sensi della normativa vigente in materia (DLgs 219/2010 che recepisce la Direttiva 2008/105/UE), della Guidance CIS 28 e delle linee guida ISPRA, all'**annualità** precedente alla compilazione dello stesso, quindi l'anno **2018**.

Poiché in taluni casi i dati non erano disponibili per questa annualità, si è fatto riferimento a quella più recente e disponibile.

In particolare, per il calcolo dei carichi puntuali, poiché l'ultima annualità di dati già convalidati del registro E-PRTR è il **2017**, si è fatto riferimento a tale annualità.

Occorre tuttavia precisare che il registro E-PRTR non rappresenta in maniera esaustiva tutte le fonti puntuali, pertanto è stato necessario, laddove disponibili e aggiornate, utilizzare altre fonti dati come le autorizzazioni AIA e AUA o le dichiarazioni ambientali connesse alle certificazioni EMAS, al fine di mappare il maggior numero possibile di scarichi puntuali che insistono sulle Sub Unit del Distretto.



2.2.2. Calcolo dei carichi puntuali

Per l'inventario le sorgenti puntuali per le quali si hanno dati disponibili a livello regionale sono:

- gli scarichi industriali delle aziende soggette alle **dichiarazioni AIA od altri scarichi produttivi**,
- gli scarichi per le attività che hanno l'obbligo della compilazione del **registro E-PRTR**;
- gli scarichi puntuali derivanti dai **depuratori civili di maggiori dimensioni**.

Il carico di sostanze prioritarie per ciascuno scarico è stato valutato mettendo in relazione la concentrazione media e la portata media relativa allo stesso periodo.

La concentrazione media è stata calcolata, per ogni scarico, come media tra tutti i valori analitici disponibili, ovvero l'insieme dei controlli effettuati da ARPA e/o degli autocontrolli effettuati dal Gestore.

Poiché nelle banche dati è frequentemente accaduto di detenere informazioni di concentrazioni delle sostanze senza avere un corrispettivo valore di portata misurata al momento del controllo, per valutare i volumi scaricati dagli scarichi puntuali (sia industriali sia derivanti dalla depurazione) e per poter così determinare la quantità totale di sostanza rilevante scaricata, sono state utilizzati nell'ordine e se disponibili i seguenti dati:

1. **dati misurati**;
2. **portata nominale massima autorizzata o percentuale di essa**, dove le osservazioni hanno evidenziato delle contrazioni significative della produzione;
3. **volume complessivo scaricato pari ad una percentuale del prelevato** (es: 80% dei consumi idrici o percentuali inferiori dove il consumo idrico include anche le acque di raffreddamento).

In Tabella 2 sono, quindi, riassunte le caratteristiche di tutti i data base regionali utilizzati per redigere il secondo inventario.

Rispetto a quanto riportato in Tabella 2 emerge che le fonti di informazione, riguardanti le quantità di sostanze prioritarie scaricate sia a livello industriale sia in seguito alla depurazione civile, sono molto differenziate in funzione della Regione di appartenenza.

In Allegato 2 vengono brevemente descritte le base dati regionali utilizzate sia per gli scarichi industriali sia per quelli derivanti dalla depurazione



Tabella 2 Schema riassuntivo delle fonti dei dati regionali utilizzate per la stima dei carichi puntuali.

(NB: Toscana non presenta sostanze rilevanti nella porzione di territorio di competenza che ricade nel distretto idrografico del fiume Po)

Dato	Riferimenti	Emilia-Romagna	Liguria	Lombardia	Marche	Valle d'Aosta	Veneto	Piemonte	Provincia Autonoma di Trento
Scarichi industriali	Descrizione sintetica dato	E-PRTR 2017, AIA, Dichiarazioni EMAS, Archivio Statistico Imprese Attive (ASIA) 2016	E-PRTR 2017	E-PRTR 2017	AIA, AUA	AIA, AUA RAGISTRO E-PRTR	AUA, E-PRTR	AUA, E-PRTR	Nessun dato pervenuto
	Fonte di provenienza	Portale AIA Emilia-Romagna, Archivio ASIA, Registro E-PRTR, Database monitoraggi ARPA su scarichi produttivi	Registro E-PRTR	Registro E-PRTR	Portali AIA e AUA Marche	Portale AIA E AUA di ARPA Valle d'Aosta, Registro E-PRTR	Portale AUA Veneto e Registro E-PRTR	Portale AUA Piemonte e Registro E-PRTR	
	Anno/anni di riferimento	2016, 2017, 2018	2017	2017	2018	2017-2018	2017-2018	2017-2018	
	Note		Mancano Database implementati regionali	Mancano Database implementati regionali					
Scarichi acque reflue urbane	Descrizione sintetica dato	Autocontrolli Gestori e monitoraggi Arpa impianti a servizio di agglomerati con oltre 2000 AE	E-PRTR 2017	E-PRTR 2017	AIA, AUA	AIA, AUA, E-PRTR 2017	AUA, E-PRTR 2017	AUA, E-PRTR 2017	Nessun dato pervenuto
	Fonte di provenienza	Database ARU	Registro E-PRTR	Registro E-PRTR	Portali AIA e AUA Marche	Portale AIA E AUA di ARPA Valle d'Aosta, Registro E-PRTR	Portale AUA Veneto e Registro E-PRTR	Portale AUA Piemonte e Registro E-PRTR	
	Anno/anni di riferimento	2016-2018	2017	2017	2018	2017-2018	2017-2018	2017-2018	
	Note	Gli autocontrolli riguardano solo gli inquinanti tradizionali, i dati relativi ai metalli sono connessi ai soli monitoraggi Arpa	Mancano Database implementati regionali	Mancano Database implementati regionali					



Per quanto riguarda la definizione dei carichi di sostanze prioritarie generati dagli scarichi puntuali, produttivi o civili, rimane la non sovrapposizione tra le sostanze prioritarie di tabella 1/A e la tabella 3 dell'allegato 5 del D.lgs. 152/2006 e ss.mm.ii. (di seguito tab. 3) che riporta i valori limiti di emissione per l'autorizzazione e i controlli degli scarichi in acque superficiali e in fognatura solo per le sostanze prioritarie: Cadmio, Mercurio, Nichel, Piombo, Dieldrin, Endrin, Isodrin.

Tuttavia, in questo II° Inventario, mediante le fonti informative indicate nella tabella sovrastante, per la maggior parte delle sostanze prioritarie è stato possibile recuperare informazioni riguardanti i carichi da sorgenti puntuali di emissione. Queste informazioni risultano di grande importanza per l'aggiornamento delle pressioni dei corpi idrici per il prossimo Piano di gestione 2021 e le conseguenti misure individuali da assegnare.

2.2.3. Carico fluviale e carico diffuso

Il **calcolo del carico fluviale** è stato effettuato dalle Regioni secondo quanto indicato nelle linee guida ISPRA, ed è stato effettuato per diverse sostanze dell'elenco di priorità, non solo rilevanti. Le stazioni di monitoraggio su cui si è concentrati sono essenzialmente le stazioni in chiusura dei principali sottobacini, in ingresso e uscita dai Grandi laghi alpini. Tali stazioni (n.70) sono rappresentate in Figura 2.

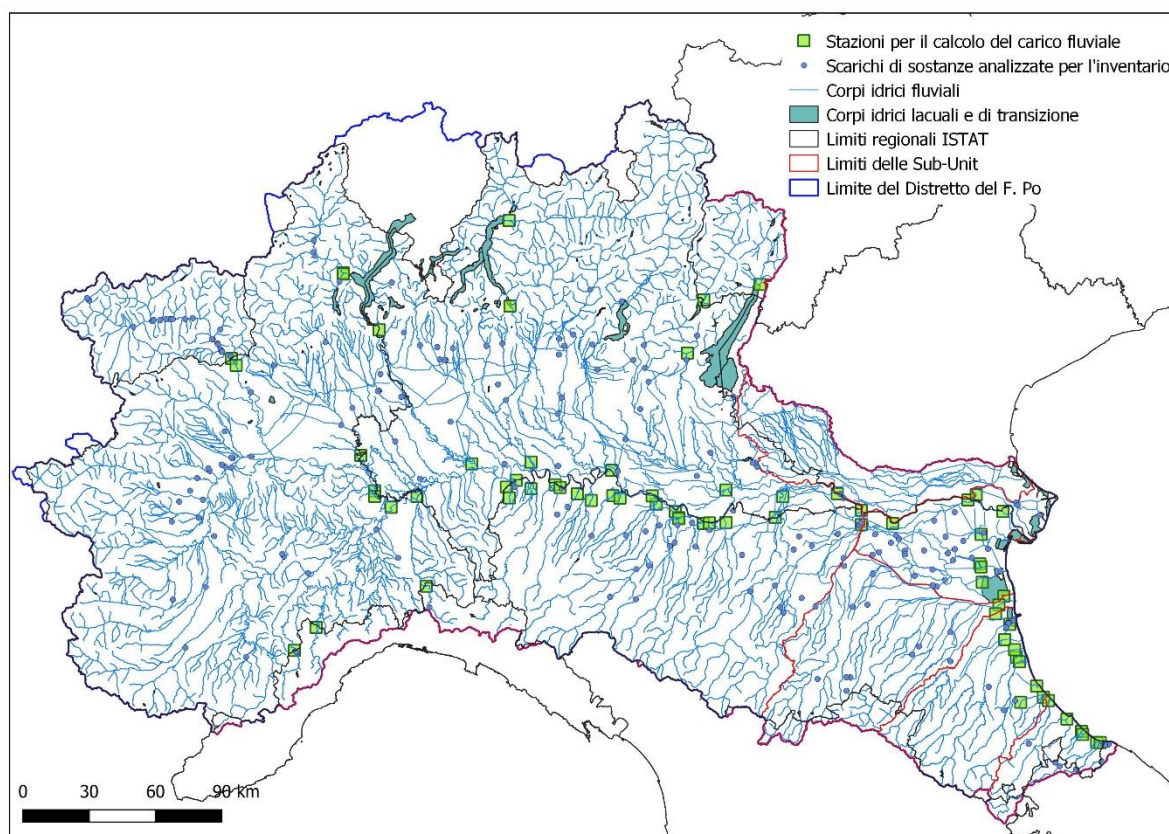


Figura 2 Stazioni utilizzate per il calcolo del carico fluviale

Al riguardo si precisa che la regione Piemonte ha fornito i carichi fluviali su tutte le sue stazioni di monitoraggio dei corpi idrici, ma per omogeneità con quanto fornito dalle altre Regioni, nel database complessivo di distretto sono state mantenute solo le stazioni in "chiusura di Regione" e la stazione



sulla Dora Baltea, subito a valle del confine con la Valle d'Aosta, in quanto significativa dei carichi provenienti da questo territorio.

Dai valori di carico fluviale calcolato sulle singole stazioni, AdDPo ha calcolato, su un sottoinsieme di 39 stazioni, rappresentate a seguire in Figura 3, i valori di **carico diffuso** recapitanti alle stesse, come differenza tra i carichi fluviali e i carichi puntuali afferenti alla stessa stazione (vedi par. 4.3).

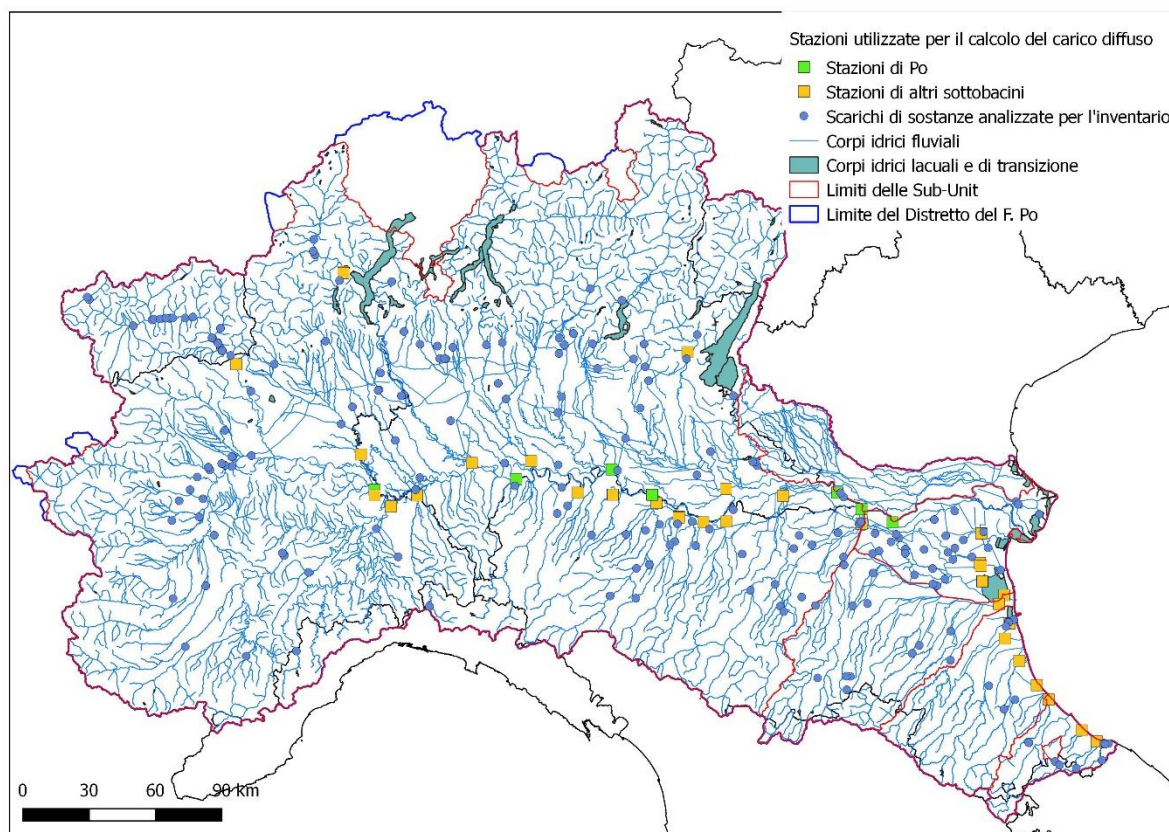


Figura 3 Stazioni utilizzate per il calcolo del carico diffuso

Il **calcolo del carico diffuso** per ogni sostanza è stato valutato anche a scala di Sub Unit, come richiesto dalla tabella inputPollutant e dettagliato al capitolo 3. In questo caso si sono scelte tutte le stazioni in chiusura di Sub Unit (per es. per la subunit "Bacini Romagnoli" sono state scelte tutte le stazioni più a valle sui singoli corsi d'acqua sfocianti in mare), sommando tutti i carichi fluviali per sostanza, e da questi togliendo la somma dei carichi puntuali.

Per la Sub Unit Po, dove per alcune sostanze non era disponibile il valore del carico fluviale nell'ultima stazione di Po scelta (cod. WISE IT0801000700) ma in quella subito a monte (cod. WISE IT03N008191R1), monitorante lo stesso corpo idrico, le analisi sono state integrate con tali valori.

Per poter calcolare la quota di carico fluviale ascrivibile a fonti diffuse, è stato necessario individuare tutti gli scarichi i cui contributi inquinanti confluiscono, seguendo il reticolo idrografico naturale e/o artificiale, nelle stazioni di monitoraggio del carico fluviale scelte, per poter sommare i relativi carichi puntuali e poterli sottrarre dal relativo carico fluviale.

Dal confronto con i dati derivanti da fonti puntuali sono emerse tre diverse situazioni:

1. **sostanze per cui sono disponibili dati sia di carico puntuale che fluviale**, con il carico fluviale superiore a quello puntuale, e per le quali sono stati *calcolati i carichi diffusi a scala di Sub Unit* come differenza tra il carico fluviale e quello puntuale,



2. **sostanze per cui è disponibile solo il dato di carico da fonti puntuali oppure per cui il carico fluviale è risultato inferiore al carico puntuale** (fornendo un valore negativo di carico diffuso), per le quali è stato *riportato solo il valore di carico puntuale complessivo a scala di Sub Unit*,
3. **sostanze per cui è disponibile solamente il dato di carico fluviale**, per le quali non è stato, infatti, possibile ottenere dati da sorgenti puntuali.

In questo modo si sono ottenute le seguenti informazioni:

- *Carichi puntuale, fluviale, diffuso complessivi per Sub Unit*
- *Carico fluviale per tutte le stazioni di fig. 2*
- *Carico puntuale drenante verso una singola stazione di monitoraggio e relativo carico fluviale e, per differenza, diffuso, sul sottoinsieme di singole stazioni di monitoraggio complessivo per Sub Unit individuato da AdbPo.*

Per quanto riguarda la regione Veneto, i carichi fluviali forniti sono solo quelli relativi alla foce del Po poiché per il bacino Fissero Tartaro Canal Bianco non sono disponibili dati di portata alla chiusura di bacino.



3. Compilazione dei formulari ISPRA: convenzioni e trattamento dei dati

Segnaliamo di seguito le convenzioni assunte per una compilazione omogenea a livello distrettuale e per tener traccia delle elaborazioni effettuate qualora i dati ottenuti siano utili per altre elaborazioni richieste per la stesura del prossimo PdGPO 2021.

3.1. Formulari ISPRA

ISPRA ha predisposto per il II Inventario un DB Access per ciascun Distretto, comprendente:

- le tabelle (InputInventory; InputPollutant; InputCategory), previste per l'Inventario dal DB Reporting WISE 2016,
- le tabelle (RL_MON, DISCG, SUBS_DISCG, DISCG_PROD_CYCLES, PROD_CYCLES) predisposte per inserire le informazioni dovute ai sensi della lettera A.2.8 ter dell'allegato 1 alla parte terza del dlgs 152/2006 e ss.mm.ii "Il DB contiene le tabelle dal Reporting WISE 2016,
- le tabelle (RBD, SurfaceWaterBody, MonitoringSite, WFDCOMMON) che consentono di selezionare nei rispettivi campi i codici dei distretti, dei corpi idrici superficiali e delle stazioni di monitoraggio dagli appositi menù tendina, in modo da garantire la coerenza delle informazioni con il Reporting WISE 2016.

Il DB Inventario 2019 è quindi composto dalle seguenti tabelle, distinte per tipologia:

Tabelle Reporting WISE 2016	Contenuto
<i>InputInventory</i>	Riferimento dell'Inventario e del distretto di appartenenza
<i>InputPollutant</i>	Informazioni relative a ciascuna sostanza
<i>InputCategory</i>	Informazioni di dettaglio per ciascuna categoria di immissione
<i>RBD</i>	Elenco Distretti
<i>SurfaceWaterBody</i>	Elenco corpi idrici superficiali
<i>MonitoringSite</i>	Elenco stazioni di monitoraggio
<i>WFDCOMMON</i>	Liste di selezione del DB Reporting WISE 2016

Tabella su Riverine Load	
<i>RL_MON</i>	Informazioni relative al punto di monitoraggio utilizzato per il Riverine Load – carico fluviale

Tabelle ex D. Lgs 152/2006	
<i>DISCG</i>	Elenco degli scarichi autorizzati
<i>SUBS_DISCG</i>	Elenco delle sostanze scaricate associate agli scarichi autorizzati (DISCG)
<i>DISCG_PROD_CYCLES</i>	Elenco dei cicli produttivi associati agli scarichi autorizzati
<i>PROD_CYCLES</i>	Elenco dei cicli produttivi



Alle Regioni del distretto del Po è stato fornito un database contenente altre tabelle oltre a quelle previste dallo standard fornito da ISPRA (di seguito “standard ISPRA”), tra cui la tabella SUBS_REL che consentiva di raccogliere dettagli informativi su ogni singola sostanza: *valori dei LOQ, categoria di corpi idrici su cui viene monitorata, matrice di analisi, anni di monitoraggio, criteri per cui viene definita rilevante, e altre informazioni.*

3.2. Elaborazione dei dati

Successivamente alle consegne regionali è stato verificato che tutte le sostanze previste dalla EQSD fossero state analizzate, oltre ad altre, confrontando l’elenco delle sostanze contenute nella tabella SUBS_REL con l’elenco completo delle sostanze della EQSD contenuto nella tabella EQSD_ListSUBS.

È stato effettuato il confronto tra l’elenco delle sostanze immesse nell’ambiente dagli scarichi, di cui alla tabella SUBS_DISCG, e quello delle sostanze rilevanti o meno di tabella SUBS_REL. I due elenchi sono diversi, e per la compilazione della tabella finale inputPollutant prevista dallo standard ISPRA l’elenco di riferimento è quello della tabella SUBS_REL.

Per questo motivo, i carichi di sostanze scaricate non presenti in tabella SUBS_RE non sono presenti in inputPollutant.

In generale sono stati trasmessi al Distretto dati relativi agli scarichi e al carico fluviale sia per sostanze rilevanti sia non rilevanti. Nella tabella inputPollutant è stata riportata la sintesi di tutti i dati forniti, indipendentemente dalla rilevanza o meno della sostanza.

Rispetto ai dati forniti dalle Regioni, sono state effettuate verifiche su duplicati nelle tabelle: SUBS_REL, DISCG, SUBS_DISCG, RL_MON. In alcuni casi si trattava di duplicati veri e propri, in altri si trattava di duplicazione di informazioni per categorie di acque.

Sono inoltre stati normalizzati sia i campi contenenti i nomi delle sostanze, sia i codici degli scarichi tra tabella diverse, sia i campi apparentemente vuoti, in particolare per il campo chemicalSubstanceOther, rendendoli effettivamente campi con valore “null”.

È stato inoltre reso congruente con le indicazioni della tabella WFDCCommon l’elenco delle sostanze contenute nel campo chemicalSubstance, rispetto a quelle contenute in chemicalSubstanceOther (derivante da un problema nell’elenco fornito per la precompilazione del campo).

È stata inoltre verificata l’omogeneità delle unità di misura in cui sono stati espressi i dati trasmessi.

In tutte le tabelle è stato aggiunto il campo inputInventoryID.

La compilazione delle tabelle inputPollutant e inputCategory è avvenuta per singola Sub Unit, pur mantenendo l’unitarietà delle tabelle di riferimento. In ogni tabella è infatti riportato il codice dell’inventario relativo a ciascuna Sub Unit che permette di analizzare separatamente i dati.

Rispetto al periodo cui si riferiscono i dati forniti, sono stati forniti anche dati relativi a 5 scarichi per l’anno 2014. Sono state effettuate le somme degli scarichi a scala di Sub Unit sia considerando questi scarichi che escludendoli, per evidenziare l’entità delle differenze. Non essendo queste significative, ed essendo un periodo non congruente con gli altri dati trasmessi (in particolare i carichi fluviali), sono stati esclusi dai conteggi, pur essendo rimasti come informazione nella tabella SUBS_DISCG.

InputPollutant è una delle tabelle derivanti dallo standard 2016 per la rendicontazione dei dati dei Piani di Gestione delle Acque nel sistema WISE. Si tratta della tabella dove, per ogni sostanza, accanto ad altre informazioni, viene richiesto di indicare se la sostanza è rilevante o meno, se vi è stato applicato l’approccio a due fasi (ossia, dopo una prima valutazione di rilevanza, l’analisi di maggior dettaglio che porta a quantificare l’immissione nell’ambiente), quale metodologia di stima dei carichi è stata fatta e da quale tipo di fonte deriva il valore di carico riportato (campo inputValue).

L’elenco delle sostanze contenute in inputPollutant deriva dall’unione degli elenchi di sostanze riportate dalle Regioni del Distretto nella tabella SUBS_REL, e non dall’elenco complessivo di sostanze presenti nelle tabelle SUBS_DISCG e RL_MON.



Le sostanze per cui non è stato possibile quantificare nessun tipo di carico a scala di Sub Unit sono state riportate in inputPollutant, ma il campo twoStepApproach è stato compilato con “No”.

Per le altre sostanze, si è cercato in generale di valorizzare tutto il patrimonio informativo disponibile, confrontando, sempre a scala di Sub Unit, le somme di ciascuna sostanza scaricata (dalla tabella SUBS_DISCG) con la somma delle stime di quantità immessa nell’ambiente calcolate da ciascuna Regione e riportate nella tabella SUBS_REL. In inputPollutant è stato riportato nel campo inputValue, cautelativamente, il valore più alto.

Questo valore, che indica quanto immesso da fonti puntuali, è stato poi confrontato con il corrispondente valore di carico fluviale, per calcolare il carico diffuso a scala di Sub Unit.

3.3. Trattamento dei dati di monitoraggio per il calcolo dei carichi fluviali

Le scelte effettuate dal Gruppo di lavoro Inventario, supportato anche dal confronto con il MATTM e ISPRA, per rendere omogenei a livello distrettuale i dati regionali riguardanti il monitoraggio, attraverso regole e convenzioni comuni, per il calcolo dei carichi fluviali sono state confermate anche per il II Inventario. Vengono di seguito sintetizzate le principali scelte che erano già state assunte:

Criticità	Scelta adottata	
Trattamento di misure aventi limiti di quantificazione disomogenei a scala di distretto	Quando la concentrazione misurata è inferiore al LOQ, nella formula del carico fluviale deve essere considerato pari a LOQ/2. I diversi valori “LOQ/2” per una data sostanza sono stati sostituiti con valori unici e standardizzati a scala di bacino, pari al 15% dello SQA di ogni sostanza presente in tab 1/A,	
Trattamento di misure inferiori al limite di quantificazione	LOQ NON CONFORMI	LOQ CONFORMI
	Carico fluviale non valutabile se tutte le misure < di LOQ	Carico fluviale pari a zero se tutte le misure sono < di LOQ
Trattamento di misure inferiori al limite di quantificazione	Carico fluviale calcolato applicando la formula indicata nelle linee guida ISPRA, se una o più misure superano il LOQ, utilizzando per le concentrazioni <LOQ il valore tabellare. Per le concentrazioni quantificate si utilizza il valore tal quale.	Carico fluviale calcolato applicando la formula indicata nelle linee guida ISPRA, se una o più misure superano il LOQ, utilizzando per le concentrazioni <LOQ il valore tabellare. Per le concentrazioni quantificate si utilizza il valore tal quale.
	Nel caso di sostanze prioritarie espresse in tab 1/A come sommatorie, per il calcolo dei carichi fluviali, la convenzione applicata è quella di considerare il 15% dello SQA come valore di LOQ/2 quando la misura è inferiore al LOQ.	
Trattamento di misure di sostanze rilevanti espresse come sommatorie	Nel caso di sostanze prioritarie espresse in tab 1/A come sommatorie, per il calcolo dei carichi fluviali, la convenzione applicata è quella di considerare il 15% dello SQA come valore di LOQ/2 quando la misura è inferiore al LOQ.	
Trattamento di misure per i parametri aventi più SQA	Avendo il cadmio per le acque superficiali interne più SQA in funzione della durezza, è stato utilizzato un solo LOQ/2 convenzionale, cioè il valore di 0,04 µg/l, corrispondente alla classe 5 di durezza.	

3.3.1. Trattamento di misure di sostanze rilevanti espresse come sommatorie

Nel caso di sostanze prioritarie per le quali gli SQA espressi in tab 1/A sono indicati come sommatorie, in fase di calcolo dei carichi fluviali, le convenzioni applicate sono le stesse dei parametri espressi come singole sostanze e già descritte di cui al capitolo precedente.

I valori tabellari, in sostituzione dei differenti LOQ/2 regionali, sono i seguenti:



Sostanze	LOQ/2 (Acque superficiali interne)		LOQ/2 (Altre acque superficiali)
Difenileteri bromurati	0,021 µg/l		0,0021 µg/l
DDT' Totale	0,00375 µg/l		0,00375 µg/l
Benzo(b)fluorantene+benzo(K)fluorantene	0,0045 µg/l		0,0045 µg/l
Benzo(g,h,j)perylene+indeno(1,2,3cd)pyrene	0,0003 µg/l		0,0003 µg/l
Triclorobenzeni	0,06 µg/l		0,06 µg/l

3.4. Trattamento dei dati per il calcolo dei carichi puntuali

In Tabella 3 vengono riportate le convenzioni comuni stabilite per garantire la massima omogeneità a livello distrettuale, avendo come punto di partenza basi informative regionali molto differenti tra loro in termini di completezza e di affidabilità delle informazioni.

Tabella 3 Convenzioni del distretto padano per il calcolo dei carichi puntuali e la compilazione dei formati di ISPRA

Sistema di riferimento delle coordinate degli scarichi	Le coordinate geografiche identificative degli scarichi sono espresse con il sistema di riferimento coerente con quelle previste dal sistema SINTAI (ETRS89).
Localizzazione dello scarico	Gli scarichi sono stati associati esclusivamente a corpi idrici tipizzati, quindi, nel caso in cui il corpo idrico ricevente lo scarico non fosse stato tipizzato, tale scarico è stato attribuito al "primo" corpo idrico tipizzato sul quale si presume possa ricadere l'impatto.
Codifica degli scarichi puntuali	Per stabilire il codice identificativo degli scarichi puntuali a livello distrettuale (ad eccezione dell'Emilia-Romagna, la Lombardia e le Marche) è stata prevista una codifica composta nel modo seguente: ITB + CODICE REGIONE + codice identificativo tipologia di scarico (I per industriali e D per reflui urbani) +CODICE REGIONALE SPECIFICO DELLO SCARICO Per le sostanze di interesse ai fini dell'inventario, individuate negli scarichi dei depuratori, il campo relativo al ciclo produttivo è stato lasciato vuoto, non essendo evidentemente generate dalla depurazione.
Concentrazione autorizzata allo scarico	I provvedimenti autorizzativi, salvo casi particolari, prevedono il rispetto dei limiti di cui alla tab. 3 dell'Allegato 5 del D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii; quindi, quando non indicato nel format, i limiti nella colonna relativa alla concentrazione autorizzata della sostanza sono quelli presenti nella suddetta tabella.
Codice del ciclo produttivo	È stata riscontrata una difficoltà di attribuzione dei cicli produttivi dovuta all'elenco proposto nel formulario, che deriva dalla "codifica IPPC", e che rappresenta un elenco di attività soggette alla normativa (IPPC), ma non è un sistema di codifica di tutte le attività produttive. Nel concreto accade che una azienda che ricade nella normativa IPPC per una (o più) attività, può svolgere una attività prevalente diversa. Per rappresentare, quindi, l'attività preponderante collegata ad uno scarico produttivo si sono utilizzati, in via prioritaria, i codici ATECO o in alternativa, se questi non erano disponibili nella base dati, i codici delle attività AIA.
Quantitativi totali scaricati di parametri espressi come sommatorie	Nei pochi casi dove vengono monitorati parametri espressi in tab. 1/A come sommatorie, il carico è stato calcolato come somma delle medie dei carichi dei singoli addendi.

Esistono disomogeneità significative tra le Regioni rispetto alla consistenza dei dati disponibili sulle fonti puntuali di emissione di sostanze prioritarie.

In Allegato 2 sono state riportate le convenzioni adottate dalle Regioni che avevano a disposizione dati sulle sorgenti puntuali



4. Risultati delle attività svolte

I risultati ottenuti, di seguito presentati, si riferiscono alle migliori basi dati disponibili per questo II Inventario.

È importante segnalare che per la Sub Unit “Fissero-Tartaro-Canal Bianco” non sono pervenute informazioni sia riguardo allo STEP 1 di selezione delle sostanze rilevanti sia riguardo allo STEP 2 per la valutazione dei carichi.

Per gli ambiti del Distretto di competenza della Regione Toscana si segnala che non sono state individuate sostanze rilevanti e/o presenza di sorgenti puntuali significative e pertanto il nuovo Inventario non riporta nessuna informazione che faccia riferimento a questa regione.

La presentazione dei risultati del 1° e 2° step vengono suddivise per Sub Unit, rispettando la scelta di considerare ogni Sub Unit come entità a sé stante riguardo alla circolazione di sostanze prioritarie.

Infine, si segnala che per la Sub Unit bacino del Po è stato possibile effettuare un confronto dei dati del I e II Inventario e alcune valutazioni in merito, essendo stati compilati con gli stessi criteri e scelte metodologiche. Per le altre Sub Unit, per cui il I Inventario era stato compilato dalle altre Autorità di bacino competenti all'epoca della compilazione, non è stato ritenuto opportuno effettuare gli stessi confronti.

4.1. Sostanze considerate rilevanti per il distretto padano

Con l'applicazione dei criteri indicati al cap. 2.1 e delle scelte metodologiche effettuate dal Gruppo di lavoro Inventario sono state definite rilevanti a livello di Sub Unit le sostanze indicate nelle seguenti tabelle.

Per ognuna di esse a fianco delle sostanze rilevanti sono precisate tra le parentesi le matrici ambientali nelle quali sono state riscontrate e nella colonna “Tipologia di acque” sono gli ambiti per i quali è stata riconosciuta la rilevanza. Sono inoltre indicate le Regioni che le hanno riconosciute rilevanti e i criteri utilizzati, adottando le linee guida ISPRA: *“Per le sostanze rilevanti, i criteri utilizzati a livello di distretto sono ottenuti facendo l'unione dei criteri specificati a livello regionale”*.

In giallo, per ogni tabella, vengono indicate le sostanze riconosciute prioritarie ai sensi della dir. 39/2013/CE, pertanto non presenti nel I Inventario, e in rosso la segnalazione per la sostanza PFOA.

Infatti, per il II Inventario sono state considerate le sostanze prioritarie indicate in Tabella 1; è stata adottata un'unica eccezione a tale criterio per la Sub Unit bacino del Po, considerando come sostanza rilevante anche il Perfluorooctanoic acid (PFOA) and its derivatives (CAS n. 335-67-1) composto attualmente non annoverato nell'elenco di priorità, bensì in tabella 1/B del D.Lgs152/06., in quanto:

- a) la Decisione (UE) n. 2019/639 del Consiglio del 15 aprile 2019 relativa alla posizione da adottare, a nome dell'Unione Europea, alla nona riunione della conferenza delle parti per la modifica degli allegati A e B della Convenzione di Stoccolma sugli inquinanti organici persistenti (POPs), di fatto assimila il PFOA al PFOS quale sostanza persistente bioaccumulabile e tossica (PBT) e ne propone analoghe limitazioni e riduzioni d'uso: la convenzione di Stoccolma del maggio 2019 accogliendo la proposta, ha sostanzialmente bandito il PFOA, con alcune limitatissime deroghe;
- b) in sede distrettuale è stato proposto e concordato di valorizzare le conoscenze disponibili sui PFAS, indipendentemente dal loro inserimento o meno in tab. 1/A;
- c) il monitoraggio regionale sui corpi idrici delle regioni del bacino del Po evidenzia superamenti degli SQA per la sostanza in questione nel periodo di riferimento.

Dal confronto con il precedente Inventario nel bacino del Po le variazioni più significative che si possono evidenziare sono:



1. Per le **acque interne (fiumi-laghi)**:

- *sostanze prioritarie che erano già state considerate nel I inventario non rilevanti, nel II risultano tali*: Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol, Chlorpyrifos, Diuron, Esaclorocicloesano, Pentaclorobenzene, Pentaclorofenolo, Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p') per i criteri A e/o B o per superamento del Loq rispetto allo SQA,
- *sostanze prioritarie che nel I Inventario erano state considerate rilevanti e nel II risultano non rilevanti*: Difeniletere bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99, 100, 153 e 154), Diclorometano,
- *sostanze che sono diventate prioritarie solo nel II Inventario e che risultano essere rilevanti*: Trifluralin, Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives, Dichlorvos, Heptachlor and heptachlor epoxide, PFOA
- *le restanti sostanze prioritarie che risultavano rilevanti nel I Inventario, si sono mantenute tali anche nel II.*

2. Per le **acque di transizione e marino-costiere**:

- *sostanze prioritarie che erano già state considerate nel I inventario non rilevanti, nel II risultano tali*: Endosulfan, Esaclorobenzene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene, , Esaclorocicloesano, Pentaclorobenzene, Esaclorobutadiene, per i criteri A e/o B o per superamento del Loq rispetto allo SQA
- *sostanze prioritarie che nel I Inventario erano state considerate rilevanti e nel II risultano non rilevanti*: 4- Nonilfenolo, Di(2-etilesilftalato), Difeniletere bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99, 100, 153 e 154)
- *le restanti sostanze prioritarie che risultavano rilevanti nel I Inventario, si sono mantenute tali anche nel II.*

L'analisi dei principali usi e delle sorgenti delle sostanze riconosciute rilevanti per il II Inventario permetterà di associare misure individuali a scala di corpo idrico o di bacino ai territori dove si sono avuti i riscontri per una diminuzione delle quantità di tali sostanze nelle acque.

Inoltre, per la **Sub Unit Po**, è stato possibile, attraverso il confronto con i valori dei quantitativi annui WISE 2016, valutare le variazioni delle sostanze monitorate. I risultati sono rappresentati in Tabella 5.

Per le **Sub Unit Reno, Marecchia-Conca e Bacini Romagnoli**, non essendoci un confronto storico, sono state valutate le principali fonti puntuali delle sostanze risultate rilevanti per stabilire quali misure nel prossimo Piano di gestione sia utile inserire. A tal fine si deve tener conto che alcune delle sostanze rilevanti (IPA; Mercurio, Tributilstagno) appartengono alle sostanze che si comportano come PBT (Persistenti, bioaccumulabili e tossiche) ubiquitarie oppure a fitosanitari vietati nel mercato europeo da anni.

La Dir. 39/13, qualora i corpi idrici vengano declassati a causa di sostanze PBT, prevede una rappresentazione separata dello stato di qualità e possono non venir richiesti controlli più severi alle emissioni.



Tabella 4 Elenco delle sostanze prioritarie ritenute rilevanti per la Sub Unit PO e confronto con il I Inventario

NB: - quando una o più Regioni sono seguite da "(SQA)", significa che per queste Regioni il LOQ risulta inadeguato e pertanto la rilevanza è stata assegnata sulla base della rilevanza definita anche da una sola Regione con LOQ adeguato;

Legenda

- sostanze prioritarie introdotte con dir. 39/2013, non considerate per il 1° Inventario
- inquinante specifico ritenuto opportuno considerare comunque rilevante per il 2° Inventario
- dati relativi al 2° Inventario
- dati relativi al 1° Inventario

Sub Unit	Cod.CAS	Sostanza (MATRICE)	Regioni 2019	Criterio di rilevanza 2019	Tipologia di acque 2019	Regioni 2013	Criterio di rilevanza 2013	Tipologia di acque 2013
Po	104-40-5	4- Nonilfenolo (ACQUA)	Lombardia (SQA), Emilia-Romagna	A, B	Fiumi	Emilia-Romagna	E, B	Fiumi, laghi, transizione
Po	115-29-7	Endosulfan (ACQUA)	Lombardia (SQA), Emilia-Romagna (SQA), Valle d'Aosta (SQA)	Loq>SQA	Fiumi, laghi transizione, marino-costiere	Piemonte, Lombardia (SQA), Valle d'Aosta (SQA)	A	Fiumi
Po	117-81-7	Di(2-etilstilfalato) (ACQUA)	Lombardia, Emilia-Romagna	A, B	Fiumi	Emilia-Romagna	B	Fiumi, transizione, marino-costiere
Po	118-74-1	Esaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna, Lombardia, Piemonte, Valle d'Aosta (SQA)	A, B, Loq>SQA	Fiumi, transizione, marino-costiere	Piemonte, Valle d'Aosta (SQA)	A	Fiumi
Po	118-74-1	Esaclorobenzene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	transizione	Emilia-Romagna	B	Transizione
Po	12002-48-1 -	Trichlorobenzenes (all isomers, ACQUA)	Lombardia	Loq>SQA	Fiumi, laghi			
Po	140-66-9	Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol, ACQUA)	Lombardia	A	Fiumi			
Po	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene (ACQUA)	Emilia-Romagna, Piemonte	A, B	Fiumi, transizione, marino-costiere	Liguria, Emilia-Romagna (SQA), Veneto	A, B	Fiumi, Transizione, Marino-costiere
Po	191-24-2	Benzo(g,h,i) perilene (SEDIMENTI)	Veneto	B	Transizione	Emilia-Romagna	B	Transizione
Po	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyrene (ACQUA))	Piemonte	B	Fiumi	Liguria, Emilia-Romagna (SQA), Veneto	A, B	Fiumi, Transizione, Marino-costiere
Po	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyrene (SEDIMENTI)	Veneto	B	Transizione			
Po	205-99-2	Benzo(b)fluoranthene (ACQUA)	Emilia-Romagna, Piemonte	A, B	Fiumi	Liguria	A, B	Fiumi
Po	205-99-2	Benzo(b)fluoranthene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	A, B	transizione	Emilia-Romagna, Veneto	B	Transizione, marino-costiere
Po	206-44-0	Fluorantene (ACQUA)	Lombardia, Emilia-Romagna	A, B	Fiumi, laghi	Liguria	B	Fiumi
Po	206-44-0	Fluorantene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	B	Transizione, marino-costiere	Emilia-Romagna	B	Transizione
Po	207-08-9	Benzo(k)fluorantene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, B	Fiumi	Liguria	A, B	Fiumi
Po	207-08-9	Benzo(k)fluorantene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	B	transizione	Emilia-Romagna	B	Transizione, marino-costiere
Po	2921-88-2	Chlorpyrifos	Piemonte, Lombardia	A, B	Fiumi			
Po	32534-81-9	Difenil etero bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99, 100, 153 e 154) (ACQUA)				Emilia-Romagna	A, B	Fiumi, laghi
Po	32534-81-9	Difenil etero bromato (sommatoria congeneri 28, 47, 99, 100, 153 e 154) (ACQUA)				Emilia-Romagna	B	transizione, marino-costiere
Po	330-54-1	Diuron (ACQUA)	Lombardia	B	Fiumi			
Po	36643-28-4	Tributilstagno composti (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, Loq>SQA	Transizione, marino-costiere			
Po	36643-28-4	Tributilstagno composti (SEDIMENTI)				Emilia-Romagna	B	Marino-costiere
Po	50-32-8	Benzo(a)pirene (SEDIMENTI)	Veneto	B	Transizione, marino-costiere	Emilia-Romagna	B	Transizione, marino-costiere
Po	50-32-8	Benzo(a)pirene (ACQUA)	Emilia_Romagna (SQA), Lombardia, Piemonte	A, B, Loq>SQA	Fiumi, transizione, marino-costiere	Liguria	A, B	Fiumi
Po	608-73-1	Esaclorocicloesano (ACQUA)	Emilia_Romagna (SQA), Lombardia	A, Loq>SQA	Fiumi, transizione, marino-costiere			
Po	608-93-5	Pentaclorobenzene (ACQUA)	Emilia_Romagna, Lombardia, Valle d'Aosta (SQA)	A, Loq>SQA	Fiumi, transizione, marino-costiere			



Sub Unit	Cod.CAS	Sostanza (MATRICE)	Regioni 2019	Criterio di rilevanza 2019	Tipologia di acque 2019	Regioni 2013	Criterio di rilevanza 2013	Tipologia di acque 2013
Po	67-66-3	Triclorometano (ACQUA)	Lombardia	A	Fiumi	Lombardia	A	Fiumi
Po	7439-92-1	PIOMBO (ACQUA)	Piemonte, Lombardia, Veneto	A, B	Fiumi, transizione, marino-costiere	Lombardia	A	Fiumi
Po	7439-92-1	Piombo (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	B	Transizione, marino-costiere	Emilia-Romagna, Veneto	A, B	Transizione, marino-costiere
Po	7439-97-6	Mercurio disciolto e composti (ACQUA)	Emilia-Romagna, Piemonte, Lombardia, Valle d'Aosta (SQA)	A, B, Loq>SQA	Fiumi	Lombardia, Liguria, Emilia-Romagna, Piemonte, Valle d'Aosta (SQA)	A, B, D(AIA)	Fiumi, laghi,
Po	7439-97-6	Mercurio e composti (BIOTA)	Veneto	A, B	Transizione, marino-costiere		B	Transizione, marino-costiere
Po	7439-97-6	Mercurio (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	A, B	Transizione, marino-costiere	Emilia-Romagna, Veneto	A-B	Transizione, marino-costiere
Po	7440-02-0	Nichel (ACQUA)	Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto	A, B	Fiumi, transizione, marino-costiere	Lombardia, Liguria, Emilia-Romagna, Piemonte	A, B	Fiumi, laghi
Po	7440-02-0	Nichel e composti (SEDIMENTI)				Emilia-Romagna, Veneto	B	Transizione, marino-costiere
Po	7440-43-9	Cadmio disciolto e composti (ACQUA)	Piemonte, Lombardia	A, B	Fiumi, laghi	Lombardia, Liguria, Emilia-Romagna, Piemonte, Valle d'Aosta (SQA)	A, B, D(AIA)	Fiumi, laghi
Po	7440-43-9	Cadmio (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna, Veneto	A, B	Transizione, marino-costiere	Emilia-Romagna, Veneto	A, B	Transizione, marino-costiere
Po	75-09-2	Diclorometano (ACQUA)				Liguria	A, B	Fiumi
Po	87-68-3	Esaclorobutadiene (ACQUA)	Emilia-Romagna, Lombardia	A, B	Fiumi, laghi, transizione	Lombardia	A	Fiumi
Po	87-86-5	Pentachlorophenol	Lombardia	Loq>SQA	Fiumi, laghi			
Po	EEA_33-32-9	Total DDD (DDD, o,p' + DDD,p,p'- SEDIMENTI)	Veneto, Emilia-Romagna	B	Transizione	Emilia-Romagna	B	Transizione, marino-costiere
Po		Total DDE (DDE, o,p' + DDE,p,p'- SEDIMENTI)	Veneto, Emilia-Romagna	B	Transizione	Emilia-Romagna	A, B	Transizione, marino-costiere
Po		Total DDT (DDT, o,p' + DDT,p,p', SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	B	Marino-costiere	Emilia-Romagna	B	Transizione, marino-costiere
Po	EEA 32-03-1	Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p', ACQUA)*	Piemonte	A, E	Fiumi			
Po	1582-09-8	Trifluralin	Lombardia	A	Fiumi			
Po	1763-23-1	Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Veneto, Lombardia, Piemonte, PAT	A, B	Fiumi			
Po	62-73-7	Dichlorvos	Emilia-Romagna (SQA), Valle d'Aosta (SQA)	Loq>SQA	Fiumi			
Po	EEA 33-50-1	Heptachlor and heptachlor epoxide	Lombardia (SQA)	Loq>SQA	Fiumi, laghi			
Po	335-67-1	PFOA	Piemonte	B, E	Fiumi			

* Il parametro Total DDT nella matrice sedimento dovrebbe essere non rilevante dato che per il criterio B la sostanza deve essere riscontrata in più di un corpo idrico, invece è stata segnalata solo dall'Emilia-Romagna e in un solo corpo idrico, ma è stata considerata rilevante perché lo è anche in corpi idrici fluviali, nella matrice acqua nella stessa Sub Unit.

Tabella 5 Confronto dei quantitativi annui delle sostanze della Sub Unit PO

(Periodo di Riferimento Report 2016: 2009-2012; Periodo di Riferimento Report 2019: 2016-2018)

Sostanza	Rilevanza 2016	Rilevanza 2019	Metodologia 2016	Metodologia 2019	Sorgente 2016	Sorgente 2019	Input Totale (kg/a) 2016	Input Totale (kg/a) 2019	Variazione (kg/a)	Note per le sostanze per cui inputValue2019 risulta maggiore di inputValue2016
CAS_15972-60-8 - Alachlor	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0	1,3	1,3	Nel 2013 essendo non rilevante non era stata dichiarata la sostanza negli scarichi, ma fornita eventualmente soltanto una stima di base. Invece nel 2019 sono state raccolte le quantità scaricate su quante più sostanze possibile, indipendentemente dalla rilevanza. Quindi si tratta di un dato non confrontabile. Nel 2013 era già presente lo scarico per cui si dichiara nel 2019 la quantità di Alachlor riportata.
CAS_120-12-7 - Anthracene	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,1	0	-0,1	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	No	No	Tiers 1 + 2	Tiers 1 + 2	Total point sources	Total point sources	60,1	1,6860	-58,414	

Sostanza	Rilevanza 2016	Rilevanza 2019	Metodologia 2016	Metodologia 2019	Sorgente 2016	Sorgente 2019	Input Totale (kg/a) 2016	Input Totale (kg/a) 2019	Variazione (kg/a)	Note per le sostanze per cui inputValue2019 risulta maggiore di inputValue2016
CAS_1912-24-9 - Atrazine	No	No	Tiers 1 + 2	Tiers 1 + 2	Total point sources	Total diffuse sources	60,1	224,5108	164,4107581	Per le fonti puntuali la quantità sembra essere diminuita. Invece per le fonti diffuse, nel 2019 abbiamo più informazioni derivanti dai carichi fluviali grazie ai quali si è stimato un contributo da fonti diffuse che nel 2013 non era stato stimato (il dato sui carichi fluviali di questa sostanza non era disponibile). Dato non confrontabile.
CAS_71-43-2 - Benzene	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	1129,1	2.615,4100	1486,31	Nel 2013 essendo non rilevante non era stata dichiarata la sostanza negli scarichi, ma fornita eventualmente soltanto una stima di base. Invece nel 2019 sono state raccolte le quantità scaricate su quante più sostanze possibile, indipendentemente dalla rilevanza. Quindi si tratta di un dato non confrontabile.
EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	Yes	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	0,0000	808,1696	808,1696308	Possibile errore in InputPollutant2016. Dai dati tabellari dell'inventario 2016 risulta una stima base per questa sostanza pari a circa 2600 kg, dalla somma delle quantità scaricate si arriva a 3596 kg/a, quindi superiore al 2019.
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	149,8000	1.133,2700	983,47	Nel 2013 essendo non rilevante non era stata dichiarata la sostanza negli scarichi, ma fornita eventualmente soltanto una stima di base. Invece nel 2019 sono state raccolte le quantità scaricate su quante più sostanze possibile, indipendentemente dalla rilevanza. Quindi si tratta di un dato non confrontabile.
CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	30,9000	30,9	Nel 2013 le quantità immesse nell'ambiente erano non valutabili più che pari a zero. Dato non confrontabile.
EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	244,6000	7,3500	-237,25	
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	1,3000	1,3	Nel 2013 le quantità immesse nell'ambiente erano non valutabili più che pari a zero. Dato non confrontabile.
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	1.280,4000	1.105,9000	-174,5	
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Yes	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	2.023,9000	2.802,8000	778,9	Nei dati tabellari del 2013 questa sostanza risulta non rilevante, mentre risulta rilevante dalla relazione. Non erano stati forniti dati sulle sostanze scaricate ma dati di stima base. Quindi non è proprio un dato confrontabile. Manca un passaggio tra i dati tabellari e quanto riportato nella relazione.
CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	6.450,0000	0,0000	-6450	
CAS_330-54-1 - Diuron	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 2 (riverine load)	Total point sources	Total point and diffuse sources	60,1000	1,3325	58,76748574	
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	33,5000	66,9300	33,43	Nel 2013 le quantità derivano da stima base solo di Liguria, per cui la sostanza non era rilevante. Lombardia dichiarata sostanza rilevante ma non riportati dati dagli scarichi, mentre nel 2019 lo ha fatto e anzi le quantità di inputpollutant 2019 corrispondono agli scarichi di Regione Lombardia. Dato non confrontabile.
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	60,1000	1,0130	-59,087	



Sostanza	Rilevanza 2016	Rilevanza 2019	Metodologia 2016	Metodologia 2019	Sorgente 2016	Sorgente 2019	Input Totale (kg/a) 2016	Input Totale (kg/a) 2019	Variazione (kg/a)	Note per le sostanze per cui inputValue2019 risulta maggiore di inputValue2016
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,1000	1.109,6510	1109,551	Nei dati tabellari del 2013 questa sostanza risulta non rilevante, mentre risulta rilevante dalla relazione. Non erano stati forniti dati sulle sostanze scaricate ma dati di stima base. Quindi non è proprio un dato confrontabile. Manca un passaggio tra i dati tabellari e quanto riportato nella relazione.
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
CAS_34123-59-6 - Isoproturon	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	60,1000	0,0000	-60,1	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	65.870,0000	4.095,8007	61774,19931	
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	328,2000	113,5936	214,6064068	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	61,3000	0,0000	-61,3	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tiers 1 + 2	Total point and diffuse sources	Total point sources	170.790,0000	17.106,0498	153683,9502	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tiers 1 + 2	Total point and diffuse sources	Total diffuse sources	170.790,0000	41.268,1320	-129521,868	
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	2.770,0000	7.260,0000	4490	Possibile errore in InputPollutant2016. Dai dati tabellari dell'inventario 2016 risulta una stima base per questa sostanza pari a circa 12760 kg, quindi superiore al 2019. Confrontando i dati di carico fluviale tra il 2013 e il 2019, anche questo sembra diminuito.
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	60,1000	9,4900	-50,61	
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	1,0140	1,014	Nel 2013 le quantità immesse nell'ambiente erano non valutabili più che pari a zero. Dato non confrontabile.
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	612,8720	612,872	Possibile errore in InputPollutant2016. Dti dati tabellari dell'inventario 2016 risulta una stima base per questa sostanza pari a circa 60 kg, che risulta comunque inferiore al 2019. Anche in questo caso però non essendo rilevante, non erano state dichiarate le quantità scaricate dagli scarichi. Dato non confrontabile.
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources	Total point sources	0,0000	0,0000	0	
EEA_32-23-5 - Total Benzo(b)fluor-anthene (CAS_205-99-2) + Benzo(k)fluor-anthene (CAS_207-08-9)	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point and diffuse sources		0,0000			
EEA_32-24-6 - Total Benzo(g,h,i)-perylene (CAS_191-24-2) + Indeno(1,2,3-cd)-pyrene (CAS_193-39-5)	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources		33,5000			
CAS_122-34-9 - Simazine	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	60,1000	0,0000	-60,1	
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	1.384,9000	1.257,3600	-127,54	
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	No	No	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	1.434,4000	1.266,5800	-167,82	
CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	60,1000	0,0000	-60,1	
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0,0000	9,3730	9,373	Nel 2013 essendo non rilevante non era stata dichiarata la sostanza negli scarichi, ma fornita eventualmente soltanto una stima di base. Invece nel 2019 sono state raccolte le quantità scaricate su quante più sostanze possibile, indipendentemente dalla rilevanza. Quindi si tratta di un dato non confrontabile.



Sostanza	Rilevanza 2016	Rilevanza 2019	Metodologia 2016	Metodologia 2019	Sorgente 2016	Sorgente 2019	Input Totale (kg/a) 2016	Input Totale (kg/a) 2019	Variazione (kg/a)	Note per le sostanze per cui inputValue2019 risulta maggiore di inputValue2016
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Yes	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	2.258,1000	2.372,8688	114,7688321	Possibile errore in InputPollutant2016. Dai dati tabellari dell'inventario 2016 risulta una stima base per questa sostanza pari a circa 3338 kg, quindi superiore al 2019. Confrontando i dati di carico fluviale tra il 2013 e il 2019, anche questo sembra diminuito.
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	No	Yes	Tiers 1 + 2	Tier 1 (point source information)	Total point sources	Total point sources	0	0,0000	0	

Tabella 6 Elenco sostanze prioritarie ritenute rilevanti per la Sub Unit RENO

NB: - quando una o più Regioni sono seguite da "(SQA)", significa che per queste Regioni il LOQ risulta inadeguato e pertanto la rilevanza è stata assegnata sulla base della rilevanza definita anche da una sola Regione con LOQ adeguato.

Legenda

sostanze prioritarie introdotte con dir. 39/2013, non considerate per il 1° Inventario
 dati relativi al 2° Inventario

SubUnit	Cod.CAS	Sostanza (MATRICE)	Regioni 2019	Criterio di rilevanza 2019	Tipologia di acque 2019
Reno	115-29-7	Endosulfan (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	118-74-1	Esaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	206-44-0	Fluorantene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Fiumi, laghi
Reno	36643-28-4	Tributilstagno composti (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	50-32-8	Benzo(a)pirene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Fiumi, laghi, marino-costiere
Reno	608-73-1	Esaclorocicloesano (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	608-93-5	Pentaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Reno	62-73-7	Dichlorvos (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Fiumi, laghi
Reno	7440-02-0	Nichel (ACQUA)	Emilia-Romagna	B	Fiumi
Reno		Total DDT (DDT, o,p' + DDT,p,p', SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	B	Marino-costiere

* Il parametro Total DDT nella matrice sedimento dovrebbe essere non rilevante dato che per il criterio B la sostanza deve essere riscontrata in più di un corpo idrico, invece è stato riscontrato in un solo corpo idrico, ma è stato considerato rilevante in via cautelativa considerato che per questa subunit è l'unico corpo idrico marino-costiero

Tabella 7 Elenco delle sostanze prioritarie ritenute rilevanti per la Sub Unit MARECCHIA-CONCA

SubUnit	Cod.CAS	Sostanza (MATRICE)	Regioni 2019	Criterio di rilevanza 2019	Tipologia di acque 2019
Marecchia-Conca	115-29-7	Endosulfan (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	118-74-1	Esaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	205-99-2	Benzo(b)fluoranthene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, B	Fiumi
Marecchia-Conca	206-44-0	Fluorantene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, B	Fiumi
Marecchia-Conca	36643-28-4	Tributilstagno composti (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	A, Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	50-32-8	Benzo(a)pirene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Fiumi
Marecchia-Conca	608-73-1	Esaclorocicloesano (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	608-93-5	Pentaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere
Marecchia-Conca	62-73-7	Dichlorvos (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Fiumi



Tabella 8 Elenco delle sostanze prioritarie ritenute rilevanti: Sub Unit BACINI ROMAGNOLI

NB: - quando una o più Regioni sono seguite da "(SQA)", significa che per queste Regioni il LOQ risulta inadeguato e pertanto la rilevanza è stata assegnata sulla base della rilevanza definita anche da una sola Regione con LOQ adeguato

Legenda

sostanze prioritarie introdotte con dir. 39/2013, non considerate per il 1° Inventario
 dati relativi al 2° Inventario

NB: - quando una o più Regioni sono seguite da "(SQA)", significa che per queste Regioni il LOQ risulta inadeguato e pertanto la rilevanza è stata assegnata sulla base della rilevanza definita anche da una sola Regione con LOQ adeguato;

SubUnit	Cod.CAS	Sostanza (MATRICE)	Regioni 2019	Criterio di rilevanza 2019	Tipologia di acque 2019
Bacini Romagnoli	115-29-7	Endosulfan (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Transizione, marino-costiere
Bacini Romagnoli	118-74-1	Esaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Transizione, marino-costiere
Bacini Romagnoli	120-12-7	Antracene (SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna (SQA)	B	Transizione
Bacini Romagnoli	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	A, Loq>SQA	Fiumi, transizione, marino-costiere
Bacini Romagnoli	191-24-2	Benzo(g,h,i)perylene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyrene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	205-99-2	Benzo(b)fluoranthene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, B	Fiumi, transizione
Bacini Romagnoli	205-99-2	Benzo(b)fluoranthene (SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	206-44-0	Fluorantene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A, B	Fiumi, laghi
Bacini Romagnoli	206-44-0	Fluorantene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	207-08-9	Benzo(k)fluorantene (ACQUA)	Emilia-Romagna	A	Fiumi
Bacini Romagnoli	207-08-9	Benzo(k)fluorantene (SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	B	Transizione
Bacini Romagnoli	36643-28-4	Tributilstagno composti (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	A, Loq>SQA	Transizione, marino-costiere
Bacini Romagnoli	50-32-8	Benzo(a)pirene (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	50-32-8	Benzo(a)pirene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	A, Loq>SQA	Transizione, marino-costiere, fiumi, laghi
Bacini Romagnoli	608-73-1	Esaclorocicloesano (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere, transizione
Bacini Romagnoli	608-93-5	Pentaclorobenzene (ACQUA)	Emilia-Romagna (SQA)	Loq>SQA	Marino-costiere, transizione
Bacini Romagnoli	62-73-7	Dichlorvos (ACQUA)	Emilia-Romagna	A	Fiumi, laghi
Bacini Romagnoli	7439-92-1	Piombo (SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	B	Transizione
Bacini Romagnoli	7439-97-6	Mercurio (SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione
Bacini Romagnoli	7440-43-9	Cadmio (SEDIMENTI)*	Emilia-Romagna	B	Transizione
Bacini Romagnoli	87-68-3	Esaclorobutadiene (ACQUA)*	Emilia-Romagna	B	Transizione
Bacini Romagnoli		Total DDE (DDE, o,p' + DDE,p,p'-SEDIMENTI)	Emilia-Romagna	A	Transizione

* Il parametro nella matrice sedimento dovrebbe essere non rilevante dato che per il criterio B la sostanza deve essere riscontrata in più di un corpo idrico, invece è stato riscontrato in un solo corpo idrico, ma è stato considerato rilevante in via cautelativa considerato l'esiguo numero di corpi idrici di transizione nella subunit "Bacini Romagnoli"



4.2. Stime dei carichi puntuali

Ogni Regione del distretto ha stimato, con le convenzioni stabilite al cap.3.3, i carichi puntuali delle sostanze prioritarie per le quali si disponeva di misure sugli scarichi. Nell' Allegato 3 si riporta la somma dei carichi puntuali ottenuti per ogni Regione che era nelle condizioni di poter effettuare una stima e per ogni sostanza per la quale è stato possibile recuperare i quantitativi puntuali emessi.

4.3. Stima dei carichi fluviali e diffusi

Il carico fluviale di ciascuna sostanza a scala di Sub Unit è stato calcolato, non essendovi in ciascuna Sub Unit un unico corso d'acqua sfociante in mare, attraverso la somma dei carichi fluviali misurati nella stazione di monitoraggio più a valle disponibile.

L'elenco di queste stazioni è riportato nell'Allegato 4. Come già precedentemente esposto, per la Sub Unit Po, è stato rilevato che per alcune sostanze non è stato possibile valutare il carico fluviale nell'ultima stazione scelta (IT0801000700), e le analisi sono state quindi integrate con il valore di carico fluviale disponibile nella stazione di monte più vicina (IT03N00819IR1), monitorante lo stesso corpo idrico.

Da queste analisi e dal confronto con i dati derivanti da fonti puntuali sono emerse queste diverse situazioni:

- *Sostanze per cui sono disponibili dati sia di carico puntuale che fluviale, con il carico fluviale superiore a quello puntuale:* è stato calcolato il carico diffuso (a scala di Sub Unit) come differenza tra il carico fluviale complessivo sommato su tutte le stazioni in "chiusura" e quello puntuale totale (sempre a scala di Sub Unit). Questo valore è stato inserito come ulteriore record per la stessa sostanza in inputPollutant. Per queste sostanze sono quindi disponibili due record, riportanti come metodologia per la stima dell'inputValue (campo inventoryMethodology) il valore "Tier 1+2", e come categoria di input (campo inputTotalType) rispettivamente "Total point sources" e "Total diffuse sources".
- *Sostanze per cui è disponibile solo il dato di carico da fonti puntuali oppure per cui il carico fluviale è risultato inferiore al carico puntuale (fornendo un valore negativo di carico diffuso):* in inputPollutant è stato riportato un solo record con il valore di carico puntuale complessivo a scala di Sub Unit, avente il campo inventoryMethodology valorizzato con il valore "Tier 1 point source information" e il campo inputTotalType valorizzato con il valore "Total point sources".
- *Sostanze per cui è disponibile solamente il dato di carico fluviale:* sono presenti in inputPollutant con il campo inventoryMethodology valorizzato con "Tier 2 Riverine Load" e il campo inputTotalType valorizzato con "Total Point and Diffuse sources".

Nella tabella RL_MON del Database alfanumerico, rispetto allo standard ISPRA, sono stati aggiunti i seguenti campi:

- *Tot_AMOUNTDISC_kgAnno*, che riporta la somma delle quantità di sostanza scaricate (di cui alla tabella SUBS_DISCG) dagli scarichi afferenti alla stazione di monitoraggio considerata
- *Anno/i*, che riporta il periodo su cui sono stati calcolati i carichi fluviali
- *LOAD_D_AdbPo_tonnAnno*, che riporta il calcolo del carico diffuso nei territori afferenti a ciascuna stazione di monitoraggio considerata
- *StazPo*, campo *si/no* che, dove valorizzato "si", indica che si tratta di una stazione lungo il corso del fiume Po per cui il carico puntuale afferente è stato calcolato su tutti gli scarichi del territorio di monte.



Alle stazioni di monitoraggio utilizzate per il calcolo del carico diffuso (rappresentate nell'Allegato 4) sono stati associati gli scarichi afferenti, tramite una analisi in ambiente GIS e le informazioni di dettaglio sono riportate nella tabella del Database CollegamentoDISCG_StazMonitRiverineLoad.

Il risultato di queste elaborazioni viene rappresentato nelle seguenti Figure 4 e 5.

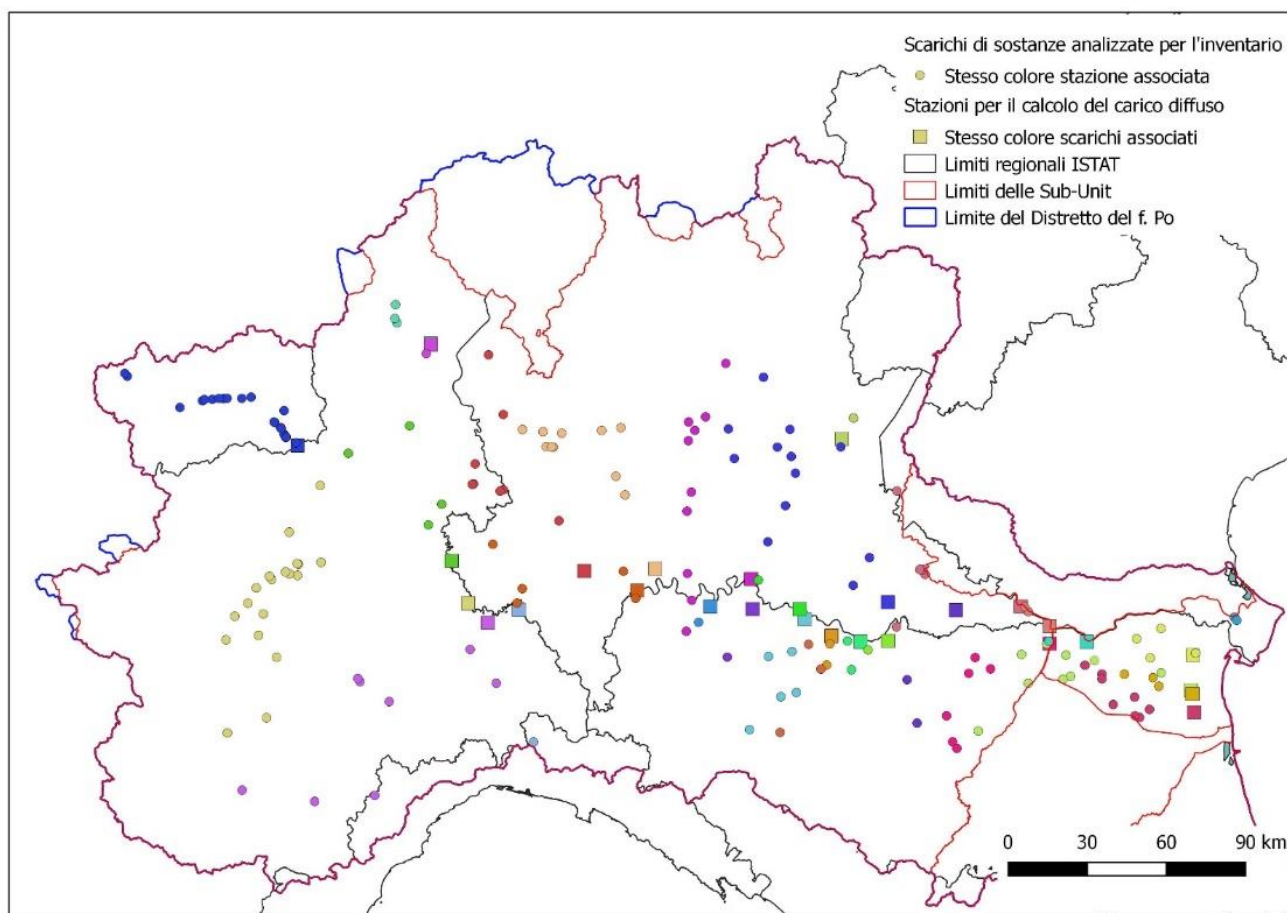


Figura 4 Rappresentazione degli scarichi associati ad ogni stazione di monitoraggio selezionata per la Sub Unit Po

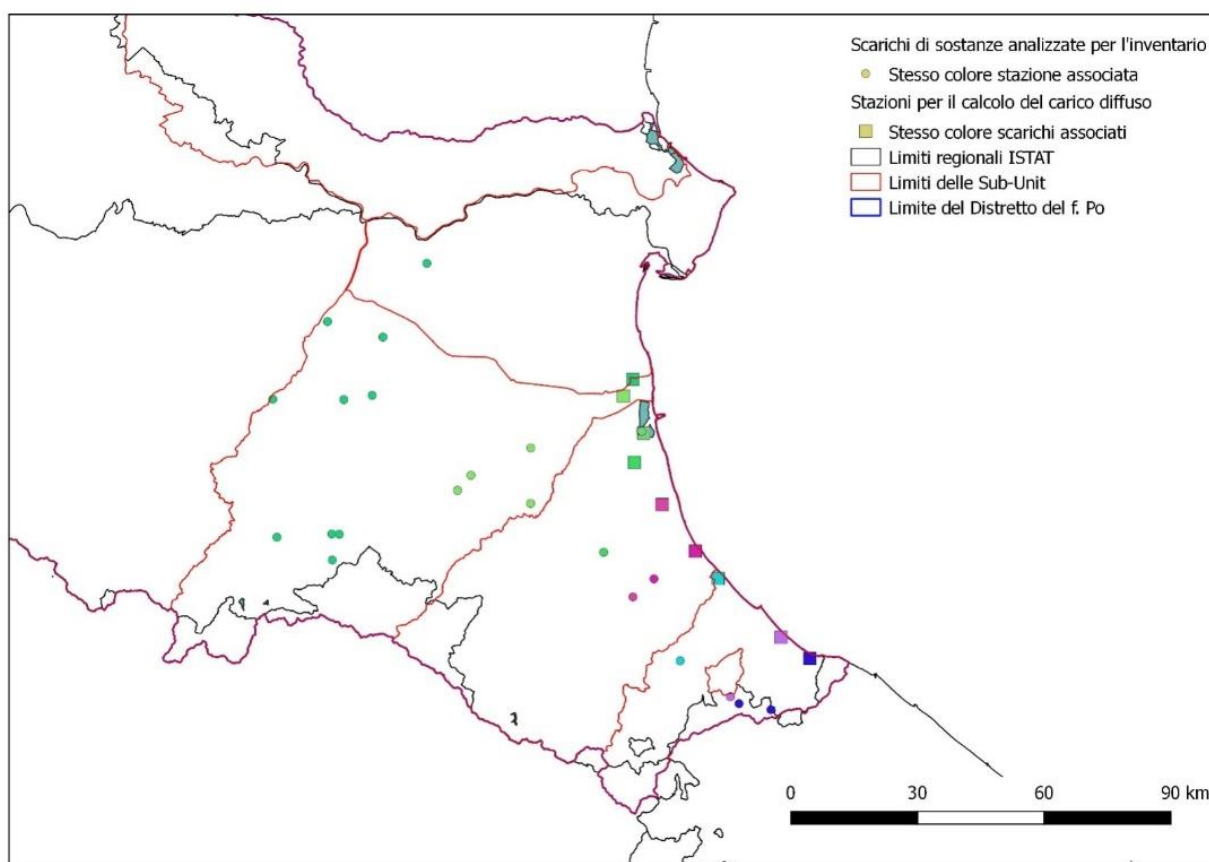


Figura 5 Rappresentazione degli scarichi associati ad ogni stazione di monitoraggio selezionata per le Sub Unit Reno, Conca Marecchia e Bacini Romagnoli

4.4. Ulteriori dettagli sui carichi diffusi

Come specificato al paragrafo precedente, per ogni Sub Unit la stima del carico diffuso è stata ottenuta dalla differenza della somma dei carichi fluviali misurati nelle stazioni di monitoraggio in chiusura ai corsi d'acqua sfocianti in mare e la somma dei carichi puntuali alla stessa scala.

Questi calcoli derivano da elaborazioni effettuate grazie ai dati contenuti nella tabella RL_MON del Data Base, dove è riportato il dettaglio del carico fluviale per ciascuna stazione di monitoraggio fornitaci dalle Regioni. Il procedimento di assegnazione dei carichi puntuali alle stazioni di monitoraggio potrebbe aver comportato alcuni errori di collegamento nella parte di bassa pianura a sud del Po per la Sub Unit Po, dove è difficile capire la reale direzione di scorrimento delle acque essendo un territorio di bonifica.

I carichi diffusi per le stazioni in quest'area potrebbero quindi essere affetti da piccoli scostamenti rispetto al valore reale. Tuttavia, queste eventuali imprecisioni non affliggono il calcolo complessivo a scala di Sub Unit.

In tabella RL_MON il carico diffuso è stato riportato in tutti i casi in cui fossero stati calcolati sia il carico fluviale sia il carico puntuale, anche qualora fosse risultato negativo (a differenza di quanto fatto per la tabella inputPollutant), per mantenere una traccia delle possibili incongruenze tra i dati e poter eventualmente migliorare le conoscenze in proposito.

Dove il carico fluviale fosse risultato pari a zero, invece, non è stato riportato il calcolo del carico diffuso per l'incertezza legata a tale valore, ossia se rappresenti veramente un valore zero oppure se sia un



valore non determinato. Da questo punto di vista sono stati mantenuti i valori originari forniti dalle Regioni.

L'analisi della tabella RL_MON è inoltre importante perché non tutte le sostanze monitorate a monte e per cui viene fornito il carico fluviale sono monitorate anche in chiusura di Sub Unit, per cui potrebbe accadere che in inputPollutant alcune sostanze vengano riportate solo come carico puntuale a scala di Sub Unit, mentre in qualche stazione di monte ne venga riportato anche un carico fluviale.

La tabella inputCategory derivante, come inputPollutant, dallo standard per la rendicontazione dei dati di piano nel sistema WISE, intende suddividere i diversi carichi di cui alla tabella inputPollutant tra le diverse tipologie di fonti di immissione degli inquinanti nell'ambiente (InputCategoryCode). Essa è collegata alla tabella inputPollutant dal campo inputPollutantID, che indica in modo univoco la sostanza considerata, la fonte del carico (se puntuale o diffusa o fluviale) e la Sub Unit di riferimento.

La tabella inputCategory è stata compilata tenendo conto delle informazioni fornite dalle Regioni per ogni scarico. Nei casi in cui l'informazione relativa alla tipologia di fonte di immissione degli inquinanti non era disponibile, la relativa quantità è stata attribuita genericamente a "fonti puntuali". Analogamente, nei casi in cui non era disponibile il solo carico fluviale, le quantità sono state attribuite al carico fluviale in uscita dalla Sub Unit (perché così sono stati calcolati i carichi fluviali riportati in inputPollutant).

I carichi diffusi in questa tabella sono stati categorizzati genericamente come "fonti diffuse".

4.5. Criticità nei piani di monitoraggio

Di seguito si riportano per punti le **principali criticità rilevate per i piani di monitoraggio** del distretto idrografico.

1. L'analisi dei dati provenienti dal monitoraggio ai sensi del D.lgs 152/06 e ss.mm.ii ha confermato l'aggravamento della criticità riguardante **sostanze prioritarie che hanno LOQ maggiori o uguali agli SQA** dovuto all'applicazione del D.Lgs. 172/15.

L'inadeguatezza dei LOQ agli SQA ha comportato l'applicazione delle medesime convenzioni per il calcolo dei carichi fluviali utilizzate per il I Inventario, che hanno consentito un trattamento omogeneo dei dati, pur continuando in alcuni casi a sovrastimare le reali quantità presenti nelle acque superficiali. La diminuzione e l'arresto delle sostanze prioritarie con valori di stima poco attendibili ovviamente può distorcere le priorità di intervento e destinare risorse per il monitoraggio e per gli interventi con scarsa efficacia.

A tal proposito, ISPRA con il Sistema Agenziale nazionale ha in corso attività per riuscire a garantire le migliori prestazioni analitiche, che, tuttavia, ad oggi per alcuni standard non risultano comunque adeguate e per alcune sostanze difficilmente lo saranno (vedi anche Reporting WISE EQSD 2018).

2. I risultati presentati nell'Allegato 3 confermano l'assenza di diverse sostanze prioritarie in continuità con i dati già presentati nel primo Inventario, soprattutto lungo l'asta del Po. In altri casi, invece, sono state riscontrate, **nuove sostanze rilevanti**, per le quali non si conosce l'origine della contaminazione (pressione).

Al fine di una valutazione più omogenea a scala distrettuale dei risultati è importante definire sin da ora gli anni di monitoraggio ai quale si dovrà far riferimento per il riesame del prossimo inventario, così da avere una più stretta **coincidenza temporale tra le informazioni** relative agli scarichi puntuali, alle portate, ai carichi fluviali e quindi al diffuso calcolato.

Inoltre, dall'esperienza maturata, è emersa la necessità di una maggior uniformità nella rappresentazione delle informazioni e quindi di trovare un accordo a scala di distretto su come i parametri monitorati debbano essere espressi (in termini quantitativi, qualitativi e temporali) e sull'esatta ubicazione delle stazioni di portata che verranno utilizzate.

Per migliorare il livello di conoscenza attuale su entrambe le criticità evidenziate si segnala l'importanza del coordinamento in atto per l'asta del fiume Po da parte del Sistema delle Agenzie



Ambientali competenti. In tal senso sarebbe necessario un coordinamento anche per l'espressione dei parametri delle sostanze prioritarie e un accordo sull'anno di riferimento per i dati di monitoraggio del prossimo Inventario, per realizzare una sovrapposizione temporale anche con i dati dei carichi puntuali e delle portate.

Inoltre, l'analisi delle pressioni significative e degli impatti da parte delle Regioni, secondo la metodologia nazionale prevista dalle linee guida di ISPRA, per il riesame in corso del PdG Po sui dati 2014-2019 consentirà di approfondire le conoscenze sulle fonti delle sostanze prioritarie e conseguentemente di inserire le sostanze prioritarie finora assenti nei monitoraggi, ma che risultano significative per gli impatti che provocano sullo stato dei corpi idrici superficiali.

3. Sulla base dei dati a disposizione, per questo Inventario (così come per il precedente), è stato possibile valutare il **carico fluviale a scala di sottobacino**. Si ravvisa che tale approssimazione potrebbe risultare non adeguata ad una reale restituzione dell'informazione sull'effettiva emissione di sostanze prioritarie in tutto il territorio del Distretto Idrografico del fiume Po e, di conseguenza, possa dare indicazioni poco efficaci circa il programma di misure da attivare, a scala regionale e distrettuale, per la riduzione o la eliminazione delle emissioni residue di tali sostanze prioritarie nei corpi idrici. Altresì l'utilizzo delle sole stazioni a chiusura di bacino per il calcolo del carico fluviale rende non valutabile gli effetti di diluizione e ritenzione delle sostanze monitorate.

Occorrerebbe quindi un approfondimento delle verifiche dei protocolli di monitoraggio in chiusura di bacino rispetto alle sostanze immesse nell'ambiente, assicurandosi che tutte siano monitorate con frequenza adeguata.

Inoltre, risulta necessario implementare l'analisi quali-quantitativa delle sostanze immesse da fonti puntuali ad una scala di maggior dettaglio. Questo garantirebbe anche di individuare con una scala territoriale adeguata l'eventuale emissione di sostanze prioritarie che in chiusura di bacino, per effetto di diluizione, non vengono più riscontrate.

4. Si segnala infine che in diverse realtà territoriali del Distretto (come ad esempio Veneto e la Provincia autonoma di Trento) si è riscontrata **la presenza di PFOS**. Al riguardo andrebbero condotti specifici approfondimenti volti ad indagarne l'origine e i relativi impatti.

Per la classe di composti PFAS che risulta essere presente anche in maniera significativa nei monitoraggi si ritiene opportuno procedere con uno studio approfondito a scala distrettuale delle sorgenti principali e dei quantitativi presenti nelle acque superficiali e sotterranee.

4.6. Criticità nel calcolo dei carichi puntuali

Di seguito si riportano per punti le **principali criticità rilevate per il calcolo dei carichi puntuali**.

1. Permane la criticità di reperire **basi informative organizzate**, riguardanti tutte le fonti puntuali di rilascio delle sostanze pericolose.

Una di queste fonti di informazioni proposta dalla Commissione Europea e che è stata utilizzata per questo Inventario è il registro E PRTR e che contiene informazioni riguardanti un'elevata percentuale di sostanze prioritarie rispetto a quanto contenuto nei DB regionali delle autorizzazioni AIA e AUA che si riferiscono alla tab.3 dell'allegato 5 del D.lgs. 152/2006e ss.mm.ii. Grazie a queste informazioni il calcolo del carico diffuso è stato possibile per un'elevato numero di sostanze prioritarie.

2. Per la compilazione di questo secondo inventario, anche, la temporanea soppressione delle Province in questo sessennio, ha rappresentato un ulteriore ostacolo alla reperibilità di dati a causa del mancato **aggiornamento delle basi informative relative ai registri AIA e AUA**, di loro competenza finora.

Si auspica che permangano entrambi le basi informative, Registro E-PRTR e AIA o AUA, ma da parte degli enti competenti, sarebbero auspicabili maggiori sforzi nel controllo dei contenuti che vengono inseriti, soprattutto riguardo alle autodichiarazioni.



3. Resta scoperta anche per questo II Inventario **la base informativa riguardante fonti come deposizioni aeree, siti di bonifica, discariche**, che possono rappresentare fonti di rilascio di sostanze rilevanti.

Si ritiene opportuna un'analisi accurata di tali basi informative durante il prossimo Piano di Gestione.

4. Permane la **presenza di poche sostanze prioritarie (Cd, Hg, Ni, Pb, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin) nella tab.3 dell'allegato 5 del D.lgs. 152/2006e ss.mm.ii.**, relativa ai valori limiti di emissione degli scarichi in acque superficiali e in fognatura e l'incoerenza tra gli standard definiti per le medesime sostanze. Questo comporta che gli enti competenti al rilascio delle autorizzazioni allo scarico prevedono il controllo solo delle sostanze contenute nella suddetta tabella. Il risultato è che le sostanze prioritarie escluse dalla tabella raramente vengono controllate sia da chi gestisce gli scarichi (autocontrolli) sia dall'ARPA competente.

Per superare questa criticità, il MATTM ha preparato delle linee guida per permettere alle Regioni di stabilire valori limite alle emissioni con tre differenti metodologie che sono state sperimentate nel 2019 dalle Regioni del Distretto. Gli esiti della sperimentazione sono stati inviati ai partners del Tavolo Tecnico istituito a tal proposito e si attendono gli esiti finali per una possibile applicazione a scala distrettuale, dopo gli opportuni confronti tecnici per valutarne la reale applicabilità.

4.7. Criticità nel calcolo dei carichi fluviali

Di seguito si riportano per punti le **principali criticità rilevate per il calcolo dei carichi fluviali**.

1. La valutazione dei carichi fluviali effettuata con la metodologia condivisa (vedi cap. 2) porta a **sovrastime** anche di un ordine di grandezza, soprattutto nel caso in cui i LOQ regionali siano molto inferiori allo SQA.

La convenzione citata al cap. 2 dovrebbe garantire una maggior omogeneizzazione anche dei LOQ tra Regioni.

2. E' importante segnalare che anche per il II Inventario nella valutazione dei carichi fluviali non è stato considerato il fattore "R" che considera i **fenomeni di ritenzione della sostanza** (sedimentazione, adesione a substrato, trasformazione chimica, etc..).

Si ritiene opportuno effettuare uno studio a scala distrettuale per effettuare delle sperimentazioni che portino a definire il fattore R almeno in tratti significativi dell'asta del fiume Po.

4.8. Criticità nel calcolo dei carichi diffusi

La **principale criticità rilevata per il calcolo dei carichi diffusi** è che per alcune fonti puntuali di sostanze prioritarie non vi è una corrispondente valutazione del carico fluviale poiché la sostanza prioritaria non viene monitorata, oppure perché risulta non rilevabile, tenuto conto della diluizione presente, anche con LOQ di frequente adeguati rispetto agli SQA, con la conseguenza che risultano carichi diffusi negativi.

Si ritiene pertanto che debbano essere condotte analisi specifiche per approfondire le cause di questi risultati.



5. Bibliografia

Direttiva 24 novembre 2010, n. 2010/75/UE del Parlamento europeo e del consiglio relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento)

Direttiva. 16 dicembre 2008, n. 105/2008 del Parlamento europeo e del consiglio relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio.

Direttiva 12 agosto 2013, n.2013/39 del Parlamento europeo e del consiglio che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque

Decreto del Presidente della Repubblica 11 luglio 2011, n. 157, Regolamento di esecuzione del Regolamento (CE) n. 166/2006 relativo all'istituzione di un Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti e che modifica le direttive 91/689/CEE e 96/61/CE.

European Commission, (2010). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 28 Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities.

European Commission, (2010). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27 Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Luxembourg: Office for official publications of the European Communities.

ISPRA, Standard informativo per l'inventario dei rilasci da fonte diffusa, degli scarichi e delle perdite delle sostanze prioritarie e delle sostanza chimiche non appartenenti all'elenco di priorità dell'art. 78-ter DLgs 3 aprile 2006, n. 152 e ss.mm.ii – ver. 1.0 – Luglio 2019” e successive integrazioni. Disponibile all'indirizzo <http://www.sintai.sinanet.apat.it/news> (accesso ad area riservata).

Linee Guida SNPA n. 20/2019: “Linea Guida per la scelta dei metodi per l'analisi delle sostanze prioritarie ai sensi della Direttiva 2000/60/CE”

Ministero della Salute, Banca dati dei prodotti fitosanitari (data ultima consultazione: 14 maggio 2020). Disponibile all'indirizzo: http://www.fitosanitari.salute.gov.it/fitosanitariwsWeb_new/FitosanitariServlet

Regolamento del 18 gennaio 2006, n. 166/2006 del Parlamento europeo e del Consiglio relativo all'istituzione di un registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti e che modifica le direttive 91/689/CEE e 96/61/CE del Consiglio e ss.mm.ii.

Regolamento del 18 dicembre 2006, n. 1907/2006 del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche, che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE e ss.mm.ii.

Regolamento del 21 ottobre 2009, n. 1107/2009 del Parlamento europeo e del Consiglio relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari e che abroga le direttive del Consiglio 79/117/CEE e 91/414/CEE e ss.mm.ii.

Regolamento del 20 giugno 2019, n.2019/1021 del Parlamento europeo e del Consiglio relativo agli inquinanti organici persistenti (rifusione)

Relazione della Commissione al Parlamento europeo e del Consiglio concernente l'attuazione della direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE) e della direttiva sulle alluvioni (2007/60/CE) Secondo ciclo di piani di gestione dei bacini idrografici Primo ciclo di piani di gestione del rischio di alluvioni

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_335-67-1 - Perfluorooctane acid (PFOA) and its derivatives*	Piemonte	0,02		µg/L	0,1		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Emilia-Romagna	0,03		µg/L	0,3	2	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Emilia-Romagna	0,02		µg/L	0,3	2	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Veneto	0,003		µg/l	0,3	2	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Lombardia	0,1	0,3	µg/l	0,3	2	µg/l	Adeguato	Non adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Emilia-Romagna	0,3		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Emilia-Romagna	1		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Veneto	0,1		µg/l	10		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Lombardia	0,05	0,3	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Piemonte	0,5		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	Liguria	0,008	0,05	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,005	0,01	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,0005	0,004	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Veneto	0,005	0,01	µg/l	0,005	0,01	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Non adeguato	Non adeguato	Loq < SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Lombardia	0,05		µg/l	0,005	0,01	µg/l	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_115-29-7 - Endosulfan	Piemonte	0,002		µg/L	0,005	0,01	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_115-32-2 - Dicofol	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,0013		µg/L	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_115-32-2 - Dicofol	Lombardia	0,01		µg/l	0,0013		µg/l	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Emilia-Romagna	0,2		µg/L	1,3		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Emilia-Romagna	0,4		µg/L	1,3		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Veneto	0,1		µg/l	1,3		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Lombardia	0,5		µg/l	1,3		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,005	0,05	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Piemonte	0,002		µg/L	0,005	0,05	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,002	0,05	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	0,4		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,002	0,05	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Veneto	0,01		µg/l	0,005	0,05	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Lombardia	0,01		µg/l	0,005	0,05	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Liguria	0,008	1	µg/l	0,4		µg/l	Adeguato	Non adeguato			Loq < SQA	Loq > SQA		
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Emilia-Romagna	0,05		µg/L	0,4		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	0,4		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Veneto	0,1		µg/l	0,4		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Lombardia	0,1	1	µg/l	0,4		µg/l	Adeguato	Non adeguato			Loq < SQA	Loq > SQA		
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Piemonte	0,1		µg/L	0,4		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_120-12-7 - Anthracene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L	0,1	0,1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_120-12-7 - Anthracene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	24		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_120-12-7 - Anthracene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,1	0,1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_120-12-7 - Anthracene	Veneto	0,01		µg/l	0,1	0,1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_120-12-7 - Anthracene	Lombardia	0,001		µg/l	0,1	0,1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_120-12-7 - Anthracene	Piemonte	0,002		µg/L	0,1	0,1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_120-12-7 - Anthracene	Liguria	0,0001		µg/l	0,1	0,1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_122-34-9 - Simazine	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	1	4	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_122-34-9 - Simazine	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	1	4	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_122-34-9 - Simazine	Veneto	0,01		µg/l	1	4	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_122-34-9 - Simazine	Lombardia	0,02		µg/l	1	4	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,15	2,7	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,15	2,7	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	Lombardia	0,01		µg/l	0,15	2,7	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Valle d'Aosta	0,1		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Emilia-Romagna	1		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Veneto	0,1		µg/l	10		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Lombardia	0,05	0,1	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Piemonte	0,5		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	Liguria	0,008	0,05	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	Emilia-Romagna	0,003		µg/L	0,01		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	Emilia-Romagna	0,005		µg/L	0,1		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	Veneto	0,003	0,02	µg/l	0,1		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	Lombardia	0,1		µg/l	0,1		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,03		µg/L	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Emilia-Romagna	0,009		µg/L	0,03		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Veneto	0,01		µg/l	0,03		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Lombardia	0,02		µg/l	0,03		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Piemonte	0,01		µg/L	0,03		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_15972-60-8 - Alachlor	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,3	0,7	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_15972-60-8 - Alachlor	Veneto	0,01		µg/l	0,3	0,7	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_15972-60-8 - Alachlor	Lombardia	0,02		µg/l	0,3	0,7	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_15972-60-8 - Alachlor	Piemonte	0,02		µg/L	0,3	0,7	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Valle d'Aosta	0,2		ng/L	0,00065	36	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Piemonte	0,02		µg/L	0,00065	36	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Emilia-Romagna	0,0002		µg/L	0,00065	36	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Veneto	0,02	5	ng/l	0,00065	36	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq > SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Lombardia	0,0002		µg/l	0,00065	36	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Liguria	0,0002		µg/l	0,00065	36	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,6	2	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,6	2	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	Veneto	0,01		µg/l	0,6	2	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	Lombardia	0,02		µg/l	0,6	2	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_1912-24-9 - Atrazine	Piemonte	0,02		µg/L	0,6	2	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L		0,00082	µg/L			Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	55		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Veneto	0,01		µg/l		0,0082	µg/l			Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Lombardia	0,001		µg/l		0,0082	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Liguria	0,0001		µg/l		0,0082	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	70		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L			µg/L					Loq > SQA			
CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Veneto	0,01		µg/l			µg/l					Loq > SQA			
CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Lombardia	0,001		µg/l			µg/l					Loq > SQA			
CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Liguria	0,0001		µg/l			µg/l					Loq > SQA			
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L		0,017	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	40		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L		0,017	µg/L			Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Veneto	0,01		µg/l		0,017	µg/l			Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Lombardia	0,001		µg/l		0,017	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Liguria	0,0001		µg/l		0,017	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L	0,0063	0,12	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	110		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,0063	0,12	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Veneto	0,01		µg/l	0,0063	0,12	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Lombardia	0,001		µg/l	0,0063	0,12	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Piemonte	0,002		µg/L	0,0063	0,12	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Liguria	0,0001		µg/l	0,0063	0,12	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L		0,017	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	20		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L		0,017	µg/L			Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Veneto	0,01		µg/l		0,017	µg/l			Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Lombardia	0,001		µg/l		0,017	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Liguria	0,0001		µg/l		0,017	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_28159-98-0 - Cybutryne	Lombardia	0,01		µg/l	0,0025	0,016	µg/l	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,03	1	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Piemonte	0,02		µg/L	0,03	0,1	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Emilia-Romagna	0,009		µg/L	0,03	0,1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,03	0,1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Veneto	0,01		µg/l	0,03	0,1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Lombardia	0,02		µg/l	0,03	0,1	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_330-54-1 - Diuron	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,2	1,8	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_330-54-1 - Diuron	Veneto	0,03		µg/l	0,2	1,8	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_330-54-1 - Diuron	Lombardia	0,03	0,05	µg/l	0,2	1,8	µg/l	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_330-54-1 - Diuron	Piemonte	0,02		µg/L	0,2	1,8	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_34123-59-6 - Isoproturon	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,3	1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_34123-59-6 - Isoproturon	Veneto	0,03		µg/l	0,3	1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_34123-59-6 - Isoproturon	Lombardia	0,03		µg/l	0,3	1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_34123-59-6 - Isoproturon	Piemonte	0,02		µg/L	0,3	1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Emilia-Romagna	0,05	1	µg/kg	5		µg/kg	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,0002	0,0015	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,1	0,3	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,1	0,3	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	Veneto	0,01		µg/l	0,1	0,3	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	Lombardia	0,02		µg/l	0,1	0,3	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	Piemonte	0,02		µg/L	0,1	0,3	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,01		µg/L	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	Emilia-Romagna	0,008		µg/L	0,01		µg/L	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	Veneto	0,01		µg/l	0,01		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	Lombardia	0,01		µg/l	0,01		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	Piemonte	0,002		µg/L	0,01		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Piemonte	0,002		µg/L	0,00017	0,27	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L	0,00017	0,027	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	30		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,00017	0,27	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Veneto	0,01		µg/l	0,00017	0,27	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Lombardia	0,001		µg/l	0,00017	0,27	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Liguria	0,00005		µg/l	0,00017	0,27	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_52315-07-8 - Cypermethrin	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,00008	0,0006	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	Emilia-Romagna	0,05		µg/L	12		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	Emilia-Romagna	1		µg/L	12		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	Veneto	0,1		µg/l	12		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	Lombardia	0,05	0,1	µg/l	12		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	Piemonte	0,5		µg/L	12		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,02	0,04	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Emilia-Romagna	0,005	0,008	µg/L	0,002	0,02	µg/L	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Non adeguato	Loq > SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Veneto	0,01		µg/l	0,02	0,04	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Lombardia	0,01		µg/l	0,02	0,04	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Piemonte	0,002		µg/L	0,02	0,04	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,007		µg/L	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,007		µg/L	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Veneto	0,01		µg/l	0,007		µg/l	Non adeguato				Loq > SQA			
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Lombardia	0,01	0,5	µg/l	0,007		µg/l	Non adeguato	Non adeguato			Loq > SQA	Loq > SQA		
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Piemonte	0,002		µg/L	0,007		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,0006	0,0007	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Emilia-Romagna	0,02		µg/L	0,0006	0,0007	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Lombardia	0,03		µg/l	0,0006	0,0007	µg/l	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Valle d'Aosta	0,3		µg/L	2,5		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Emilia-Romagna	0,05		µg/L	2,5		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	2,5		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Veneto	0,1		µg/l	2,5		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Lombardia	0,05	0,1	µg/l	2,5		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Piemonte	0,5		µg/L	2,5		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Liguria	0,008	0,01	µg/l	2,5		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_71-43-2 - Benzene	Valle d'Aosta	0,5		µg/L	10	50	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_71-43-2 - Benzene	Emilia-Romagna	0,8		µg/L	8	50	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_71-43-2 - Benzene	Emilia-Romagna	1		µg/L	10	50	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_71-43-2 - Benzene	Veneto	0,1		µg/l	10	50	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_71-43-2 - Benzene	Lombardia	0,1	0,2	µg/l	10	50	µg/l	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_71-43-2 - Benzene	Piemonte	0,2		µg/L	10	50	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_71-43-2 - Benzene	Liguria	0,008	0,1	µg/l	10	50	µg/l	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_74070-46-5 - Aclonifen	Emilia-Romagna	0,02		µg/L	0,12	0,12	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_74070-46-5 - Aclonifen	Lombardia	0,03		µg/l	0,12	0,12	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Valle d'Aosta	2,5		µg/L	7,2	7,2	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Piemonte	0,4		µg/L	1,2	14	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Emilia-Romagna	1		mg/kg	30		mg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Emilia-Romagna	1		µg/L	1,3	14	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Emilia-Romagna	0,5		µg/L	7,2		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Veneto	0,4		µg/l	1,2	14	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Lombardia	1	2,5	µg/l	1,2	14	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Liguria	0,5	1	µg/l	1,2	14	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Valle d'Aosta	0,5		µg/L	0,03	0,06	µg/L	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Piemonte	0,02		µg/L		0,07	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Emilia-Romagna	0,05	0,1	mg/kg	0,3		mg/kg	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Emilia-Romagna	0,01		µg/L		0,07	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Veneto	0,01	0,2	µg/l		0,07	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Non adeguato	Loq > SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq > SQA
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Lombardia	0,02		µg/l		0,07	µg/l			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Liguria	0,02	0,05	µg/l		0,07	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Non adeguato	Loq > SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Valle d'Aosta	2,4		µg/L	20	20	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Piemonte	1		µg/L	4	34	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Emilia-Romagna	2		µg/L	8,6	34	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Emilia-Romagna	1		µg/L	20		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Veneto	1		µg/l	4	34	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Lombardia	1	2	µg/l	4	34	µg/l	Adeguato	Non adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Liguria	1		µg/l	4	34	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Valle d'Aosta	0,04		µg/L	0,08	0,45	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Piemonte	0,04		µg/L	0,25	0,5	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	0,2	1,5	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Emilia-Romagna	0,1	0,2	mg/kg	0,3		mg/kg	Adeguato	Non adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Emilia-Romagna	0,04		µg/L	0,25	1,5	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Veneto	0,1		µg/l	0,15	0,9	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Lombardia	0,04	0,15	µg/l			µg/l		Non adeguato			Loq > SQA	Loq > SQA		
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Liguria	0,05		µg/l	0,08	0,45	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Valle d'Aosta	2		µg/L	20		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Emilia-Romagna	6		µg/L	20		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Lombardia	1		µg/l	20		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Piemonte	0,5		µg/L	20		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	Liguria	0,008	20	µg/l	20		µg/l	Adeguato	Non adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Valle d'Aosta	0,1		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Emilia-Romagna	1		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Veneto	0,1		µg/l	10		µg/l	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Lombardia	0,05	0,1	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Piemonte	0,5		µg/L	10		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	Liguria	0,008	0,05	µg/l	10		µg/l	Adeguato	Adeguato			Loq < SQA	Loq < SQA		
CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	Emilia-Romagna	0,05		µg/L	0,4	1,4	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	0,4	1,4	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,05	0,6	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Emilia-Romagna	0,01		µg/L	0,02	0,6	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Emilia-Romagna	0,05		µg/L	0,05	0,6	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Veneto	0,05		µg/l	0,05	0,6	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Lombardia	0,05		µg/l	0,05	0,6	µg/l	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Piemonte	0,02		µg/L	0,05	0,6	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	0,4	1	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	Veneto	0,05		µg/l	0,4	1	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	Lombardia	0,25	0,5	µg/l	0,4	1	µg/l	Non adeguato	Non adeguato	Adeguato	Non adeguato	Loq < SQA	Loq > SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	Piemonte	0,2		µg/L	0,4	1	µg/L	Non adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
CAS_886-50-0 - Terbutryn	Emilia-Romagna	0,02		µg/L	0,065	0,34	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_886-50-0 - Terbutryn	Veneto	0,01		µg/l	0,065	0,34	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_886-50-0 - Terbutryn	Lombardia	0,02		µg/l	0,065	0,34	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Emilia-Romagna	2		µg/kg	35		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Emilia-Romagna	0,005		µg/L	2	130	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Emilia-Romagna	0,1		µg/L	2	130	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Veneto	0,1		µg/l	2	130	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Lombardia	0,001	0,1	µg/l	2	130	µg/l	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Adeguato	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA	Loq < SQA
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Piemonte	0,5		µg/L	2	130	µg/L	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
CAS_91-20-3 - Naphthalene	Liguria	0,0001		µg/l	2	130	µg/l	Adeguato		Adeguato		Loq < SQA		Loq < SQA	
Dioxins and dioxin-like compounds (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB-DLs)	Emilia-Romagna	0,001		µg/kg	0,002		µg/kg	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_33-32-9 - Total DDD (DDD, o,p' + DDD, p,p')	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	0,8		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
Total DDT (DDT, o,p' + DDT,p,p')	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	1		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
Total DDE (DDE, o,p' + DDE,p,p')	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	1,8		µg/kg	Adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	Emilia-Romagna	0,002		µg/L	0,005		µg/L	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	Veneto	0,01		µg/l	0,01		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	Lombardia	0,01		µg/l	0,01		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	Piemonte	0,002		µg/L	0,01		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
CAS_309-00-2 - Aldrin	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	0,2		µg/kg	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_60-57-1 - Dieldrin	Emilia-Romagna	0,1		µg/kg	0,2		µg/kg	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_72-54-8 DDD, p, p'	Veneto	0,01		µg/l	0,025		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
CAS_72-55-9 DDE, p, p'	Veneto	0,01		µg/l	0,025		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			

CAS e Nome della sostanza	Regione	Loq min	Loq max	UdM Loq	SQA-MA	SQA-CMA	UdM SQA	Loq min adeguato a SQA MA	Loq max adeguato a SQA MA	Loq min adeguato a SQA CMA	Loq max adeguato a SQA CMA	Loq min ≤SQA MA	Loq max ≤SQA MA	Loq min ≤SQA CMA	Loq max ≤SQA CMA
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Veneto	0,01		µg/l	0,025		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Valle d'Aosta	0,02		µg/L	0,025		µg/L	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Piemonte	0,002		µg/L	0,025		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Emilia-Romagna	0,008		µg/L	0,025		µg/L	Adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Lombardia	0,01		µg/l	0,025		µg/l	Non adeguato				Loq < SQA			
EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	Emilia-Romagna	0,00004		µg/L		0,014	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	Emilia-Romagna	0,0001		µg/L		0,14	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
EEA_32-23-5 - Total Benzo(b)fluor-anthene (CAS_205-99-2) + Benzo(k)fluor-anthene (CAS_207-08-9)	Piemonte	0,002		µg/L		0,017	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
EEA_32-24-6 - Total Benzo(g,h,i)-perylene (CAS_191-24-2) + Indeno(1,2,3-cd)-pyrene (CAS_193-39-5)	Piemonte	0,001		µg/L		0,0082	µg/L			Adeguato		Loq > SQA		Loq < SQA	
EEA_33-50-1 - Heptachlor and heptachlor epoxide	Lombardia	0,05		µg/l	2E-07	0,0003	µg/l	Non adeguato		Non adeguato		Loq > SQA		Loq > SQA	

* sostanza non prioritaria, considerata comunque rilevante



Allegato 2

Descrizione sintetica delle fonti informative regionali utilizzate per la stima dei carichi di origine puntuale

Regione Emilia-Romagna

Registro E-PRTR 2017 per l'Emilia-Romagna

Le aziende presenti nel Registro E-PRTR del territorio emiliano-romagnolo per l'anno 2017 sono 13, dai riscontri effettuati risulta che scaricano tutte in fognatura e quindi sono state considerate indirettamente negli scarichi dei depuratori.

Volumi idrici negli scarichi produttivi

L'approccio metodologico seguito è il seguente.

- **Sono organizzati e strutturati i dati disponibili riguardo consumi/scarichi documentati di siti produttivi**; si tratta di circa 650 siti autorizzati AIA, circa 1'150 siti con autorizzazioni al prelievo dedotti da SISTEB, circa 1'100 siti per i quali sono disponibili informazioni sugli scarichi idrici in PF forniti dai Gestori del SII, ulteriori informazioni relative a ricognizioni effettuate precedentemente e a Dichiarazioni Ambientali connesse a certificazione EMAS (per diversi siti sono disponibili informazioni da più fonti); i dati strutturati sono relativi a: ragione sociale, indirizzo, georeferenziazione, tipologia di attività produttiva.
- **Sono definiti consumi e approvvigionamenti per i circa 2'600 siti così individuati**: per i siti AIA sono utilizzati i dati relativi a consumi e approvvigionamenti, come pure per i siti per i quali sono disponibili dati documentati da altre fonti; per i siti per i quali sono disponibili i dati di concessione al prelievo si sono stimati gli approvvigionamenti in relazione ai dati assentiti; per i siti per i quali sono documentate fatturazioni allo scarico in PF si sono stimati i consumi sulla base di opportuni rapporti consumo /scarico.
- **Sono effettuate stime parametriche dei consumi comunali complessivi sulla base dei dati ASIA 2016**: stimati i consumi comunali "di 1° approssimazione" sulla base di un dataset di dotazioni di consumo per addetto per Gruppo Ateco 2007 e dei dati occupazionali dell'Archivio Statistico Imprese Attive (ASIA) 2016.
- **Sono stimati i consumi comunali "residuali", connessi a siti non trattati singolarmente**: mettendo a confronto, per singolo comune, i valori comunali stimati e i corrispondenti totali connessi ai singoli siti considerati singolarmente, si stima l'entità dei consumi attribuibili al complesso dei siti, meno idroesigenti, non trattati singolarmente (**valutazione effettuata non ai fini del presente inventario**).
- **L'attribuzione alla fonte di approvvigionamento** viene definita sulla base delle informazioni note (dati AIA e concessioni di derivazione) e di ipotesi circa la quota di approvvigionamento dall'acquedottistica civile e da acque superficiali o sotterranee, in relazione alla tipologia di attività e della localizzazione territoriale.
- **Le risultanze delle elaborazioni consistono quindi in**: circa 1050 siti produttivi qualificati singolarmente (con approvvigionamenti diretti dall'ambiente noti/stimati); dati di consumo/prelievo "residuali" aggregati alla scala comunale (considerati, in termini di geolocalizzazione, accentrati sui capoluoghi comunali).

Complessivamente sono stati stimati consumi regionali industriali (attività estrattive + manifattura + energia + rifiuti) pari a 201 Mm³/anno. La quota relativa al settore manifatturiero è preponderante ed è valutata in 177 Mm³/anno; circa 11 Mm³/anno sono connessi all'industria estrattiva che, trattandosi di fatto di usi sostanzialmente conservativi per gli aspetti quantitativi, vengono esclusi dal computo dei bilanci idrici.



Nella Tabella Errore. **Nel documento non esiste testo dello stile specificato..1** sono presentati i valori provinciali di consumi e prelievi. Si può osservare come i consumi maggiori siano riferibili alle province di Parma (essenzialmente per la presenza di un settore agroindustriale particolarmente sviluppato) e a quelle di Ferrara e Ravenna (anche per effetto degli ingenti consumi connessi ai 2 poli chimici). Si segnala anche come venga valutata importante la quota dei fabbisogni idrici soddisfatta dall'acquedottistica civile (il 18% per il settore manifatturiero).

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..1** Consumi e prelievi industriali per le diverse province stimati per il 2016-2018 (Mm³/anno)

Provincia	Totale industria (no att. estrattive)					Solo manifattura				
	Consumi	Forniture acquedott. civile	Prelievi	Prelievi di acque sotterr.	Prelievi di acque superf.	Consumi	Forniture acquedott. civile	Prelievi	Prelievi di acque sotterr.	Prelievi di acque superf.
Piacenza	11	2	9	9	0	9	2	8	8	0
Parma	33	4	28	27	1	31	4	27	26	1
Reggio- Emilia	20	5	15	13	2	18	4	14	12	2
Modena	27	8	19	17	2	26	8	18	16	2
Bologna	23	6	17	9	7	20	5	14	8	7
Ferrara	30	3	27	3	25	29	2	26	2	25
Ravenna	31	3	27	5	19	29	3	26	7	19
Forlì- Cesena	13	4	9	8	1	11	3	8	6	1
Rimini	4	1	3	3	1	3	0	3	3	1
Totale	191	35	155	91	58	177	32	145	87	58
Per Bologna e Ravenna è presente un trasferimento di risorsa interprovinciale connesso all'acquedotto industriale Conami										

Nella Figura Errore. **Nel documento non esiste testo dello stile specificato..1** sono graficati i consumi riferibili alle diverse tipologie di attività produttive. Si evidenzia l'elevata incidenza dei consumi connessi all'industria agroalimentare, che rappresenta di gran lunga il settore maggiormente idroesigente (la sua incidenza risulta quasi del 45% se calcolata sul solo settore manifatturiero).

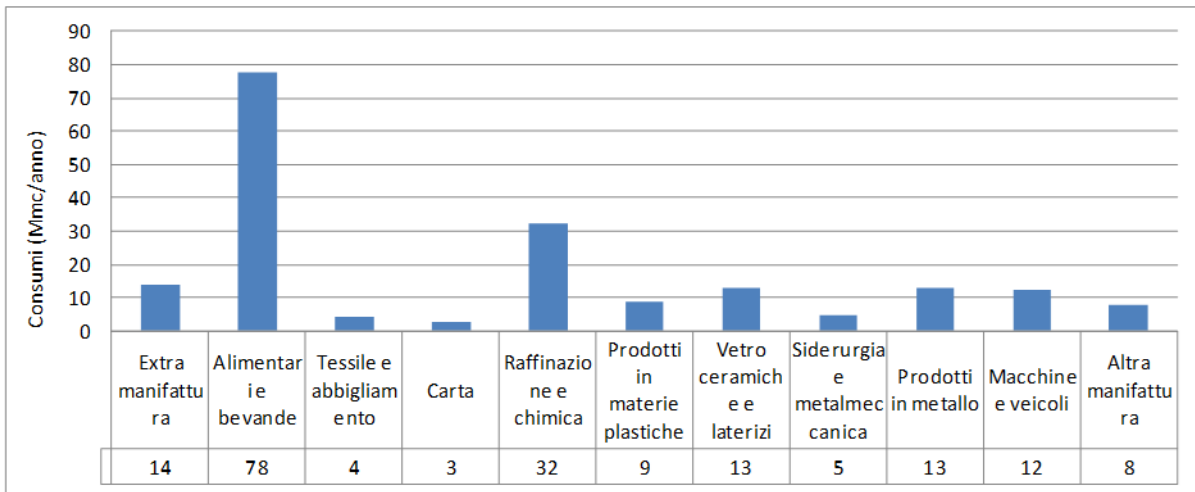


Figura **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..1** Ripartizione dei consumi industriali sui diversi settori di attività

Si può ritenere che la valutazione dei consumi e dei prelievi sia affetta da margini di imprecisione non trascurabili, indicabile orientativamente nel $\pm 15\%$ alla scala provinciale.

Emissioni di sostanze prioritarie negli scarichi produttivi

La valutazione dei carichi inquinanti sversati in CIS risulta complementare rispetto a quella dei prelievi idrici, ai fini di una analisi degli impatti del settore industriale sulla matrice acqua. Gli scarichi in PF non vengono invece direttamente immessi nell'ambiente, ma sono collettati dai sistemi fognari agli impianti di depurazione civile.

In linea di principio gli scarichi in CIS sono (o meglio dovrebbero essere) noti, sia in termini di localizzazione degli stessi, sia di quantitativi autorizzati (volumi e concentrazione degli inquinanti). L'archivio delle Autorizzazioni allo scarico presenta attualmente criticità elevate, risultando non mantenuto aggiornato e validato. Nel corso del 2019 è stata avviata una attività di sistematizzazione in uno specifico database dei dati contenuti nelle autorizzazioni che, una volta terminata, permetterà di disporre di una base dati affidabile. I carichi massimi deducibili dalle autorizzazioni allo scarico (volumi dei reflui e concentrazioni limite) non possono comunque essere ritenuti direttamente rappresentativi delle emissioni, risultando fortemente sovrastimanti.

Per gli scarichi in CIS l'approccio metodologico seguito nella presente attività è, inevitabilmente, relativamente semplice:

- sono individuati i siti produttivi con scarico in CIS di acque di processo sulla base delle informazioni contenute nelle Autorizzazioni AIA, o estratte dai monitoraggi Arpae sugli scarichi produttivi, oppure contenuti del data-base (non aggiornato) delle autorizzazioni allo scarico e di altre informazioni note (Dichiarazioni Ambientali EMAS, dati scarichi in PF forniti dai Gestori del SII);
- per le aziende autorizzate AIA sono attribuiti agli scarichi i volumi idrici e le relative concentrazioni di inquinanti deducibili dai report annuali; quando i volumi idrici non sono indicati nei report, si fa riferimento ai prelievi e al rapporto scarichi / approvvigionamenti individuati nella Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..2**;
- per le aziende non AIA, ma oggetto di monitoraggio Arpae degli scarichi, si considera la caratterizzazione qualitativa degli scarichi deducibile dai monitoraggi stessi; riguardo alla quantificazione dei reflui, si fa riferimento ai prelievi noti/stimati e al rapporto scarichi /



approvvigionamenti individuati nella Tabella Errore. **Nel documento non esiste testo dello stile specificato..2;**

- per le aziende non AIA e non oggetto di monitoraggio Arpa, si fa riferimento ad una caratterizzazione qualitativa parametrica, in relazione alla tipologia di attività svolta (**aziende non considerate nell'inventario**).

Riguardo agli inquinanti presi in considerazione viene fatto qui riferimento principalmente a quelli della Tabella 1/A del D.Lgs. 172/2015. Per gran parte degli inquinanti, in effetti “poco comuni” (ovvero saltuariamente presenti negli scarichi), i monitoraggi effettuati da Arpa e gli autocontrolli AIA hanno evidenziato una loro presenza sporadica ed estremamente sito-specifica. Nonostante le aziende maggiormente idroinquinanti ricadano nella normativa IED e quindi per esse le informazioni relative agli scarichi in CIS siano adeguate, la valutazione degli scarichi in CIS delle aziende non IED è estremamente problematica.

Nel prospetto seguente (Tabella Errore. **Nel documento non esiste testo dello stile specificato..2**) sono indicati i valori medi dei rapporti scarichi / approvvigionamenti riscontrabili sulle diverse tipologie produttive regionali (esclusi i poli chimici) e la percentuale di aziende AIA per le quali è previsto il monitoraggio degli scarichi di processo.

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..2** Stima del rapporto tra volume scaricato e volume approvvigionato per le principali attività produttive idroesigenti della regione

Attività produttiva	Scarico /approvvigionamento	% aziende con scarichi monitorati
Industrie alimentari: macellazione e lavorazione carni	~ 80%	100%
Industrie alimentari: conserve vegetali	~ 90%	100%
Industrie alimentari: lavorazione latte	~ 90%	100%
Industrie alimentari: molitura e mangimi	~ 40%	~ 80%
Altre industrie alimentari	~ 95%	100%
Industria chimica (esclusi poli chimici)	~ 65%	~ 60%
Poli chimici (compresi servizi energetici e trattamento reflui e rifiuti)	~ 70%	100%
Pigmenti, colori, vernici	~ 30%	~ 40%
Plastiche, imballaggi flessibili	~ 85%	~ 60%
Industria vetraria	~ 95%	100%
Industria ceramica	~ 0%	~ 5%
Industria cartaria	~ 80%	100%
Laterizi	~ 30%	~ 40%
Cemento	~ 10%	~ 75%
Acciaio	~ 80%	~ 70%
Trattamento metalli	~ 90%	~ 75%



Fonderia	~ 40%	~ 30%
Altre manifatturiere	~ 70%	~ 80%
Trattamento sottoprodotti industria alimentare	~ 80%	100%
Incenerimento rifiuti	~ 35%	100%
Valore mediano	~ 75%	~ 55%

Scarichi industriali al 2016-2018

Nella Tabella Errore. **Nel documento non esiste testo dello stile specificato..3** sono proposte le stime dei volumi idrici scaricati in CIS e dei relativi carichi associati dei metalli più frequentemente riscontrati nei monitoraggi, ripartiti sulle diverse province, considerando qui anche le stime parametriche. Riguardo all'entità dei carichi forniti nella tabella si evidenzia che, qualora i volumi scaricati non siano noti, i possibili errori sulla loro quantificazione non sono mai trascurabili: il rapporto scarichi / approvvigionamenti risulta significativamente variabile e sito dipendente, con fluttuazioni molto significative anche all'interno di una stessa Classe Ateco.

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..3** Stime dei volumi idrici e carichi di metalli scaricati in CIS al 2016-2018 (kg/anno) del settore industriale (evidenziate le colonne dei metalli presenti in Tab. 1/A)

Provincia	Volume (Mm ³ /anno)	As	Cadmio	Cr	Mercurio	Nichel	Piombo	Zn
Piacenza	4.0	0.6	0.0	35	0.00	34	0.7	300
Parma	19.2	27.1	2.4	119	0.59	120	44.5	369
Reggio-Emilia	2.4	0.1	0.3	9	0.01	6	1.5	124
Modena	4.8	2.7	0.0	1	0.00	1	2.1	71
Bologna	5.2	0.0	0.0	0	0.00	0	0.7	24
Ferrara	6.1	2.9	0.2	12	0.23	19	5.0	139
Ravenna	18.9	29.5	0.4	151	0.00	318	59.1	1082
Forli-Cesena	3.5	0.1	0.0	3	0.01	8	3.9	176
Rimini	0.3	0.0	0.0	0	0.00	0	0.0	0
Totale	64	63	3.4	330	0.84	506	118	2286
Da monitoraggio diretto (INVENTARIO)	26.1	-	3.2	-	0.82	500	115	-

Analogamente all'approccio metodologico definito da ISPRA in occasione della consegna del 2013, nella tabella SUBS_DISCG del DB sono stati organizzati e strutturati i dati relativi ai soli inquinanti di Tabella 1/A del D.Lgs. 172/2015 considerando unicamente i valori di concentrazione che sono risultati quantificabili in termini di valori medi 2016-2018 (sono quindi ignorati i soli "<LOQ"). Non sono altresì inserite nell'inventario le



emissioni di inquinanti derivanti da una caratterizzazione parametrica degli scarichi: sono cioè considerati i soli scarichi derivanti da monitoraggi diretti AIA o Arpae.

Relativamente alle altre sostanze di Tabella 1/A si sono individuati soltanto 7 siti produttivi che le presentano negli scarichi in CIS, con i quantitativi forniti in Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..4**.

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..4** Altre sostanze di Tabella 1/A rilevate negli scarichi produttivi regionali

Sostanze	Aziende (n.)	Carichi (kg/anno)
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	2	42.16
CAS_71-43-2 - Benzene	2	3.70
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	1	6.86
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	1	0.23
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	1	0.12
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	3	5.40
Polyaromatic hydrocarbons (PAH)	1	0.06

Relativamente al foglio DISCG_PROD_CYCLES, è sempre stata utilizzata la codifica Ateco 2007; si evidenzia che la “codifica IPPC” proposta non è in effetti una codifica di attività ma un elenco di attività soggette alla normativa. Un sito può ricadere nella normativa IPPC per una (o più) attività pure svolgendo una attività prevalente diversa (può ad esempio ricadere nella normativa IPPC per il trattamento dei metalli, ma in effetti produrre beni che hanno altre fasi di produzione prevalenti).

Emissioni di sostanze prioritarie negli scarichi dei depuratori civili

Per i depuratori civili si è ritenuto possibile fornire valutazioni numeriche unicamente riguardo ai carichi dei metalli, per i quali sono effettuate determinazioni analitiche delle concentrazioni in occasione dei monitoraggi effettuati da Arpae e dai Gestori degli impianti. Nonostante alcune delle altre sostanze di interesse siano presumibilmente presenti negli scarichi (ad esempio DEHP, Difenil etero bromato), come peraltro evidenziato dalla ormai corposa bibliografia di settore, la totale assenza di misure dirette non fa ritenere possibile alcun tipo di valutazione.

Per la valutazione dei carichi di metalli connessi ai reflui depurativi è stato fatto riferimento alla base dati relativa ai monitoraggi Arpae e agli automonitoraggi dei Gestori inerenti gli anni 2016-2018, implementata nel data-base ARU. Sono state prese in esame le risultanze dei monitoraggi relativi ad As, Cd, Cr, Hg, Ni e Pb (per tali sostanze le determinazioni analitiche vengono effettuate solo in occasione dei monitoraggi Arpae).

Nel totale, per i 203 impianti monitorati relativamente ai metalli, sono disponibili i risultati di 1'397 campionamenti, per un totale complessivo di quasi 5'400 determinazioni analitiche dei metalli considerati, delle quali 3'544 per i 4 metalli di Tab. 1/A. La disponibilità dei dati per singolo impianto varia solitamente da 18 (per



gli impianti per i quali nel triennio 2016-2018 è stato fatto un monitoraggio circa bimestrale) a 3 (ove è stato fatto un solo monitoraggio annuo), o anche meno per alcuni impianti, con un dato medio di 7.

L'effettiva disponibilità di rilievi analitici per i singoli metalli in esame è, in effetti, decisamente difforme: mentre Cd, Cr e Pb sono rilevati in pressoché tutti i campioni, As, Hg e Ni sono rilevati rispettivamente per il 30%, 14% e 42% dei campioni.

Una ulteriore criticità è connessa agli LOQ analitici; infatti, gli LOQ per le acque di scarico sono sempre adeguati per verificare la conformità ai limiti di emissione autorizzati, ma risultano spesso insufficienti rispetto agli LOQ richiesti (D.Lgs. 219/2010) in adeguamento agli SQA-MA della normativa di riferimento per quanto riguarda le sostanze prioritarie altamente inquinanti per l'ambiente acquatico (D.Lgs. 172/15); tale situazione ingenera evidenti criticità nell'impostare un affidabile bilancio di massa degli inquinanti a livello di bacino. È peraltro da evidenziare come gli LOQ nelle diverse analisi risultano fortemente differenziati, non solo fra i diversi metalli, ma anche fra i diversi impianti e, qualche volta, per uno stesso impianto e uno stesso metallo, in tempi successivi. Quest'ultima situazione comporta evidenti criticità: per uno stesso dataset di analisi relative ad un singolo impianto e metallo si possono osservare, nelle risultanze, valori quantificati e valori contrassegnati come inferiori ai limiti di quantificazione con LOQ superiori ai valori rilevati. In tali situazioni si è scelto di non considerare nelle elaborazioni tutte le determinazioni con LOQ superiori ai valori rilevati; in caso contrario le elaborazioni che considerano la stima delle concentrazioni e dei carichi medi sostituendo a "<LOQ" il corrispondente valore LOQ/2 risulterebbero inevitabilmente distorte.

Il calcolo delle emissioni di inquinanti viene effettuato sulla base del prodotto fra volumi medi annui e concentrazioni medie relativamente al triennio considerato (2016-2018). Per quanto riguarda il calcolo delle concentrazioni medie sono state seguite le indicazioni fornite da ISPRA, che prevedono di sostituire ai valori "<LOQ" i corrispondenti valori LOQ/2 e di considerare quantificabile la sostanza se nel relativo dataset è presente anche solo una determinazione con risultati quantificabili, indipendentemente dalla circostanza che la concentrazione media risulti superiore o meno rispetto al relativo LOQ (tale assunzione determina, nel caso di forte incidenza nel dataset di riferimento per lo specifico impianto dei valori "<LOQ", ad una probabile sovrastima delle emissioni di inquinanti).

La quantificazione delle concentrazioni medie è possibile per una frazione solitamente ridotta degli impianti. La non quantificazione è connessa sia al non monitoraggio dello specifico parametro nei reflui, sia alla sola presenza nel dataset di determinazioni con valori "<LOQ". Nella Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..5** è riepilogato il quadro delle risultanze delle elaborazioni.

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..5** Risultanze delle valutazioni delle concentrazioni medie sugli impianti per i diversi metalli considerati (evidenziate le colonne dei metalli presenti in Tab. 1/A)

Metalli	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
Impianti monitorati	60	202	202	29	86	202
Impianti con concentrazioni quantificate	16	4	27	3	26	15
Impianti con concentrazioni non quantificate	44	198	175	26	60	187
Incidenza sul totale degli impianti con concentrazioni quantificate	8%	2%	13%	1%	13%	7%
Incidenza sul totale degli impianti non monitorati	70%	0.5%	0.5%	86%	58%	0.5%

Le portate medie utilizzate-sono quelle misurate/indicate dai gestori e per il 50% circa degli impianti considerati fanno riferimento alla media del triennio 2016-2018, mentre per i restanti impianti sono relative al solo dato disponibile del 2016.



In relazione agli impianti e ai metalli per i quali è risultato possibile valutare la concentrazione media dei reflui, si è tentata una elaborazione finalizzata a valutare se i valori di concentrazione media risultassero in qualche modo correlati a caratteristiche degli impianti o dei reflui trattati. È stato in particolare valutato se esiste una correlazione fra i valori di concentrazione media e le proporzioni degli impianti (esplicitata in termini di volumi medi trattati), il tipo di trattamento (in relazione alla presenza o assenza di trattamenti terziari) e l'incidenza degli scarichi produttivi (in termini di rapporto fra AE non domestici e totali). Contrariamente a quanto ci si poteva aspettare, tali valutazioni non hanno mostrato la presenza di significative correlazioni. Per qualcuno dei metalli l'assenza di correlazioni può essere connessa alla ridotta numerosità del campione disponibile; altre spiegazioni sono comunque plausibili, ad esempio è possibile che il parametro AE non domestici / AE totali non sia realmente rappresentativo della presenza di fonti di generazione dei metalli stessi.

Si è osservato che per gli scarichi ove i metalli sono monitorati ma non sono quantificabili perché le determinazioni analitiche hanno fornito quale risultato sistematicamente “<LOQ”, i valori degli LOQ stessi risultano spesso superiori ai valori delle concentrazioni risultate determinabili; per tali scarichi la non quantificabilità delle concentrazioni dei metalli appare quindi connessa agli LOQ delle determinazioni analitiche che, ancorché adeguati per valutare la conformità degli scarichi rispetto ai limiti di emissione autorizzati, risultano non coerenti rispetto alle concentrazioni mediamente presenti.

Si sono anche valutate per gli scarichi dei depuratori le concentrazioni medie dei metalli riscontrate ove le concentrazioni sono risultate determinabili.

Non si è qui però ritenuto opportuno utilizzare tali concentrazioni medie per estendere le stime dei carichi di metalli sversati anche agli impianti non monitorati e agli impianti con concentrazioni medie non quantificabili perché connesse a LOQ “alti”, considerando quindi le sole concentrazioni effettivamente misurate.

Nella Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..6** sono riportati i valori delle concentrazioni medie quantificate per i diversi metalli e il relativo numero di impianti su cui è stata possibile la loro quantificazione. Si evidenzia immediatamente che per Cd e Hg il numero di impianti per i quali è risultato possibile valutare le concentrazioni medie è esiguo; i valori stessi non possono quindi essere ritenuti statisticamente significativi. Sono forniti anche i carichi complessivi valutati per i soli impianti con concentrazioni medie quantificabili.

Tabella **Errore. Nel documento non esiste testo dello stile specificato..6** Concentrazioni medie quantificate sugli impianti monitorati e con riscontri positivi (i valori relativi a Cd e Hg non sono da ritenersi affidabili) e carichi regionali ottenuti per i soli impianti con concentrazioni quantificabili (evidenziate le colonne dei metalli presenti in Tab. 1/A)

	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Pb
Concentrazioni medie dove quantificate (µg/L)	4.7	0.6	12.6	0.4	27.5	6.8
Impianti con concentrazioni medie quantificate (n.)	16	4	27	3	26	15
Carico di metalli sugli impianti ove quantificabili (kg/anno)	124	2.0	570	2.0	1736	209



Lombardia

Calcolo dei carichi puntuali

Il E- PRTR (European Pollutant Release and Transfer Register) è un registro integrato di emissioni e trasferimenti di inquinanti, il quale informa il pubblico sia sulle emissioni significative di inquinanti in aria, acqua e suolo che del trasferimento di rifiuti per quantitativi superiori al valore di soglia¹ di cui all'allegato II del Regolamento CE n. 166/06.

Per lo svolgimento della dichiarazione E-PRTR il principale riferimento normativo italiano è il DPR n.157 dell'11 luglio 2011 (G.U. Supplemento Ordinario n. 224 del 26 settembre 2011) che regola l'esecuzione del Regolamento (CE) n. 166/2006 del Parlamento Europeo e del Consiglio relativo all'istituzione di un Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di inquinanti e che modifica le direttive 91/689/CEE e 96/61/CE del Consiglio.

Il DPR n.157/2011, tra le altre cose stabilisce che il termine per la presentazione della dichiarazione PRTR è il 30 aprile di ogni anno e vengono annualmente dichiarate le:

- Emissioni in acqua
- Emissioni in aria
- Trasferimento fuori sito di inquinanti nei reflui inviati a trattamento esterno
- Emissioni suolo
- Trasferimenti fuori sito di rifiuti pericolosi superando 2 t/a
- Trasferimento fuori sito di rifiuti non pericolosi superando 2000 t/a

Le categorie di attività che sono tenute alla presentazione della dichiarazione E-PRTR – in caso di superamento delle soglie riportate per singolo contaminante e per matrice - sono riportate nell'appendice I "Tabella 1. Identificazione delle attività di cui all'allegato I del Regolamento 166/06 attraverso i codici E-PRTR, NOSE-P, NACE e, ove possibile, corrispondenza con i codici IPPC".

Rispetto alla normativa IPPC ci sono alcune attività aggiuntive che vengono prese in considerazione e obbligate ad effettuare la dichiarazione PRTR (ad esempio Impianti di trattamento delle acque reflue urbane con capacità di 100000 abitanti equivalenti o Impianti a gestione indipendente per il trattamento delle acque reflue industriali risultanti da una o più delle attività del presente allegato, con capacità di 10000 m3/giorno).

I contaminanti da prendere in considerazione per ogni singola matrice (aria, acqua, suolo, rifiuti) sono riportate nell'allegato 2 nelle tabelle A2, A3 e A4

I dati utilizzati per la compilazione delle tabelle **DISCG, DISCG_PROD_CYCLES, SUBS_DISCG** sono relativi alla **dichiarazione E-PRTR del 2017** come stabilito in sede di Autorità di bacino del Distretto del fiume Po.

¹ non si tratta di soglie "legislative" ma sono soglie che sono state stabilite a livello di comunità europea



Piemonte

Calcolo dei carichi puntuali

Per la compilazione dell'Inventario 2019 relativo al territorio Piemontese sono state utilizzate le seguenti fonti informative per i carichi puntuali indicate in tabella A:

TABELLA A - FONTI INFORMATIVE UTILIZZATE PER L'INVENTARIO 2019 IN REGIONE PIEMONTE Tabella o elenco compilati	Campo specifico compilato	Anno/i della base-dati disponibile utilizzata	Fonte/i informativa/e Descrizione
TABELLA DISCG ITB_PS_inventory_PIEMONTE_10ott2019.accdb	TUTTI	A.I.A.ed A.U.A. in corso di validità nel 2017 per effetto di nuove istanze, rinnovi, riesami.	Per A.I.A. Registro E-P.R.T.R. e, per i dati non compresi nel Registro (codice e coordinate scarico, date di inizio e fine autorizzazione, CI recettore) dati desunti dagli Atti Autorizzativi A.I.A.; per A.U.A. dati con verifica (ove possibile) attraverso Sistema Informativo delle Risorse Idriche. (SIRI)
TABELLA DISCG_PROD_CYCLES ITB_PS_inventory_PIEMONTE_10ott2019.accdb	TUTTI	Codici di attività in corso all'atto dei provvedimenti autorizzativi	Per le codifiche dei cicli produttivi, nella tabella e nel DB sono stati utilizzati i codici delle attività economiche ATECO 2007, desunti, in base alle aziende in inventario ed alle relative attività produttive specifiche connesse alle emissioni, dalla omonima tabella <i>Tab_Ateco2007_sei cifre</i> del DB stesso. Non è stato valorizzato il campo <i>CODE</i> relativo ai codici dei cicli produttivi (di cui alla Tabella di codifica PROD_CYCLES) in quanto ignoto, indisponibile o non pertinente per la gran parte delle aziende e degli scarichi annoverati nell'inventario.
TABELLA SUBS_DISCG ITB_PS_inventory_PIEMONTE_10ott2019.accdb	TUTTI	A.I.A.ed A.U.A. in corso di validità nel 2017 per effetto di nuove istanze, rinnovi, riesami.	Per A.I.A. Registro E-P.R.T.R. e, per i dati non compresi nel Registro (codice scarico, concentrazione autorizzata) dati desunti dagli Atti Autorizzativi A.I.A.; per A.U.A. dati desunti dagli Atti Autorizzativi (Province e SUAP) con verifica (ove possibile) attraverso Sistema Informativo Risorse Idriche (SIRI) e controlli ARPA Piemonte/Province.

In sintesi per la stima dei carichi puntuali di sostanze rilevanti sono state utilizzate le informazioni di emissione annua di sostanze rilevanti desunte dal registro E-PRTR per quanto attiene le emissioni di aziende IPPC o non IPPC ma con emissioni sopra soglia, integrate dalle informazioni disponibili desunte dai provvedimenti di Autorizzazione Unica Ambientale, redatti ai sensi del D.P.R. n. 59 del 13 marzo 2013.

A questo riguardo sono stati presi in considerazione dati relativi all'anno 2017, tranne casi particolari di dati derivanti da A.U.A. per le quali fosse disponibile un dato dichiarato autorizzato in altra annata, ma risultante valido anche per l'annualità 2017.



Valle d'Aosta

Calcolo dei carichi puntuali

La base informativa per il calcolo dei carichi puntuali si riferisce agli autocontrolli sia di impianti AIA che di altri scarichi industriali, in aggiunta agli autocontrolli e controlli ufficiali sui depuratori civili, per i quali Arpa Valle d'Aosta aveva a disposizione risultati analitici relativi alle sostanze di tab. 1/A per il biennio 2017-2018, utilizzando database interno.

Per il biennio 2017-2018, si hanno a disposizione dati di 17 scarichi industriali non soggetti ad autorizzazione AIA, 3 scarichi industriali con autorizzazione AIA e 3 scarichi di depuratori, per un totale di 23 scarichi. Per i depuratori e gli scarichi AIA sono state utilizzate nei calcoli le portate annue reali, mentre per gli altri scarichi sono state usate le portate massime autorizzate.

Per 5 scarichi produttivi, il calcolo del carico puntuale deriva da una sola misurazione annuale del 2018:

- IT02IIN_CHAM_1
- IT02IIN_HON_3
- IT02IIN_HON_4
- IT02IIN_HON_5
- IT02IIN_PONT_3

Per uno scarico industriale l'elaborazione dei dati è stata fatta su un singolo anno (2018):

- IT02IIN_STP_3

Si hanno a disposizione dati relativi principalmente ai metalli: Cadmio, Nichel, Piombo e Mercurio. In più, per i depuratori si hanno informazioni in relazione a diversi solventi clorurati (Tetracloroetilene, Tricloroetilene, Diclorometano, Triclorometano) e al Benzene.

Si segnala che gli impianti interessati dalla compilazione del registro E-PRTR dell'anno 2017 hanno utilizzato convenzioni diverse rispetto a quelle previste per questo inventario per il calcolo dei carichi puntuali dei metalli emessi in acqua. Per esempio, in un caso, in presenza di risultati inferiori al LOQ, è stato scelto di utilizzare il limite stesso, con un approccio molto cautelativo. Risulta così una sovrastima rispetto a quanto viene riportato nel presente inventario in quanto in questa sede, in caso di risultati tutti inferiori al LOQ, si valuta un carico pari a 0 kg/anno.

In altri casi, i dati del registro E-PRTR derivano dalla sola elaborazione dei dati degli autocontrolli svolti dall'attività stessa, utilizzando ancora una convenzione diversa rispetto a quella che viene utilizzata nel presente inventario, per cui i carichi puntuali calcolati possono differire per questo motivo: il carico calcolato pare derivi da una elaborazione delle sole positività riscontrate nell'anno.

Le convenzioni utilizzate invece per i calcoli dei carichi puntuali di questo inventario sono:

- Con tutti i risultati inferiori al LOQ = carico pari a 0 kg/anno
- Se sono presenti positività, è stata calcolata una media annua utilizzando le concentrazioni > LOQ e la metà del limite di rilevabilità per i risultati <LOQ.



Veneto

Per quanto riguarda gli scarichi puntuali, come richiesto, sono stati forniti i dati delle aziende presenti nel registro EPRT 2017 e gli scarichi delle aziende AUA disponibili. Nella valutazione del carico puntuale delle sostanze rilevanti sono state prese in considerazione anche le sostanze rilevanti presenti nel precedente inventario.

Chemical Substance	Carichi puntuali scaricati (kg/a)							
	Totale	Emilia-Romagna	Liguria	Lombardia	Marche	Piemonte	Valle d'Aosta	Veneto
CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	7260,231774	0,231774		7260				
CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	1148,184854	42,16016944			0,124684	1105,9		
CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	1,013		1,013					
CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	9,373		3,413	5,96				
CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	1257,476576	0,116576444		126,9		1125,97	4,49	
CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	9,49					9,49		
CAS_15972-60-8 - Alachlor	1,3			1,3				
CAS_1912-24-9 - Atrazine	1,686		1,686					
CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	64,07			64,07				
CAS_206-44-0 - Fluoranthene	64,07			64,07				
CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	1,3			1,3				
CAS_309-00-2 - Aldrin	7,35			7,35				
CAS_465-73-6 - Isodrin	7,35			7,35				
CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	1133,394684			10,25	0,124684	1123,02		
CAS_60-57-1 - Dieldrin	7,35			7,35				
CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	1,014		1,014					
CAS_67-66-3 - Trichloromethane	2374,988902	2,281806667		640	1,870263	1725,03	0,13	5,6768321
CAS_71-43-2 - Benzene	2619,233354	3,698669333			0,124684	2615,41	0	
CAS_72-20-8 - Endrin	7,35			7,35				
CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	4325,877744	323,872038		1103,1	4,571754	2318,64	61,29	514,403952
CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	115,9419334	2,818512397		17,3	0,623421	90	0	5,2
CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	17789,9315	2236,406811	34,692	2602,7	3,324912	8914,77	1915,61	2082,42777
CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	808,7833004	5,14393202		152,81	0,249368	624,48	0,3	25,8
CAS_75-09-2 - Dichloromethane	2809,787533	6,862848667		111,5	0,124684	2691,3	0	
CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	1269,699477	3,119476667				1266,58	0	
CAS_84852-15-3 - 4-nonylphenol, branched	23,72					23,72		
CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	1109,651		3,751			1105,9		
CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	612,872		16,872	596				
EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	0,0004		0,0004					
EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	1,3			1,3				
EEA_33-56-7 - Total PAHs (Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene)	298,974885	0,064885025		291,2		7,71		

SubUnit	Sostanza chimica	Rilevante	Metodologia	Tipologia di immissione totale	Valore di	Unità di	Anni di immissione
Po	CAS_1024-57-3 - Heptachlor epoxide	Yes	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	7260	kg/a	2016-2018
Po	CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	1105,9	kg/a	2016-2018
Po	CAS_108-70-3 - 1,3,5-trichlorobenzene	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_115-29-7 - Endosulfan	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_115-32-2 - Dicofof	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	1,013	kg/a	2016-2018
Po	CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	9,373	kg/a	2016-2018
Po	CAS_120-12-7 - Anthracene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_120-82-1 - 1,2,4-trichlorobenzene	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_122-34-9 - Simazine	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	7,67	kg/a	2016-2018
Po	CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	1257,36	kg/a	2016-2018
Po	CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	9,49	kg/a	2016-2018
Po	CAS_1582-09-8 - Trifluralin	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_15972-60-8 - Alachlor	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	1,3	kg/a	2016-2018
Po	CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_1912-24-9 - Atrazine	No	Tiers 1 + 2	Total point sources	1,686	kg/a	2016-2018
Po	CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	66,93	kg/a	2016-2018
Po	CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	66,93	kg/a	2016-2018
Po	CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_28159-98-0 - Cybutryne	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	30,9	kg/a	2016-2018
Po	CAS_309-00-2 - Aldrin	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	7,35	kg/a	2016-2018
Po	CAS_319-84-6 - Alpha-HCH	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_319-85-7 - Beta-HCH	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_330-54-1 - Diuron	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,001332514	t/a	2016-2018
Po	CAS_335-67-1 - PFOA	Yes	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_34123-59-6 - Isoproturon	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_42576-02-3 - Bifenox	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_52315-07-8 - Cypermethrin	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0,32	kg/a	2016-2018
Po	CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	1133,27	kg/a	2016-2018
Po	CAS_58-89-9 - Gamma-HCH (Lindane)	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_60-57-1 - Dieldrin	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	7,35	kg/a	2016-2018
Po	CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	1,014	kg/a	2016-2018
Po	CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	2372,868832	kg/a	2016-2018
Po	CAS_71-43-2 - Benzene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	2615,41	kg/a	2016-2018
Po	CAS_72-54-8 DDD, p, p'	Yes	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_72-55-9 DDE, p, p'	Yes	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_74070-46-5 - Aclonifen	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	4095,800686	kg/a	2016-2018
Po	CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	113,5935932	kg/a	2016-2018
Po	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	17106,04978	kg/a	2016-2018
Po	CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	808,1696308	kg/a	2016-2018
Po	CAS_75-09-2 - Dichloromethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	2802,8	kg/a	2016-2018
Po	CAS_76-44-8 - Heptachlor	Yes	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	1266,58	kg/a	2016-2018
Po	CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_87-61-6 - 1,2,3-trichlorobenzene	No	Tier 1 (point source)				2016-2018
Po	CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	1109,651	kg/a	2016-2018
Po	CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	612,872	kg/a	2016-2018
Po	CAS_886-50-0 - Terbutryn	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	CAS_91-20-3 - Naphthalene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	7,35	kg/a	2016-2018
Po	EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	1,3	kg/a	2016-2018
Po	EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	EEA_32-23-5 - Total Benzo(b)fluor-anthene (CAS_205-99-2) + Benzo(k)fluor-anthene (CAS_207-08-9)	Yes	Tier 1 (point source information)				2016-2018
Po	EEA_32-24-6 - Total Benzo(g,h,i)-perylene (CAS_191-24-2) + Indeno(1,2,3-cd)-pyrene (CAS_193-39-5)	Yes	Tier 1 (point source information)				2016-2018
Po	EEA_33-32-9 - Total DDD (DDD, o,p' + DDD, p,p')	No	Tier 1 (point source information)				2016-2018
Po	EEA_33-50-1 - Heptachlor and heptachlor epoxide	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0	kg/a	2016-2018
Po	EEA_33-56-7 - Total PAHs (Benzo(a)pyrene, Benzo(b)fluoranthene, Benzo(k)fluoranthene, Benzo(g,h,i)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyrene)	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	298,91	kg/a	2016-2018

Po	EEA_33-57-8 - Hexabromocyclododecanes (HBCDD)	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0 kg/a	2016-2018
Po	EEA_33-58-9 - Dioxins and dioxin-like compounds (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB-DLs)	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0 kg/a	2016-2018
Po	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	Yes	Tier 1 (point source)			2016-2018
Po	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No	Tier 1 (point source)			2016-2018
Po	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No	Tier 1 (point source)			2016-2018
Po	CAS_1912-24-9 - Atrazine	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,224510758 t/a	2016-2018
Po	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	41,26813202 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	No	Tiers 1 + 2	Total point sources	0,231774 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	27,79141944 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_115-29-7 - Endosulfan	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_115-32-2 - Dicofol	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_120-12-7 - Anthracene	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_122-34-9 - Simazine	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0,116576444 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_1582-09-8 - Trifluralin	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_15972-60-8 - Alachlor	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_1912-24-9 - Atrazine	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,000431811 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_28159-98-0 - Cybutryne	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_309-00-2 - Aldrin	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_319-84-6 - Alpha-HCH	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_319-85-7 - Beta-HCH	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_330-54-1 - Diuron	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,003389345 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_34123-59-6 - Isoproturon	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_42576-02-3 - Bifenox	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	3,24259E-05 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_52315-07-8 - Cypermethrin	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_58-89-9 - Gamma-HCH (Lindane)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_60-57-1 - Dieldrin	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	No	Tiers 1 + 2	Total point sources	0,249806667 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_71-43-2 - Benzene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	2,911511556 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_74070-46-5 - Aclonifen	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	39,74927227 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	No	Tiers 1 + 2	Total point sources	302,7769958 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0,3642012 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_75-09-2 - Dichloromethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	6,862848667 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	3,119476667 kg/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,009468101 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_886-50-0 - Terbutryn	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_91-20-3 - Naphthalene	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	1,72996E-06 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_33-32-9 - Total DDD (DDD, o,p' + DDD, p,p')	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_33-50-1 - Heptachlor and heptachlor epoxide	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_33-57-8 - Hexabromocyclododecanes (HBCDD)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_33-58-9 - Dioxins and dioxin-like compounds (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB-DLs)	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	Yes				2016-2018
Bacini Romagnoli	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No				2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,023516482 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,000948561 t/a	2016-2018
Bacini Romagnoli	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	1,027526339 t/a	2016-2018
Reno	CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Yes				2017-2018

Reno	CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Yes					2017-2018
Reno	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_71-43-2 - Benzene	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0,787157778	kg/a	2017-2018
Reno	CAS_74070-46-5 - Aclonifen	No					2017-2018
Reno	CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	140,2963818	kg/a	2017-2018
Reno	CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	1,719444169	kg/a	2017-2018
Reno	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tier 1 (point source)	Total point sources	23,40105785	kg/a	2017-2018
Reno	CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_75-09-2 - Dichloromethane	No					2017-2018
Reno	CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	No					2017-2018
Reno	CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	No					2017-2018
Reno	CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	No					2017-2018
Reno	CAS_886-50-0 - Terbutryn	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_91-20-3 - Naphthalene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	No					2017-2018
Reno	EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	No					2017-2018
Reno	EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	EEA_33-32-9 - Total DDD (DDD, o,p' + DDD, p,p')	No					2017-2018
Reno	EEA_33-50-1 - Heptachlor and heptachlor epoxide	No					2017-2018
Reno	EEA_33-57-8 - Hexabromocyclododecanes (HBCDD)	No					2017-2018
Reno	EEA_33-58-9 - Dioxins and dioxin-like compounds (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB-DLs)	No					2017-2018
Reno	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No					2017-2018
Reno	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No					2017-2018
Reno	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,051992556	t/a	2017-2018
Reno	CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	14,36875	kg/a	2017-2018
Reno	CAS_115-29-7 - Endosulfan	Yes					2017-2018
Reno	CAS_115-32-2 - Dicofol	No					2017-2018
Reno	CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Yes					2017-2018
Reno	CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	No					2017-2018
Reno	CAS_120-12-7 - Anthracene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_122-34-9 - Simazine	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	No					2017-2018
Reno	CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_1582-09-8 - Trifluralin	No					2017-2018
Reno	CAS_15972-60-8 - Alachlor	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	No					2017-2018
Reno	CAS_1912-24-9 - Atrazine	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,0024186	t/a	2017-2018
Reno	CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_28159-98-0 - Cybutryne	No					2017-2018
Reno	CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_309-00-2 - Aldrin	No					2017-2018
Reno	CAS_319-84-6 - Alpha-HCH	No					2017-2018
Reno	CAS_319-85-7 - Beta-HCH	No					2017-2018
Reno	CAS_330-54-1 - Diuron	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,00026171	t/a	2017-2018
Reno	CAS_34123-59-6 - Isoproturon	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Yes					2017-2018
Reno	CAS_42576-02-3 - Bifenox	No					2017-2018
Reno	CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	No					2017-2018
Reno	CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	No					2017-2018
Reno	CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0	t/a	2017-2018
Reno	CAS_52315-07-8 - Cypermethrin	No					2017-2018
Reno	CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	No					2017-2018
Reno	CAS_58-89-9 - Gamma-HCH (Lindane)	No					2017-2018
Reno	CAS_60-57-1 - Dieldrin	No					2017-2018
Reno	CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Yes					2017-2018
Reno	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	2,596311391	t/a	2017-2018
Reno	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,051940563	t/a	2017-2018
Reno	CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,002416182	t/a	2017-2018
Reno	CAS_330-54-1 - Diuron	No	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,000261448	t/a	2017-2018
Marcchia Conca	CAS_104-40-5 - 4-nonylphenol	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,011977591	t/a	2016-2018
Marcchia Conca	CAS_107-06-2 - 1,2-Dichloroethane	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0,1246842	kg/a	2016-2018
Marcchia Conca	CAS_115-29-7 - Endosulfan	Yes					2016-2018
Marcchia Conca	CAS_115-32-2 - Dicofol	No					2016-2018
Marcchia Conca	CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,002759665	t/a	2016-2018
Marcchia Conca	CAS_118-74-1 - Hexachlorobenzene	Yes					2016-2018
Marcchia Conca	CAS_12002-48-1 - Trichlorobenzenes (all isomers)	No					2016-2018
Marcchia Conca	CAS_120-12-7 - Anthracene	No					2016-2018
Marcchia Conca	CAS_122-34-9 - Simazine	No					2016-2018

Marecchia Conca	CAS_124495-18-7 - Quinoxifen	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_127-18-4 - Tetrachloroethylene	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_140-66-9 - Octylphenol (4-(1,1',3,3'-tetramethylbutyl)-phenol)	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_1582-09-8 - Trifluralin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_15972-60-8 - Alachlor	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_1912-24-9 - Atrazine	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_191-24-2 - Benzo(g,h,i)perylene	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_193-39-5 - Indeno(1,2,3-cd)pyrene	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_205-99-2 - Benzo(b)fluoranthene	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_206-44-0 - Fluoranthene	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,00042189	t/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_207-08-9 - Benzo(k)fluoranthene	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_28159-98-0 - Cybutryne	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_2921-88-2 - Chlorpyrifos	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_309-00-2 - Aldrin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_319-84-6 - Alpha-HCH	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_319-85-7 - Beta-HCH	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_330-54-1 - Diuron	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,003519617	t/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_34123-59-6 - Isoproturon	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_36643-28-4 - Tributyltin-cation	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_42576-02-3 - Bifenox	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_465-73-6 - Isodrin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_470-90-6 - Chlorfenvinphos	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_50-29-3 - DDT, p,p'	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_50-32-8 - Benzo(a)pyrene	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_52315-07-8 - Cypermethrin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_56-23-5 - Carbon tetrachloride	No	Tier 1 (point source)	Total point sources	0,1246842	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_58-89-9 - Gamma-HCH (Lindane)	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_60-57-1 - Dieldrin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_608-93-5 - Pentachlorobenzene	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_62-73-7 - Dichlorvos	Yes					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	1,870263	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_71-43-2 - Benzene	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0,1246842	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_72-20-8 - Endrin	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_74070-46-5 - Aclonifen	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	4,581404	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_7439-97-6 - Mercury and its compounds	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0,628896	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total point sources	3,433662	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_7440-43-9 - Cadmium and its compounds	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0,2494684	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_75-09-2 - Dichloromethane	No	Tier 1 (point source information)	Total point sources	0,1246842	kg/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_79-01-6 - Trichloroethylene	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_85535-84-8 - Chloroalkanes C10-13	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_87-68-3 - Hexachlorobutadiene	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_87-86-5 - Pentachlorophenol	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_886-50-0 - Terbutryn	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	4,83856E-06	t/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_91-20-3 - Naphthalene	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_32-02-0 - Total cyclodiene pesticides (aldrin + dieldrin + endrin + isodrin)	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_32-03-1 - Total DDT (DDT, p,p' + DDT, o,p' + DDE, p,p' + DDD, p,p')	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_32-04-2 - Brominated diphenylethers (congener numbers 28, 47, 99, 100, 153 and 154)	No	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	1,37433E-06	t/a	2016-2018
Marecchia Conca	EEA_33-32-9 - Total DDD (DDD, o,p' + DDD, p,p')	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_33-50-1 - Heptachlor and heptachlor epoxide	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_33-57-8 - Hexabromocyclododecanes (HBCDD)	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_33-58-9 - Dioxins and dioxin-like compounds (7 PCDDs + 10 PCDFs + 12 PCB-DLs)	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No					2016-2018
Marecchia Conca	EEA_00-00-0 - Other chemical parameter	No					2016-2018
Marecchia Conca	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,042723154	t/a	2016-2018
Marecchia Conca	CAS_7440-02-0 - Nickel and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,643690124	t/a	2016-2018
Po	CAS_117-81-7 - Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	5,830955447	t/a	2016-2018
Po	CAS_1763-23-1 - Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and its derivatives	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,048895283	t/a	2016-2018
Po	CAS_608-73-1 - Hexachlorocyclohexane	Yes	Tier 2 (riverine load)	Total point and diffuse sources	0,119874979	t/a	2016-2018
Po	CAS_67-66-3 - Trichloromethane	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	11,67918967	t/a	2016-2018
Po	CAS_7439-92-1 - Lead and its compounds	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	41,38463948	t/a	2016-2018
Po	CAS_7439-97-6 - Mercury and its	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,115981297	t/a	2016-2018
Po	CAS_7440-43-9 - Cadmium and its	Yes	Tiers 1 + 2	Total diffuse sources	0,812235928	t/a	2016-2018
Po	CAS_84852-15-3 - 4-nonylphenol, branched	Yes	Tier 1 (point source information)	Total point sources	23,72	kg/a	2017



Allegato 4

Stazioni di monitoraggio utilizzate per il calcolo del carico fluviale

Sub Unit	Regione	Codice corpo Idrico	Codice stazione monitoraggio	Utilizzata per carico fluviale a scala di sub-Unit
Po	Piemonte	IT0106SS5T387PI	IT01001270	
Po	Piemonte	ITIR06SS4D724PI	IT01014045	
Po	Piemonte	IT0101GH4N166PI	IT01039005	
Po	Piemonte	IT0106SS5T808PI	IT01046210	
Po	Piemonte	ITIR06SS4F714PI	IT01048100	
Po	Piemonte	IT0101SS4N830PI	IT01051060	
Po	Piemonte	IT0101SS3N745PI	IT01055020	
Po	Piemonte	IT0106SS3T244PI	IT01064040	
Po	Valle d'Aosta	IT02016VA	IT02DBL180	
Po	Lombardia	IT03N0080017LO	IT03N0080017LO1	
Po	Lombardia	IT03N0080019LO	IT03N0080019LO1	
Po	Lombardia	IT03N0080447LO	IT03N0080447LO1	
Po	Lombardia	IT03N0080017LO	IT03N00806000413IR1	
Po	Lombardia	IT03N0080019LO	IT03N0080609LO1	
Po	Lombardia	IT03N0080447LO	IT03N0080981IR2	
Po	Lombardia	IT03N0080017LO	IT03N0080986IR2	
Po	Lombardia	IT03N0080019LO	IT03N00816IR1	
Po	Lombardia	IT03N0080447LO	IT03N00819IR1	utilizzata
Po	Veneto	IT0553560VE	IT05227	
Po	Liguria	IT07RW5889IR	IT07BOMIAV	
Po	Liguria	IT07RW5816IR	IT07BOSP11	



Sub Unit	Regione	Codice corpo Idrico	Codice stazione monitoraggio	Utilizzata per carico fluviale a scala di sub-Unit
Po	Liguria	IT07RW2069IR	IT07SCSC07M	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00813IR	IT0801000100	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00814IR	IT0801000200	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00816IR	IT0801000300	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00817IR	IT0801000500	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00819IR	IT0801000600	
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00819IR	IT0801000700	utilizzata
Po	Emilia-Romagna	ITIRN00819IR	IT0801000900	
Po	Emilia-Romagna	ITIR0101000000002IR	IT0801010100	
Po	Emilia-Romagna	IT080102000000002ER	IT0801020100	
Po	Emilia-Romagna	IT080105000000005ER	IT0801050400	
Po	Emilia-Romagna	IT0801090000000011ER	IT0801090700	
Po	Emilia-Romagna	IT080111000000008ER	IT0801110300	
Po	Emilia-Romagna	IT080112000000005ER	IT0801120200	
Po	Emilia-Romagna	IT080114000000009ER	IT0801140400	
Po	Emilia-Romagna	IT080114050000005ER	IT0801140600	
Po	Emilia-Romagna	IT080115000000009ER	IT0801151500	
Po	Emilia-Romagna	IT080116000000002ER	IT0801160200	
Po	Emilia-Romagna	IT080117000000007ER	IT0801171500	
Po	Emilia-Romagna	IT080117120000001ER	IT0801171700	
Po	Emilia-Romagna	IT0801180000000011ER	IT0801180800	
Po	Emilia-Romagna	IT080119000000006-2ER	IT0801190700	
Po	Emilia-Romagna	IT0801200000000013-4ER	IT0801201500	
Po	Emilia-Romagna	IT03POSEPMCA1LO	IT0801201700	
Po	Emilia-Romagna	IT0801220000000012ER	IT0801221600	



Sub Unit	Regione	Codice corpo Idrico	Codice stazione monitoraggio	Utilizzata per carico fluviale a scala di sub-Unit
Po	Emilia-Romagna	IT08020000000001ER	IT0802000300	
Po	Emilia-Romagna	IT08040000000002ER	IT0804000200	utilizzata
Po	Emilia-Romagna	IT08050000000003ER	IT0805001400	utilizzata
Po	Emilia-Romagna	IT08051300000002ER	IT0805001800	utilizzata
Po	Emilia-Romagna	IT08051700000001ER	IT0805001900	utilizzata
Reno	Emilia-Romagna	IT08-0600000000021ER	IT0806005500	utilizzata
Reno	Emilia-Romagna	IT08-070000000003ER	IT0807000300	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-0800000000011ER	IT0808000900	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-090000000001ER	IT0809000100	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-110000000001ER	IT0811001800	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-120000000003ER	IT0812000150	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-120800000003ER	IT0812000200	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-130000000008-2ER	IT0813000900	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-150100000001ER	IT0815000100	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-160000000004ER	IT0816000200	utilizzata
Bacini Romagnoli	Emilia-Romagna	IT08-160200000002ER	IT0816000250	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-170000000007ER	IT0817000350	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-190000000006ER	IT0819000600	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-200000000003ER	IT0820000200	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-210000000002ER	IT0821000100	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-220000000006ER	IT0822000500	utilizzata
Marecchia-Conca	Emilia-Romagna	IT08-230000000002-2ER	IT0823000200	utilizzata
Po	Provincia Autonoma di Trento	IT22E10000000160TN	IT22SG000024	
Po	Provincia Autonoma di Trento	IT22E20000000110TN	IT22SG000025	



Stazioni di monitoraggio utilizzate per il calcolo del carico diffuso

Regione	SubUnit	Codice del corpo idrico	Codice stazione di monitoraggio	Nome stazione di monitoraggio
Piemonte	Po	IT0106SS5T387PI	IT01001270	Ponte Valenza
Piemonte	Po	ITIR06SS4D724PI	IT01014045	Casotto
Piemonte	Po	IT0101GH4N166PI	IT01039005	Strada per Cesnola
Piemonte	Po	IT0106SS5T808PI	IT01046210	Ponte della Vittoria
Piemonte	Po	ITIR06SS4F714PI	IT01048100	C.Na Carolina
Piemonte	Po	IT0101SS4N830PI	IT01051060	Ponte SS 34
Piemonte	Po	IT0101SS3N745PI	IT01055020	Ressiga
Lombardia	Po	IT03N0080447LO	IT03N0080447LO1	Orio Litta
Lombardia	Po	IT03N00806000413LO	IT03N00806000413IR1	Gavardo
Lombardia	Po	IT03N0080609LO	IT03N0080609LO1	Marcaria
Lombardia	Po	IT03N0080986LO	IT03N0080986IR2	Travacò Siccomario
Lombardia	Po	ITIRN00816IR	IT03N00816IR1	Cremona
Lombardia	Po	ITIRN00819IR	IT03N00819IR1	Sermide
Emilia-Romagna	Po	ITIRN00813IR	IT0801000100	C.S. Giovanni S.P. ex S.S. 412
Emilia-Romagna	Po	ITIRN00816IR	IT0801000300	Ragazzola - Roccabianca
Emilia-Romagna	Po	ITIRN00819IR	IT0801000600	Stellata - Bondeno
Emilia-Romagna	Po	ITIRN00819IR	IT0801000700	Pontelagoscuro - Ferrara
Emilia-Romagna	Po	IT080111000000008ER	IT0801110300	Ponte Bagarotto
Emilia-Romagna	Po	IT080114000000009ER	IT0801140400	A Villanova
Emilia-Romagna	Po	IT080115000000009ER	IT0801151500	Ponte di Gramignazzo
Emilia-Romagna	Po	IT080117000000007ER	IT0801171500	Colorno



Regione	SubUnit	Codice del corpo idrico	Codice stazione di monitoraggio	Nome stazione di monitoraggio
Emilia-Romagna	Po	IT080117120000001ER	IT0801171700	Colorno
Emilia-Romagna	Po	IT0801180000000011ER	IT0801180800	Brescello
Emilia-Romagna	Po	IT080119000000006-2ER	IT0801190700	Ponte Baccanello - Guastalla
Emilia-Romagna	Po	IT0801200000000013-4ER	IT0801201500	Ponte Bondanello- Moglia (MN)
Emilia-Romagna	Po	IT0801220000000012ER	IT0801221600	Ponte Bondeno (FE)
Emilia-Romagna	Po	IT080400000000002ER	IT0804000200	Codigoro (Ponte Varano)
Emilia-Romagna	Po	IT080500000000003ER	IT0805001400	A monte chiusa valle Lepri - Ostellato
Emilia-Romagna	Po	IT080513000000002ER	IT0805001800	Idrovora Valle Lepri - Ostellato
Emilia-Romagna	Po	IT080517000000001ER	IT0805001900	A monte idr. Fosse - Comacchio
Emilia-Romagna	Reno	IT08-06000000000021ER	IT0806005500	Volta Scirocco - Ravenna
Emilia-Romagna	Reno	IT08-0700000000003ER	IT0807000300	P.te Zanzi - Ravenna
Emilia-Romagna	Bacini Romagnoli	IT08-0900000000001ER	IT0809000100	Canale Candiano
Emilia-Romagna	Bacini Romagnoli	IT08-1100000000001ER	IT0811001800	Ponte Nuovo - Ravenna
Emilia-Romagna	Bacini Romagnoli	IT08-1300000000008-2ER	IT0813000900	Ponte S.S. Adriatica, Cervia
Emilia-Romagna	Bacini Romagnoli	IT08-1501000000001ER	IT0815000100	Cesenatico
Emilia-Romagna	Marecchia-Conca	IT08-1700000000007ER	IT0817000350	Bellaria a valle depuratore
Emilia-Romagna	Marecchia-Conca	IT08-2000000000003ER	IT0820000200	P.te S.S. 16 S. Lorenzo
Emilia-Romagna	Marecchia-Conca	IT08-2200000000006ER	IT0822000500	Misano Via Ponte Conca




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.7 DELL'ELABORATO 2

RELAZIONI METODOLOGICHE PER L'ANALISI DELLE PRESSIONI E DEGLI IMPATTI A SCALA REGIONALE

Versione	0
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 25 novembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 2
Identificatore	PdGPo2021_All21_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po





Vedi files nella cartella allegata




Piano di Gestione *Acque*

Sintesi delle pressioni e degli impatti significativi esercitati dalle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee

Art. 5, All. VII, punti A.2 e B.1, della Direttiva 2000/60/CE e Art. 118, All.4, parte A, punti A.2 e B.1, alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 e *ss.mm.ii*

ALLEGATO 2.8 DELL'ELABORATO 2

PRESSIONI ANTROPICHE, CARICHI DI NUTRIENTI VEICOLATI E QUALITÀ DELLE ACQUE NEL DISTRETTO IDROGRAFICO DEL FIUME PO: EVOLUZIONE TEMPORALE, IMPATTI E POSSIBILI MISURE DI CONTENIMENTO. SINTESI DEI PRINCIPALI RISULTATI DELLE ATTIVITÀ DI RICERCA CONDOTTE NEL PERIODO 2014-2020 PER IL BACINO DEL FIUME PO E PROSPETTIVE FUTURE

Versione	0
Data	Creazione: 1 novembre 2020 Modifica: 25 novembre 2020
Tipo	Relazione tecnica
Formato	Microsoft Word – dimensione: pagine 2
Identificatore	PdGPo2021_All28_Elab_2_22dic21.doc
Lingua	it-IT
Gestione dei diritti	 CC-by-nc-sa

Metadata estratto da Dublin Core Standard ISO 15836



Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po



COLLABORAZIONE TRA UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI PARMA, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI FERRARA,
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TORINO E AUTORITÀ
DISTRETTUALE DEL FIUME PO

Pressioni antropiche, carichi di nutrienti veicolati e qualità delle acque nel distretto idrografico del fiume Po: evoluzione temporale, impatti e possibili misure di contenimento. Sintesi dei principali risultati delle attività di ricerca condotte nel periodo 2014-2020 per il bacino del fiume Po e prospettive future



Partecipanti alla Ricerca

Dipartimento di Scienze Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale–
Università degli Studi di Parma

Dott. **Daniele Nizzoli**
Prof. **Pierluigi Viaroli**
Dott. **Alessandro Scibona**
Dott. **Edoardo Cavallini**
Dott.ssa **Mariachiara Naldi**

Dipartimento di Scienze della Vita e Biotecnologie – Università degli Studi di
Ferrara

Prof. **Giuseppe Castaldelli**
Dott.ssa **Elisa Soana**

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi - Università degli Studi di
Torino

Prof.ssa **Francesca Bona**
Prof. **Stefano Fenoglio**
Dott.ssa **Elisa Falasco**
Dott. **Alberto Doretto**
(Università del Piemonte orientale)

SOMMARIO

1. PREMESSA	7
2. CARICHI DI AZOTO E FOSFORO DERIVANTI DA PRODUZIONE, COMMERCIO E CONSUMO DI BENI ALIMENTARI NEL BACINO DEL FIUME PO	11
RIASSUNTO	11
PREMESSA	12
OBIETTIVI	13
RISULTATI	15
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E PROSPETTIVE FUTURE	37
3. CONCENTRAZIONI DI NUTRIENTI IN SOTTOBACINI DEL PO E CARICHI ESPORTATI IN RELAZIONE ALLO SFRUTTAMENTO DEL TERRITORIO E ALLA VARIABILITÀ IDROLOGICA	43
RIASSUNTO	43
PREMESSA	44
OBIETTIVI	45
PRINCIPALI RISULTATI	46
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E PROSPETTIVE FUTURE	63
4. QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO	67
RIASSUNTO	67
PREMESSA	68
RISULTATI	68
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E PROSPETTIVE FUTURE	75
5. VARIAZIONI RECENTI DELLO STATO TROFICO DELLE ACQUE COSTIERE DELL'EMILIA-ROMAGNA IN RELAZIONE ALLE PRESSIONI ANTROPICHE LOCALI E AI CARICHI DEI NUTRIENTI NEL BACINO DEL PO	78
RIASSUNTO	78
PREMESSA	79
OBIETTIVI	80
QUALITÀ E STATO TROFICO DELLE ACQUE COSTIERE DELL'EMILIA-ROMAGNA	80
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E PROSPETTIVE FUTURE	86
6. ALLA RICERCA DEL "MISSING NITROGEN" NEI BILANCI DEI BACINI AGRICOLI DI PIANURA: IL CONTRIBUTO DELLA DENITRIFICAZIONE NEI SUOLI	88
RIASSUNTO	88
PREMESSA	89
OBIETTIVI	90

APPROCCIO METODOLOGICO	90
RISULTATI.....	91
IMPLICAZIONI PER LA PIANIFICAZIONE E PROSPETTIVE FUTURE.....	95
7. SOLUZIONI BASATE SULLA NATURA PER IL CONTENIMENTO DEI CARICHI E PER UNA VALUTAZIONE DEL LORO IMPATTO SUI CORPI IDRICI FLUVIALI	96
RIASSUNTO.....	96
PREMESSA	97
CONSIDERAZIONI DI SINTESI E PROSPETTIVE FUTURE.....	116
8. EVIDENZE PRELIMINARI PER LO SVILUPPO DI INDICI DI VALUTAZIONE DELLO STATO TROFICO FLUVIALE	117
RIASSUNTO.....	117
PREMESSA	118
OBIETTIVI	119
PRINCIPALI RISULTATI	120
CONSIDERAZIONI DI SINTESI	121
9. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE E PROSPETTIVE FUTURE	123
 ALLEGATO A	129
 PREMESSA.....	130
REPERIMENTO DELLE INFORMAZIONI CENSUARIE RELATIVE ALLE PRINCIPALI COLTURE AGRICOLE, ALLE DIVERSE TIPOLOGIE DI ALLEVAMENTO E ALL'USO DEI FERTILIZZANTI.....	131
QUANTIFICAZIONE DEI CARICHI NETTI DI AZOTO E FOSFORO GENERATI DALL'ATTIVITÀ ANTROPICA E DELLE ECCEDENZE (SURPLUS) DA AGRICOLTURA E ALLEVAMENTO SUL SUOLO AGRICOLO	133
QUANTIFICAZIONE DEL CARICO PUNTIIFORME GENERATO DAL COMPARTO CIVILE ED ESPORTATO DAGLI IMPIANTI DI DEPURAZIONE	134
QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO.....	139
APPROCCIO METODOLOGICO	139
QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO.....	140
VALUTAZIONE DELL'EVOLUZIONE TEMPORALE DEI CARICHI DI AZOTO, FOSFORO E SILICE TRANSITATI NELLA SEZIONE DI CHIUSURA DEL PO A PONTELAGOSCURO DAL 1968 AL 2016.....	140
INCIDENZA DELLE PIENE NELLA FORMAZIONE DEI CARICHI DI CARICHI DI N, P E SI.	142
ALLA RICERCA DEL "MISSING NITROGEN" NEI BILANCI DEI BACINI AGRICOLI DI PIANURA: IL CONTRIBUTO DELLA DENITRIFICAZIONE NEI SUOLI.....	143
APPROCCIO METODOLOGICO	143

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI CITATI NELLA RELAZIONE 145

PRINCIPALI ABBREVIAZIONI E SIMBOLI USATI NEL TESTO

EC:	conducibilità elettrica
SST:	solidi sospesi totali
SRP:	fosforo reattivo solubile
DOP:	fosforo organico disciolto
TDP:	fosforo totale disciolto
PP:	fosforo particellato
TP:	fosforo totale
N-NH ₄ :	azoto ammoniacale
N-NO ₃ :	azoto nitrico
N-NO ₂ :	azoto nitroso
DIN:	N-NH ₄ + N-NO ₃ + N-NO ₂
DON:	azoto organico disciolto
TDN:	azoto totale disciolto
PN:	azoto particellato
TN:	azoto totale
DSi:	silice disciolta
BSi:	silice particellata biogenica
TSi:	DSi + BSi
Chl-a:	Clorofilla a fitoplanctonica
NANI:	Net Anthropogenic Nitrogen Input
NAPI:	Net Anthropogenic Phosphorus Input
SAU:	Superficie Agricola Utilizzata
UBA:	Unità di Bestiame Adulto

1. PREMESSA

Il presente documento rappresenta una sintesi dei principali risultati di ricerche condotte nel periodo 2014 – 2020 dalle Università di Parma, Ferrara e Torino nell’ambito di progetti di ricerca finanziati da Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, Regione Lombardia, Regione Emilia-Romagna, Comunità Europea etc (Allegato A) ed è parte dell’accordo di collaborazione tra le tre Università e l’Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, per lo studio “Origine e dinamica dei carichi inquinanti veicolati dal bacino del fiume Po e dagli altri bacini che sfociano nel mare Adriatico”. La collaborazione ha lo scopo di fornire un supporto scientifico al processo di riesame del Piano di Gestione Distrettuale del Po (PdG Po) sul tema della gestione dei carichi di nutrienti eutrofizzanti, al fine di migliorare lo stato ecologico dei corpi idrici, di ridurre gli apporti di N e P al mare Adriatico e trovare strategie di intervento in merito al problema dell’eutrofizzazione delle acque superficiali e si inserisce nel Programma di misure del PdG Po 2015 (PoM del PdG Po - Elaborato 7 PdG Po 2015 e Reporting POM WFD 2018 ex art. 11 della DQA) e, nello specifico, nella misura KTM14-P1P2-b085 - Aumento delle conoscenze sulle pressioni e sui carichi inquinanti puntuali e diffusi e dei loro meccanismi di veicolazione nei corpi idrici superficiali e sotterranei. I risultati di questa indagine contribuiranno a fornire il quadro delle conoscenze necessarie per individuare strategie di intervento finalizzate a migliorare lo stato e il funzionamento dei corpi idrici, ridurre gli apporti di N e P al mare Adriatico e definire strumenti operativi per verificarne l’efficacia, soprattutto in relazione al problema dell’eutrofizzazione delle acque superficiali.

Nei bacini idrografici antropizzati, l’attività umana influenza la quantità della risorsa idrica disponibile e la qualità degli ecosistemi acquatici (Garnier et al., 2018). L’eutrofizzazione delle acque, innescata da un aumento della disponibilità di nutrienti (prevalentemente azoto e fosforo) e da cambiamenti nella loro disponibilità relativa, e amplificata dalle conseguenze dei cambiamenti indotti nella morfologia e nell’idrologia, rimane tutt’ora una delle principali cause di deterioramento della qualità degli ecosistemi acquatici (Le Moal et al., 2019; Wurtsbaugh et al., 2019). L’azoto e il fosforo che annualmente raggiungono gli ambienti acquatici e transitano attraverso il reticolo idrografico derivano da differenti sorgenti che possono essere distanti nello spazio o nel tempo, ma in ultima analisi sono una frazione del carico importato all’interno di un bacino idrografico come conseguenza delle

attività dell'uomo. Questo carico è in eccesso rispetto a condizioni naturali o di bassa antropizzazione e aumenta la quantità totale di nutrienti all'interno di un bacino idrografico (Carpenter et al., 1998; Swaney et al., 2012; Billen et al., 2014; Nizzoli et al., 2018). A queste sorgenti si aggiungono le modificazioni indotte all'idrologia dallo sfruttamento diretto della risorsa idrica e dai cambiamenti climatici che contribuiscono nel modulare l'entità e la stagionalità dei carichi esportati. Prima di raggiungere il recettore finale il carico trasferito agli ecosistemi acquatici subisce infatti diverse trasformazioni lungo il percorso attraverso la rete di ecosistemi acquatici connessi a cascata (Viaroli et al., 2015). L'eccesso di nutrienti è progressivamente trasformato, temporaneamente trattenuto o permanentemente dissipato e contribuisce a sostenere la produttività degli ecosistemi acquatici. Esiste quindi uno stretto legame tra il funzionamento biogeochimico degli ecosistemi terrestri e acquatici e tra i diversi ecosistemi acquatici che si susseguono lungo un gradiente tra monte e valle nel reticolo idrografico (Viaroli et al., 2015). Le modificazioni di tali processi determinano alterazioni della qualità dell'acqua e delle funzioni ecologiche: un esempio è dato dai fenomeni di eutrofizzazione fluviale. Il corso d'acqua non è un semplice trasportatore, ma è un reattore la cui funzionalità dipende dal tempo di ritenzione e di contatto dei nutrienti con acqua, suolo e sedimenti e a sua volta condiziona la ritenzione e la trasformazione delle specie chimiche reattive dei nutrienti. L'attività antropica ha modificato il territorio anche attraverso la costruzione di estese reti di canali a scopo di irrigazione, drenaggio e controllo delle inondazioni (Dollinger et al., 2015). Questi ecosistemi artificiali sono diventati componenti integrati dei bacini idrografici altamente regolati dal punto di vista idraulico e hanno preso il posto degli ambienti acquatici naturali, progressivamente scomparsi, nel fornire numerosi servizi ecosistemici, tra cui la depurazione delle acque (Koschorreck et al., 2020; Rudi et al., 2020). La descrizione del funzionamento di un bacino idrografico come un unico continuo tra ambiente terrestre e marino estende il concetto di continuum fluviale formulato da diversi autori negli anni '80 (Vannote et al. 1980; Ward 1989), e pone un accento particolare sul rapporto con gli ecosistemi terrestri, quindi sull'importanza della copertura del suolo e dell'uso del suolo in un bacino idrografico come determinanti della qualità di fiumi e torrenti, bacini idrici, estuari e mari costieri.

Questi aspetti rappresentano un elemento centrale nell'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) e, di conseguenza, per l'adozione di misure efficaci per raggiungere gli obiettivi fissati a livello di bacino o sottobacino idrografico e per stimare lo scostamento rispetto agli obiettivi stessi (Voulvoulis et al., 2017; Carvalho et al., 2019). Lo stretto legame tra ecosistemi terrestri e acquatici all'interno di un bacino idrografico pone l'accento sulla necessità di una analisi integrata al fine di salvaguardare la qualità degli ambienti acquatici che da un lato identifichi e quantifichi le sorgenti di nutrienti eutrofizzanti e dall'altro valuti la risposta dei sistemi acquatici e il ruolo svolto come trappole di nutrienti. Ciò implica che i sistemi agroalimentari dovrebbero essere considerati come parte integrante degli ecosistemi acquatici per una piena comprensione delle interazioni tra attività umana e qualità dell'acqua (Garnier et al., 2015).

Il fiume Po contribuisce al 66% del carico di acqua dolce e di nutrienti (azoto e fosforo) che arrivano al Mare Adriatico dai bacini Padano e Veneto (Cozzi & Giani, 2011; Dürr et al., 2011). Nel corso degli ultimi 70 anni numerosi studi sono stati condotti allo scopo di analizzare la dinamica dei carichi di azoto e fosforo e dei fattori che ne regolano la genesi e il trasporto. Gli studi approfonditi condotti sul bacino idrografico padano dal 1970 ad oggi hanno evidenziato un impatto significativo delle principali attività antropiche (Marchetti, 1993; Provini et al., 1992; Cozzi & Giani, 2011; Viaroli et al., 2010; Viaroli et al., 2013; Viaroli et al., 2018). In particolare, sono stati rimarcati effetti rilevanti sull'alto Adriatico, caratterizzati da eutrofizzazione delle acque, da fioriture fitoplanctoniche e macroalgali e dalla frequente produzione di mucillagini (Vollenweider, 1992; Degobbis et al., 2000; 2005; Spillman et al., 2007). Ne sono conseguiti importanti atti legislativi, come quelli volti alla riduzione dei fosfati nei detersivi (DM 7/86) e al miglioramento dei sistemi di depurazione, che hanno portato ad una certa riduzione del carico del fosforo. Il confronto dei carichi relativi al periodo 1968-1993 (Provini et al., 1992; Provini & Binelli, 2006) con quelli rilevati tra il 1999 e il 2007 (Naldi et al., 2010; Cozzi & Giani, 2011) evidenzia una graduale diminuzione del carico del fosforo totale, che può raggiungere valori minimi di circa 5000 t anno⁻¹ negli anni più siccitosi (Viaroli et al., 2013). Il controllo delle fonti diffuse, che sono dominanti sia per l'azoto che per il fosforo, risulta però ancora particolarmente difficile (De Wit & Bendoricchio, 2001). I carichi dell'azoto nitrico, che è la forma azotata prevalente,

permangono infatti particolarmente elevati e sono solo in parte associati alle variazioni del regime idrologico.

In relazione a queste premesse saranno di seguito affrontati i seguenti temi: 1) carichi di azoto e fosforo derivanti da produzione, commercio e consumo di beni alimentari nel bacino del fiume Po; 2) concentrazioni di nutrienti e carichi esportati in sottobacini del Po in relazione allo sfruttamento del territorio e alla variabilità idrologica; 3) qualità delle acque del fiume Po e dei carichi di nutrienti eutrofizzanti veicolati in Adriatico; 4) variazioni recenti dello stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-Romagna in relazione alle pressioni antropiche locali e ai carichi dei nutrienti nel bacino del Po; 5) contributo della denitrificazione nei suoli dei bacini agricoli di pianura al bilancio dell'azoto; 6) soluzioni basate sulla natura per il contenimento dei carichi e per una valutazione del loro impatto sui corpi idrici fluviali; 7) evidenze preliminari per lo sviluppo di indici di valutazione dello stato trofico fluviale.

2. CARICHI DI AZOTO E FOSFORO DERIVANTI DA PRODUZIONE, COMMERCIO E CONSUMO DI BENI ALIMENTARI NEL BACINO DEL FIUME PO

Riassunto

Le pressioni esercitate dalle attività antropiche nel bacino idrografico del fiume Po sono state quantificate in termini di: a) flussi netti di azoto e fosforo tra i differenti comparti che compongono il settore agro-alimentare, b) surplus sulla superficie agricola, c) carichi puntiformi potenziali e sversati nei corpi idrici fluviali, e ne è stata valutata l'evoluzione temporale (1960-2018) e la distribuzione spaziale.

Dal secondo dopoguerra ad oggi, il bacino è stato oggetto di profonde trasformazioni nell'assetto agro-zootecnico e infrastrutturale, avvenute in modo molto marcato e in tempi rapidi soprattutto tra gli anni '60 e gli anni '80, con forti ripercussioni sulle dinamiche dei nutrienti e sulla conseguente vulnerabilità degli ecosistemi acquatici. L'impiego dei fertilizzanti sintetici e l'import di mangimi per la zootecnia sono i fattori più importanti che concorrono alla formazione del carico di azoto e fosforo importato nel bacino e l'andamento delle pressioni rispecchia le variazioni dei principali determinanti. La diminuzione della consistenza degli allevamenti bovini e il concomitante aumento di quelli suini, associati ad una contrazione delle colture foraggere e ad un'espansione del mais, hanno portato ad un marcato incremento della richiesta di mangimi che la produzione agricola interna al bacino non è in grado di sostenere. Questo ha comportato un import netto di azoto e fosforo contenuti negli alimenti animali che rappresenta una sorgente significativa all'interno del bacino e che si ritrovano nei reflui animali.

L'intensificazione dell'agricoltura e il progressivo disaccoppiamento dalla zootecnia hanno determinato una diminuzione dell'efficienza di uso dei nutrienti, ovvero delle quote di azoto e fosforo asportate dalle colture, generando di conseguenza un surplus che è all'origine del carico diffuso. L'aumento delle dimensioni aziendali, con il passaggio da una conduzione tipicamente familiare ad un modello industriale, ha comportato un cambiamento della gestione dei reflui, che da parte integrante del ciclo agronomico sono diventati rifiuti assoggettati alle norme ambientali vigenti. Le modificazioni del sistema agro-zootecnico sono avvenute in modo eterogeneo nel bacino e sono presenti zone in cui le pressioni sono particolarmente elevate (es. bassa Lombardia e province emiliane), nelle quali è logico attendersi un maggiore impatto in termini di produzione di un eccesso di azoto e fosforo che concorre in grande misura a formare i carichi che arrivano in Adriatico. La tendenza delle pressioni, sia in termini di carichi in ingresso al bacino che di surplus, è attualmente in diminuzione rispetto ai massimi registrati tra gli anni '80 e '90 per quanto riguarda l'azoto, mentre ha raggiunto una situazione stabile per il fosforo.

In controtendenza è il carico potenziale generato dalla popolazione umana che presenta un trend positivo come conseguenza dell'aumento della popolazione nel bacino, sebbene il carico puntiforme generato dagli scarichi dei depuratori costituisca una quota ridotta del carico di origine diffusa.

Premessa

Il tipo di pratiche colturali e zootecniche e le richieste alimentari della popolazione civile sono tra le caratteristiche più basilari delle civiltà. In bacini antropizzati l'intensità di queste attività è elevata ed è caratterizzata da scambi sempre più significativi tra i sistemi agroalimentari che si estendono oltre i confini dei bacini idrografici (Schmitz et al., 2012; Lassaletta et al., 2014a, b). La conseguenza è un aumento dei trasferimenti netti di azoto e fosforo associati alla produzione e al commercio dei beni alimentari, sia all'interno dei bacini idrografici che attraverso i loro confini, che si traduce spesso in un accumulo netto di N e P nei bacini idrografici. A sua volta, l'accumulo netto è all'origine di cambiamenti nella disponibilità e nella distribuzione di questi due elementi, con effetti sullo stato di qualità delle acque superficiali e del funzionamento dei corpi idrici. Ciò rende necessario sviluppare una visione di sintesi e unificante per descrivere e comprendere come funziona il sistema agroalimentare allo scopo di valutare e quantificare le pressioni esercitate sull'ambiente acquatico. In questo documento si propone una tale visione di sintesi, basata sulle interrelazioni biogeochimiche tra agricoltura, allevamento e nutrizione umana che permette di descrivere il funzionamento del sistema agroalimentare nel bacino del fiume Po e la sua evoluzione dagli anni '60 del secolo scorso ad oggi.

L'origine dei carichi di azoto e fosforo e le perturbazioni antropiche sulle dinamiche di questi due elementi sono descritte concettualmente e quantificate attraverso un modello che identifica i cambiamenti nel bilancio di N e P come il risultato netto di processi che avvengono in tre comparti interconnessi fra di loro: comparto agricolo, comparto zootecnico e comparto civile (Figura 1; Billen et al., 2014). I principali processi associati a questi comparti sono riconducibili alla fissazione di azoto atmosferico e all'applicazione di fertilizzanti (comparto agricolo), alla richiesta di proteine per l'alimentazione animale (comparto zootecnico) e alla richiesta di proteine per l'alimentazione umana (comparto civile), a cui si aggiungono le deposizioni atmosferiche di azoto e fosforo e l'uso di detersivi che contengono fosforo. La somma di questi flussi costituisce un input netto di N e P che è funzione della struttura del sistema socioeconomico in un dato territorio e che rappresenta la quantità totale di nutrienti che può potenzialmente raggiungere gli ecosistemi acquatici. L'applicazione di questo modello concettuale permette di identificare i principali determinanti e di quantificare le pressioni antropiche (carico potenziale di azoto

e fosforo generati dall'attività antropica, surplus dell'azoto e del fosforo nel suolo agricolo e carico civile potenziale e sversato), di individuare i principali processi che concorrono a generarle e la loro importanza relativa utilizzando come metrica comune le masse dell'azoto e del fosforo. Questo aspetto è importante in quanto permette di confrontare direttamente settori e comparti differenti utilizzando la stessa unità di misura.

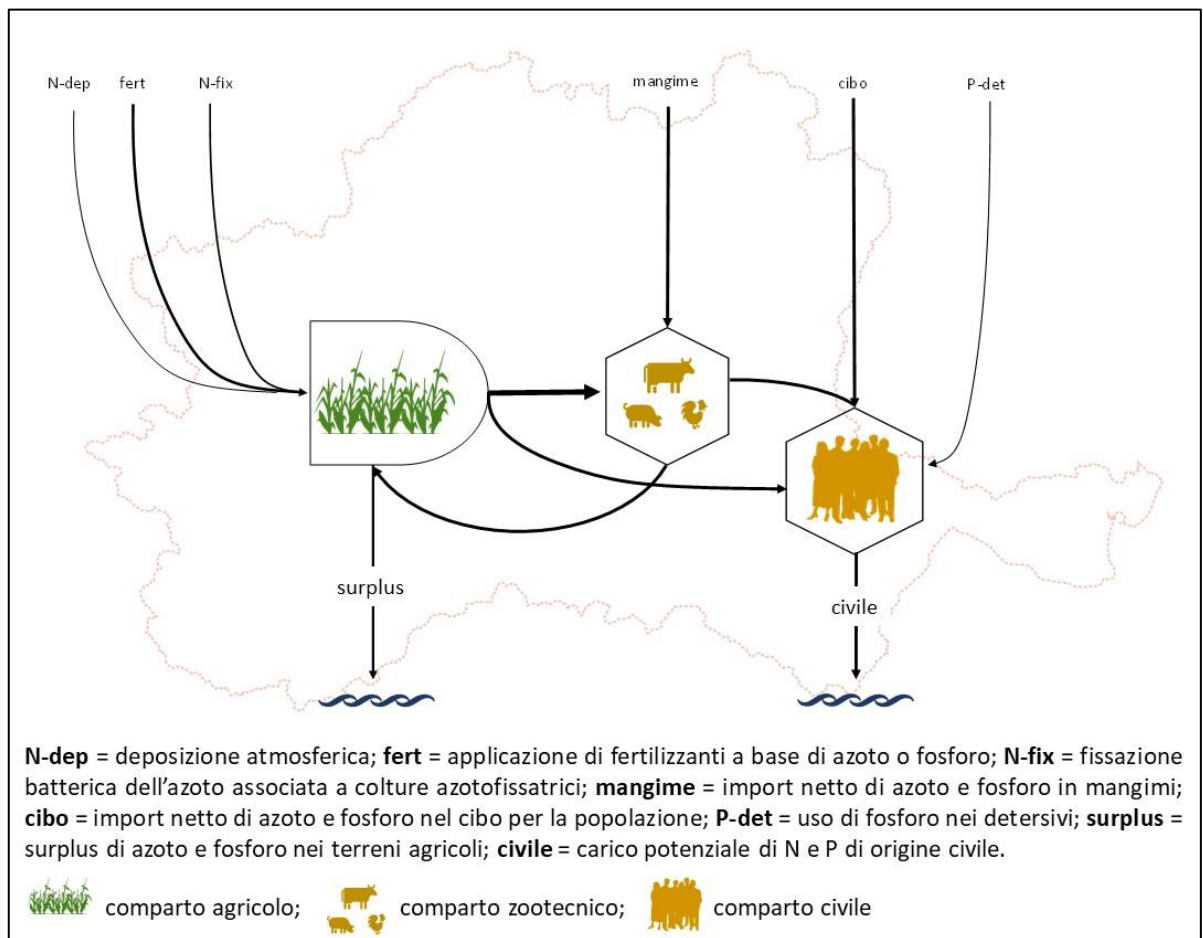


Figura 1 - Schema concettuale che rappresenta i principali trasferimenti di azoto e fosforo che contribuiscono alla formazione del carico potenziale in un bacino idrografico.

Obiettivi

In questo capitolo sono sintetizzate le informazioni disponibili relative alla distribuzione dei determinanti e delle pressioni esercitate in termini di carichi di azoto e fosforo generati nel bacino idrografico del Po. Lo scopo è valutare in che modo le variazioni temporali delle attività antropiche (in particolare quelle dei comparti agricolo, zootecnico e civile) abbiano

influenzato la distribuzione spaziale e le variazioni temporali dei carichi di N e P generati nel periodo 1960-2018.

Nello specifico saranno descritti:

- i cambiamenti dei principali determinanti nel bacino del fiume Po, con particolare attenzione alle principali colture, alle diverse tipologie di allevamento, all'uso dei fertilizzanti e alla popolazione civile;
- le variazioni dell'accumulo netto di azoto e fosforo dovuto all'attività antropica nel bacino idrografico;
- l'efficienza nell'uso di azoto e fosforo nel comparto agricolo e l'eventuale carico diffuso netto di N e P (surplus) nel suolo coltivato;
- il contributo del carico civile, l'eterogeneità spaziale e l'evoluzione temporale del carico civile potenziale.

L'analisi ha come riferimento spaziale la porzione italiana del bacino idrografico del fiume Po (Allegato A). I budget di azoto e fosforo sono stati calcolati per il periodo 1961-2018 con cadenza approssimativamente decennale (1961, 1970, 1982, 1990, 2000, 2010, 2018) e risoluzione provinciale. I carichi netti di azoto e fosforo derivanti dall'attività antropica sono stati quantificati utilizzando i modelli NANI (Net Anthropogenic Nitrogen Input) e NAPI (Net Anthropogenic Phosphorus Input). Il surplus di N e P a livello del suolo agricolo e le efficienze di utilizzo di questi due nutrienti sono state invece quantificate applicando la metodica del *Soil System Budget* (SSB, Oenema et al., 2003; de Vries et al., 2011; Viaroli et al., 2018; Lassaletta et al., 2014). Le metodiche del NANI e del NAPI e del *Soil System Budget* sono state adattate alla realtà italiana (del Bacino del Po in particolare) e applicate a scala di bacino idrografico per diversi tributari del fiume Po, identificando i flussi prevalenti di nutrienti attraverso le superfici agricole e standardizzando gli algoritmi di calcolo e le tipologie di dati statistici e di coefficienti impiegati (Soana et al., 2011; Castaldelli et al., 2013; Viaroli et al., 2015; Pinardi et al., 2018; Viaroli et al., 2018; Nizzoli et al., 2018).

Il carico puntiforme generato dal comparto civile ed esportato dagli impianti di depurazione è stato calcolato per ogni provincia dopo aver raccolto ed elaborato informazioni relative alla posizione e al dimensionamento dei singoli impianti di depurazione delle acque reflue, alla portata in ingresso e in uscita e alle concentrazioni di azoto e fosforo. Per una

descrizione dettagliata dei metodi di calcolo e dei coefficienti utilizzati si rimanda alle pubblicazioni citate e all'allegato A.

Risultati

Agricoltura, zootecnia e popolazione umana

Nel 1961 la superficie agricola utile (SAU) totale ($4.3 \cdot 10^6$ ha) copre circa il 61% del territorio italiano del bacino del Po (Figura 2). Nel 1982 occupa ancora il 56% del territorio, mentre negli anni a seguire diminuisce progressivamente fino a raggiungere il 42% nel 2010 e il 38% nel 2018 ($2.6 \cdot 10^6$ ha). Negli ultimi 58 anni, quindi, sono andati persi $\sim 1.6 \cdot 10^6$ ha di suolo agricolo, pari a circa il 37% della SAU, dei quali i $\frac{3}{4}$ sono scomparsi dal 1982 in poi, in parallelo ad una crescente ed invasiva urbanizzazione (Dall'Olio & Cavallo, 2009; Munafò, 2021).

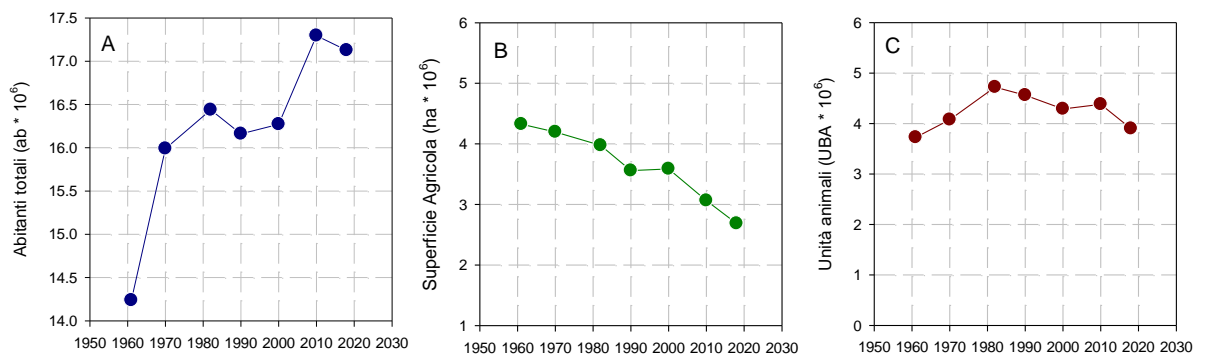


Figura 2 - Variazione temporale della popolazione (A, numero abitanti * 10^6), superficie agricola utile (B, ha * 10^6) e consistenza del patrimonio zootecnico complessivo (C, unità animali * 10^6).

La perdita di SAU è stata accompagnata da profonde modificazioni delle tipologie colturali (Figura 3). In particolare, sono andati persi complessivamente circa $1.3 \cdot 10^6$ ha di foraggiere permanenti (pascoli, prati stabili) ed erbai avvicendati, pari al 49% della copertura erbacea presente nel 1961. Le diminuzioni della SAU totale e della SAU destinata ad erbai sono significativamente correlate ($r = 0,96$, $p < 0,001$), indicando come si sia ridotta l'estensione soprattutto delle colture tipicamente associate all'allevamento e capaci di contrastare l'erosione dei suoli. Particolarmente accentuata è la perdita degli erbai avvicendati, la cui superficie dal 1961 al 2010 cala del 47%. La perdita delle colture erbacee permanenti è

risultata meno pronunciata (-25%), in quanto probabilmente questa tipologia interessa soprattutto le zone di montagna, dove non sono possibili altre forme di coltivazione dei suoli.

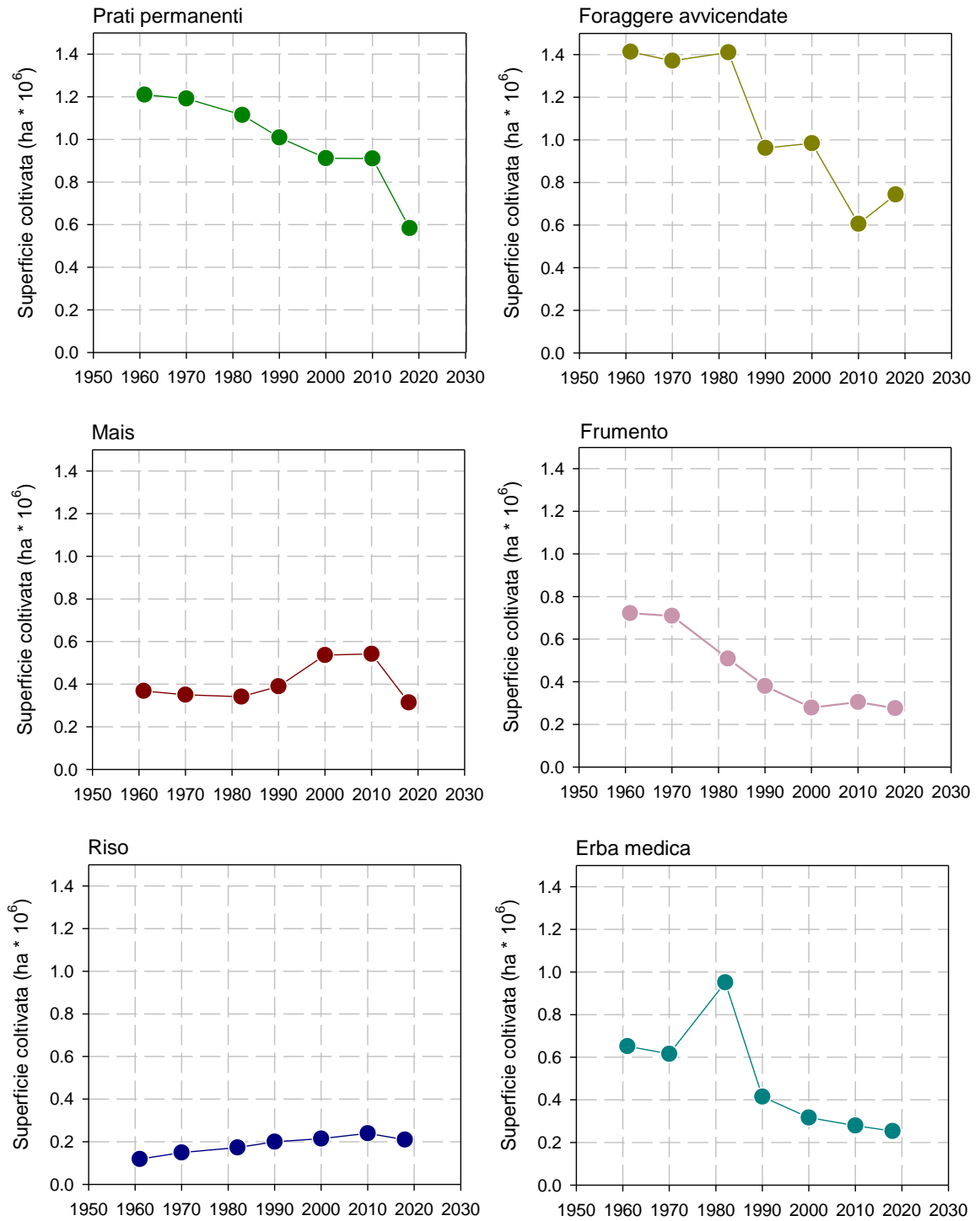


Figura 3 - Variazione temporale dell'estensione della superficie agricola delle principali colture nel bacino del Po ($ha * 10^6$).

La SAU destinata a cereali ($0.90 \cdot 10^6 - 1.28 \cdot 10^6$ ha) è rimasta sostanzialmente stabile tra il 1961 e il 2010, sebbene sia cambiata in modo marcato la ripartizione nelle diverse colture, ed è diminuita nel 2018 a causa prevalentemente della riduzione della superficie coltivata a mais (Figura 3).

Di particolare rilievo sono la diminuzione del 60% della superficie coltivata a grano e il concomitante aumento della SAU destinata a mais (+47% nel 2010) e riso (+77%). In termini assoluti, in 50 anni la perdita di ~447 mila ha coltivati a grano è accompagnata dall'aumento di ~145 mila ha coltivati a mais e riso (Figura 3). Questa variazione è rilevante non solo per le superfici interessate, ma soprattutto per il fatto che il grano è una coltura invernale non irrigua, mentre mais e riso sono colture estive che richiedono ingenti quantitativi di acqua. L'analisi temporale evidenzia tuttavia come la perdita netta di superfici coltivate a grano sia stata molto significativa nel periodo 1960-2000 (perdita netta 443 mila ha) e si sia ridotta negli ultimi 18 anni. Al contrario, l'aumento della superficie coltivata a mais, evidente nel periodo 1980-2010 (200 mila ha) sembra aver subito una inversione di tendenza con la superficie coltivata nel 2018 (circa 300 mila ha), addirittura inferiore all'estensione del 1960. Questo dato andrà tuttavia confermato negli anni futuri per verificare che sia un effettivo cambiamento degli assetti colturali e non una variazione temporanea.

Nel periodo di analisi il cambiamento complessivo nella consistenza di estensione della SAU e del suo utilizzo è accompagnato anche da marcati cambiamenti nella distribuzione spaziale (Figura 4A-C). Nel 1961 la coltura del mais, per quanto diffusa in tutto il bacino padano, ha una certa importanza nel territorio lombardo dove occupa mediamente tra il 10 e il 20% della SAU a livello provinciale, mentre nel resto del bacino del Po non supera mai il 10% della SAU (Figura 4B). Tra il 1961 e il 2010, le superfici coltivate a mais raddoppiano in modo generalizzato in tutto il bacino, ad esclusione dei territori alpini e nelle province di Parma, Reggio nell'Emilia e Modena, dove prevalgono le colture industriali tipiche (pomodoro) e le foraggere della filiera del Parmigiano-Reggiano. In particolare, nelle province di Lodi, Cremona, Brescia e Mantova e nel basso Veneto la superficie coltivata a mais aumenta di 4-6 volte, con valori compresi tra il 40 e il 60% della SAU. Fino agli anni '80, i prati di erba medica erano diffusi sulla pianura centrale, dove aveva luogo la produzione tipica casearia di parmigiano e grana (Figura 4C). Negli ultimi due

decenni, le colture di erba medica si sono ridotte al solo distretto del parmigiano, dove l'erba fresca e il fieno sono obbligatori per l'alimentazione delle vacche da latte mentre altri foraggi (insilato, mais, ecc.) sono vietati.

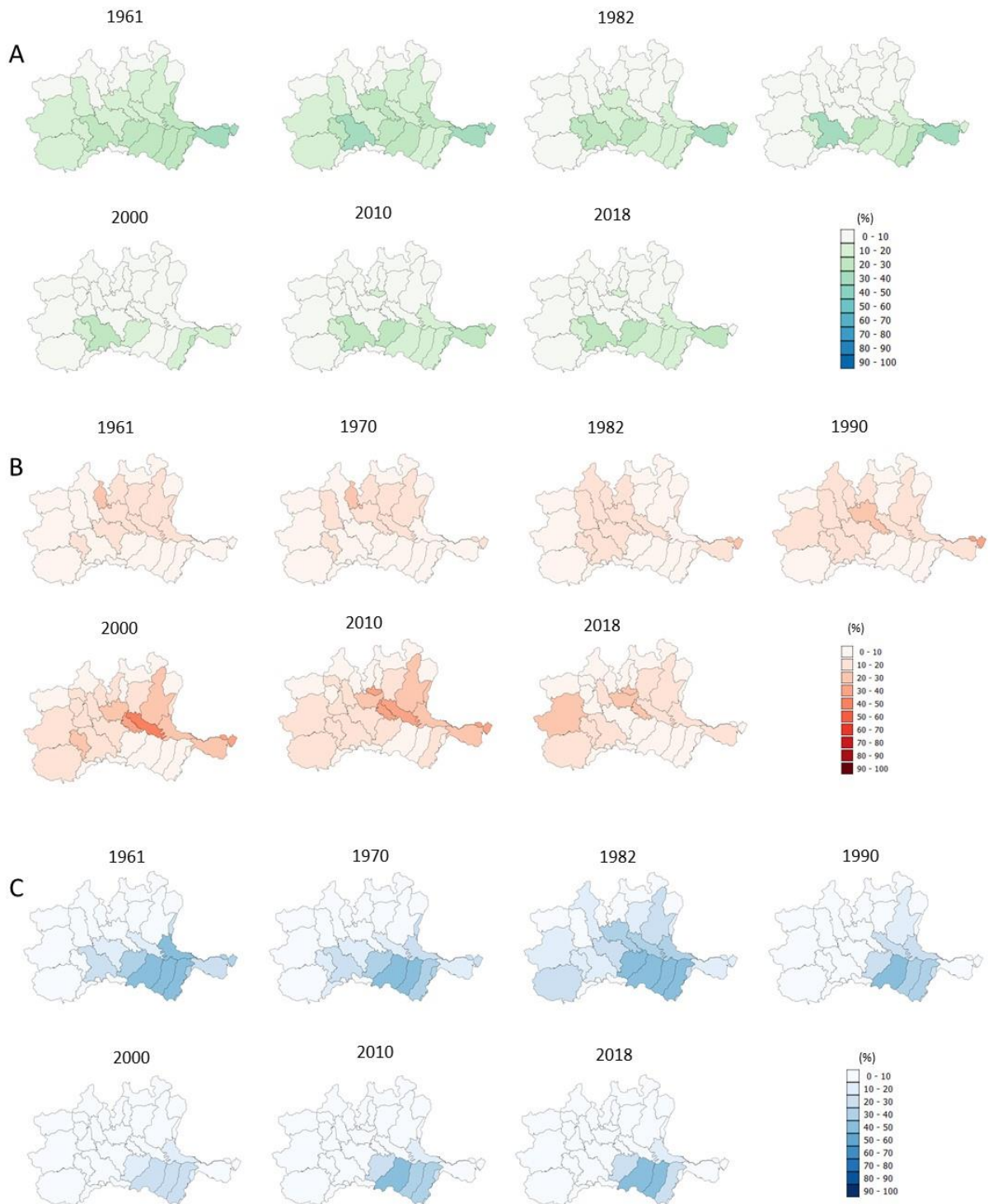


Figura 4 - Variazione temporale e spaziale della frazione di superficie agricola destinata a grano (A), mais (B) ed erba medica (C).

Nel bacino del Po, fino circa agli anni '80, è prevalente l'allevamento dei bovini, in particolare di quelli da latte che sono alla base di produzioni casearie di grande rilievo (Figura 5). A partire dal primo dopoguerra, il patrimonio bovino ha una consistenza di oltre $4 \cdot 10^6$ capi, valore che si mantiene costante fino al 1982. Successivamente, inizia un progressivo declino che si caratterizza per una perdita di $\sim 1.3 \cdot 10^6$ capi al 2010 (-32% dal 1961 al 2010) che rimangono sostanzialmente invariati nel 2018.

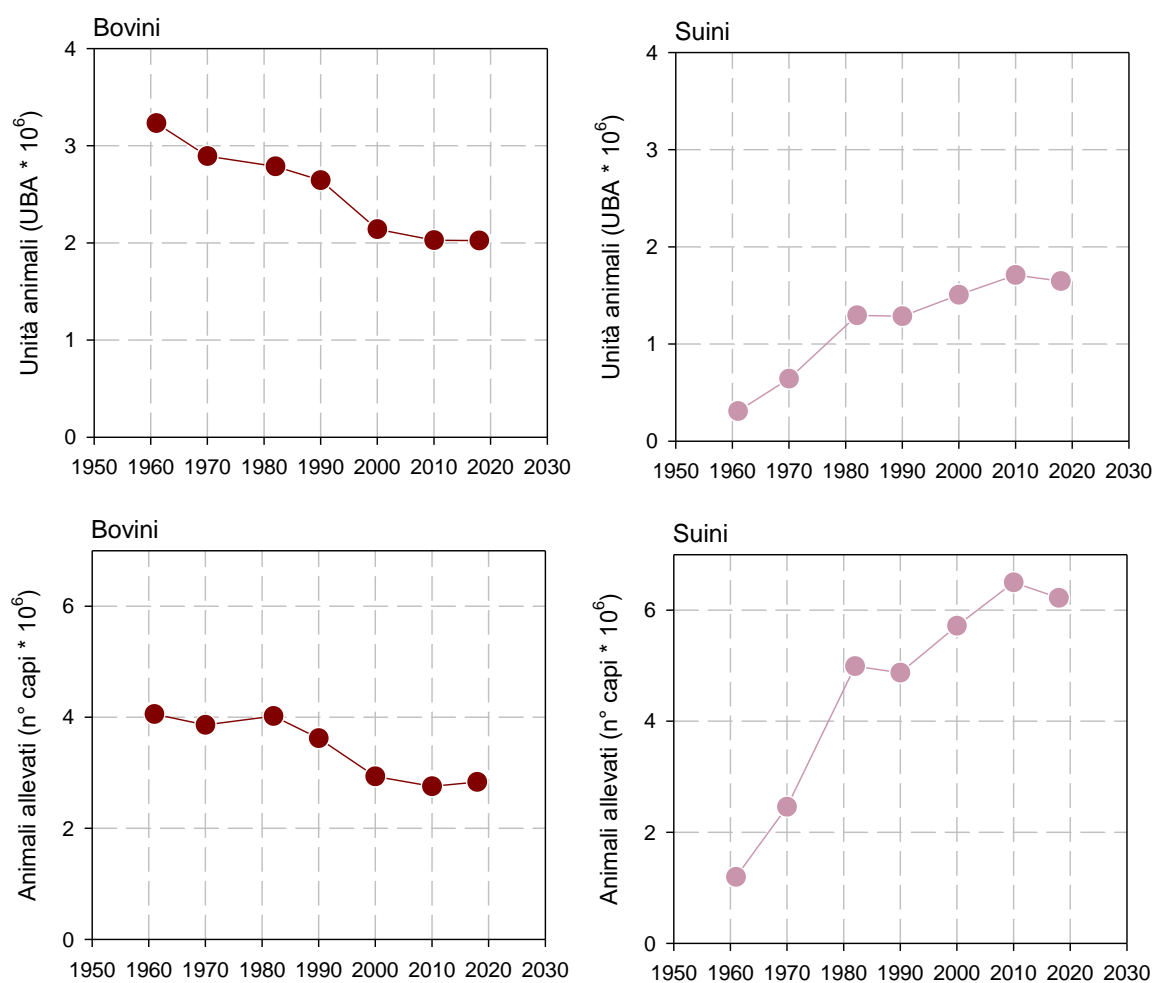


Figura 5 - Variazione temporale della consistenza del patrimonio zootecnico relativamente ai bovini e ai suini espressi come unità di bestiame adulto (sopra, UBA * 10⁶) e numero di capi allevati (sotto, n° capi * 10⁶).

Questa tipologia di allevamento è stata per secoli uno, se non l'unico, degli assi portanti dell'agricoltura nel bacino del Po, in larga misura dipendente dalla grande disponibilità di foraggio. Il numero dei capi bovini è infatti correlato positivamente con l'estensione della

SAU destinata ad erbai, sia nella consistenza totale ($r=0.96$, $p<0.001$) che in quella dei soli bovini da latte ($r=0.86$, $p<0.001$). La perdita dei capi bovini coincide con una rapida, quanto marcata, crescita della popolazione dei suini che passano da $\sim 1.2 \cdot 10^6$ capi nel 1961 a $\sim 6.2 \cdot 10^6$ capi nel 2018, con un incremento di circa il 400%. L'incidenza delle variazioni delle tipologie di allevamento può essere meglio compresa confrontando le unità di bestiame adulto (UBA) di bovini e suini (Figura 5). In questo modo, si ovvia alle differenze di taglia e di categoria zootecnica, in quanto i dati di abbondanza sono trasformati in unità di biomassa equivalente a quella di una vacca da latte adulta. Risulta evidente la netta quanto rapida trasformazione dell'allevamento che passa da un rapporto UBA bovini/UBA suini pari a 10.4 nel 1961 a 1.2 nel 2018. La biomassa animale totale (Figura 2), data dalla somma di UBA di bovini, suini, ovini, avicoli e conigli, aumenta progressivamente tra il 1961 ($3.7 \cdot 10^6$) e il 1982 quando è stato rilevato il valore più elevato ($4.7 \cdot 10^6$) e poi diminuisce progressivamente fino al 2018 ($3.9 \cdot 10^6$). Il carico animale complessivo nel 2018 è ritornato pertanto su valori confrontabili a quelli del 1961, anche se le variazioni nel tempo del rapporto tra bovini e suini sono causa di problemi ambientali dovuti alla gestione dei reflui. Inoltre, anche se il carico animale complessivo mostra una riduzione, questa è associata alla progressiva perdita di SAU e quindi si assiste ad un progressivo aumento della densità di allevamento (Figura 6).

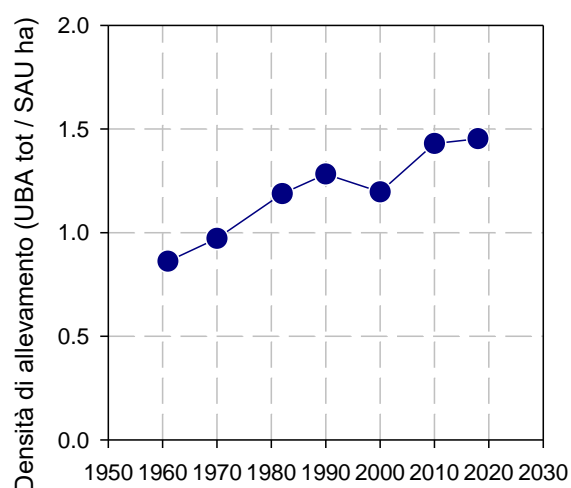


Figura 6 - Andamento del numero di capi allevati (espressi come unità di biomassa animale – UBA) rispetto alla superficie agricola utile (ha) tra il 1960 e il 2018.

La variazione temporale della consistenza del patrimonio zootecnico è esacerbata nelle variazioni della sua distribuzione spaziale (Figura 7).

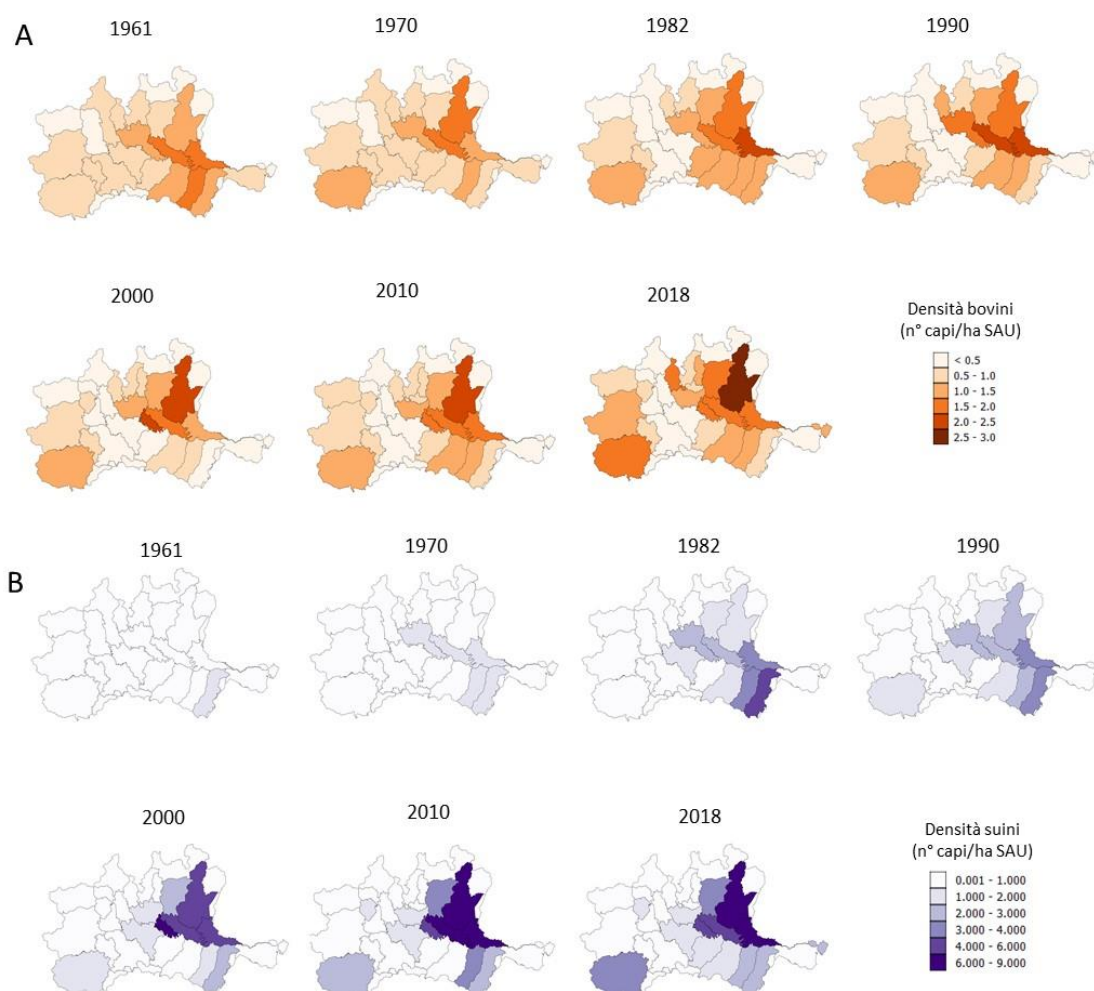


Figura 7 - Variazione temporale e spaziale della densità media dei capi bovini (A, n°capi/ha SAU) e dei capi suini (B, n°capi/ha SAU).

Negli ultimi 30 anni sia la densità bovina che suina sono aumentate in una zona relativamente piccola a sud-est di Milano, mentre sono diminuite nella maggior parte del bacino. Nel 1961, la densità animale più elevata si ritrova nelle province che hanno una tradizione nell'allevamento bovino, ovvero tra Modena e Parma in destra Po e Cremona e Mantova nel versante opposto. Nel 2018, si osserva un aumento generalizzato, fino a tre volte, in tutte le province della pianura centrale, con punte da cinque a otto volte nelle

province di Brescia, Mantova e Cremona. L'allevamento bovino, diffuso in tutto il bacino nel 1961, nel 2010 presenta una contrazione generalizzata. Vanno in controtendenza il Piemonte occidentale, dove aumenta anche la densità dei suini, e la bassa Lombardia, compresa tra Lodi e Mantova. In altre parole, si assiste ad una delocalizzazione degli allevamenti che tendono a concentrarsi nella bassa pianura lombarda.

La popolazione umana nel bacino del Po (Figura 2) aumenta da $14.2 \cdot 10^6$ nel 1961 a $17.1 \cdot 10^6$ nel 2018 (+26%). Più del 50% risiede nella sola porzione lombarda del bacino (~35% dell'area totale), dove si registra l'aumento più consistente dagli anni '60 ad oggi (+53%, contro un +22% e +14% delle porzioni piemontese ed emiliana). L'incremento più consistente avviene fino al 1981; quindi la crescita si arresta in Emilia e nel bacino piemontese, mentre il Lombardia si ha un nuovo aumento a partire dal 2001.

Queste tendenze nel cambiamento dell'assetto colturale e zootecnico e della consistenza della popolazione si ripercuotono sulle pressioni a livello di bacino idrografico e di singole aree all'interno del bacino. Le modificazioni non sono omogenee, ma si vengono a creare zone in cui le pressioni sono particolarmente elevate e nelle quali è logico attendersi un maggiore impatto in termini di produzione di un eccesso di azoto e fosforo che concorre in grande misura a formare i carichi che arrivano in Adriatico.

Carico netto di azoto e fosforo importato nel bacino idrografico dall'attività antropica

Il bacino del fiume Po è caratterizzato da pressioni, definite in termini di N e P che sono veicolati all'interno del bacino idrografico dalle attività antropiche, relativamente elevate (Figura 8). Prendendo come riferimento il 2018, i carichi antropici di azoto e fosforo sono risultati rispettivamente di 525 ± 33 kt N anno⁻¹ (7498 ± 472 t N km⁻² anno⁻¹) e 77 ± 5 kt P anno⁻¹ (1234 ± 105 t P km⁻² anno⁻¹). L'andamento temporale dell'input netto sia di azoto che di fosforo conferma una tendenza alla diminuzione rispetto ai valori massimi del 1982. La diminuzione è risultata più accentuata per gli input di azoto, che sono diminuiti di circa il 30% rispetto al 1982, e inferiore per quanto riguarda il fosforo il cui input è calato di circa il 20% nel 2000 e poi si è mantenuto stabile.

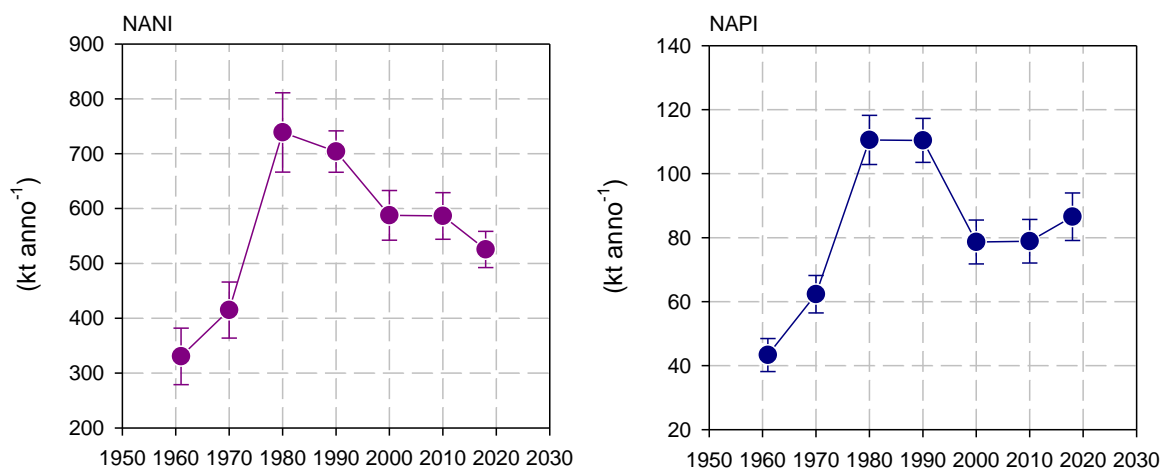


Figura 8 - Variazione temporale dell'input netto (kt anno⁻¹) di azoto (A) e di fosforo (B) nel bacino idrografico del fiume Po

La distribuzione spaziale dei valori areali di NANI e NAPI, che rappresentano l'intensità della pressione, ha evidenziato una grande variabilità tra le aree del bacino con valori compresi tra circa 930 e 30000 kg N km² anno⁻¹ e -381 e 5230 kg P km² anno⁻¹ (Figura 9). Fino al 1970, NANI e NAPI sono risultati relativamente omogenei con valori leggermente più elevati nella parte orientale del bacino. Successivamente, entrambi i carichi sono aumentati considerevolmente nelle province situate nella parte centrale e orientale del bacino dove hanno raggiunto i valori massimi tra il 1982 e il 1990. Le variazioni temporali e la distribuzione spaziale dei carichi possono essere ricondotte alle modificazioni avvenute nel sistema agro alimentare ed in particolare all'assetto agro zootecnico.

Il carico di azoto è generato dal contributo di quattro processi: azoto fissazione dovuta alla coltivazione di leguminose (da 137 a 329 kt anno⁻¹), applicazione di fertilizzanti (da 147 a 249 kt anno⁻¹), deposizione atmosferica (da 54 a 66 kt anno⁻¹) e commercio netto di prodotti destinati all'alimentazione umana (da -52 a -2.3 kt anno⁻¹) e animale (da -179 a 245 kt anno⁻¹). L'importanza relativa di questi quattro processi nella formazione e nell'evoluzione temporale dei carichi è risultata differente, all'interno del periodo considerato, tra i diversi anni (Figura 10).

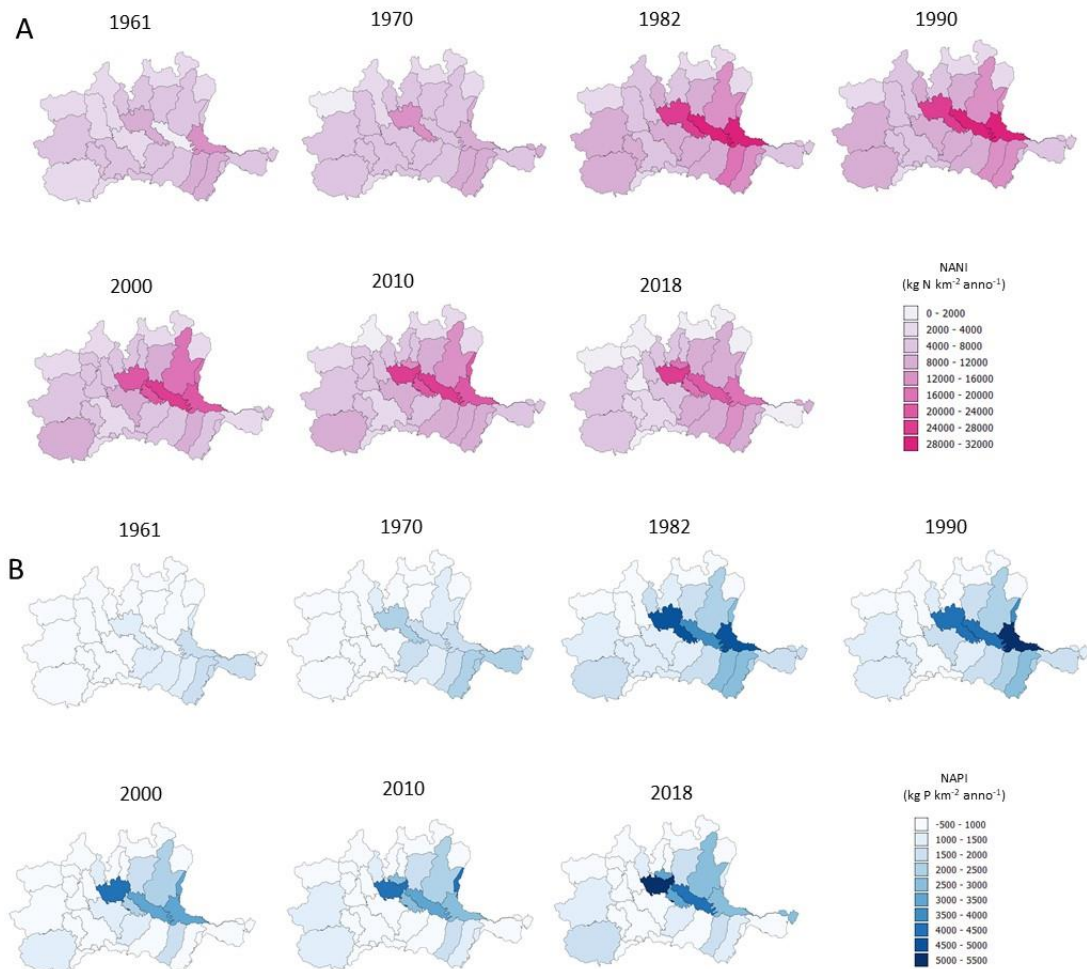


Figura 9 - Variazione temporale e spaziale dell'input netto areale ($\text{kg km}^{-2} \text{anno}^{-1}$) di azoto (A) e di fosforo (B) nelle 32 province del bacino idrografico del fiume Po

Anche per quanto riguarda il fosforo l'input netto è regolato prevalentemente dal commercio di prodotti alimentari (da -16 a 60 kt anno^{-1}) e dall'uso di fertilizzanti (da 23 a 55 kt anno^{-1}) mentre appare inferiore il contributo dovuto all'uso dei detersivi (da 1 a 8 kt anno^{-1}) che ha effetto soprattutto fino al 1990 (Figura 10). Bisogna considerare tuttavia che questo input ha un effetto diretto sulla qualità delle acque in quanto, in assenza di adeguata depurazione, è direttamente rilasciato nei corpi idrici superficiali.

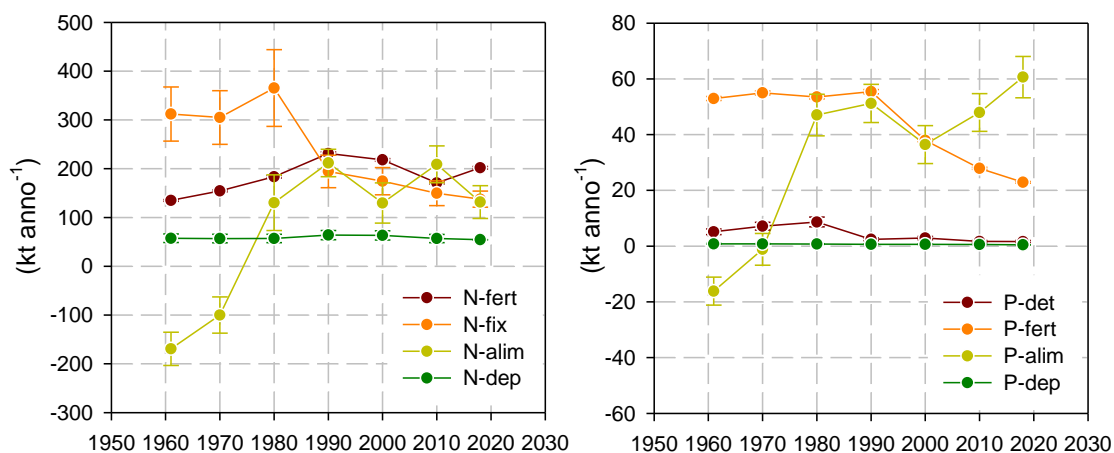


Figura 10 - Variazione temporale dei principali processi che concorrono all'import netto di azoto (sinistra) e fosforo (destra) nel bacino del fiume Po.

Sia con riferimento ai carichi di azoto che a quelli di fosforo possono essere evidenziate due fasi. Fino agli anni '70, il bacino del Po era autotrofo, cioè la produzione di azoto e fosforo in alimenti e foraggio era superiore alla richiesta necessaria per sostenere il fabbisogno della popolazione umana e degli animali allevati (Figura 11). In queste condizioni venivano esportati N e P sotto forma di mangimi e cibo mentre il carico generato era sostenuto principalmente dalla fissazione dell'azoto associata alle colture di erba medica e prati stabili. Dal 1980, il bacino è diventato eterotrofo a causa della crescente domanda di mangimi per sostenere gli allevamenti di bestiame. Questa domanda è maggiore rispetto a quanto prodotto internamente e pertanto è richiesto un import esterno per soddisfare il fabbisogno. Il NAPI ha seguito un modello simile, con un maggiore contributo dei fertilizzanti nei primi tre decenni e dell'importazioni di mangime in seguito. Il bacino del Po ha quindi subito una traiettoria dall'autotrofia netta all'eterotrofia netta che riflette la sua specializzazione verso l'allevamento del bestiame, simile ad altri bacini idrografici, ad esempio Schelda ed Ebro (Billen et al., 2013). Questo cambiamento verso condizioni di eterotrofia ed in particolare verso un import netto di azoto e fosforo sotto forma di mangimi ha ripercussioni sui carichi generati a livello di settore agricolo ed in particolare sull'efficienza di utilizzo di N e P negli agroecosistemi, in quanto genera un eccesso di reflui zootecnici rispetto all'estensione della SAU e alla sua capacità di convertirlo in biomassa vegetale.

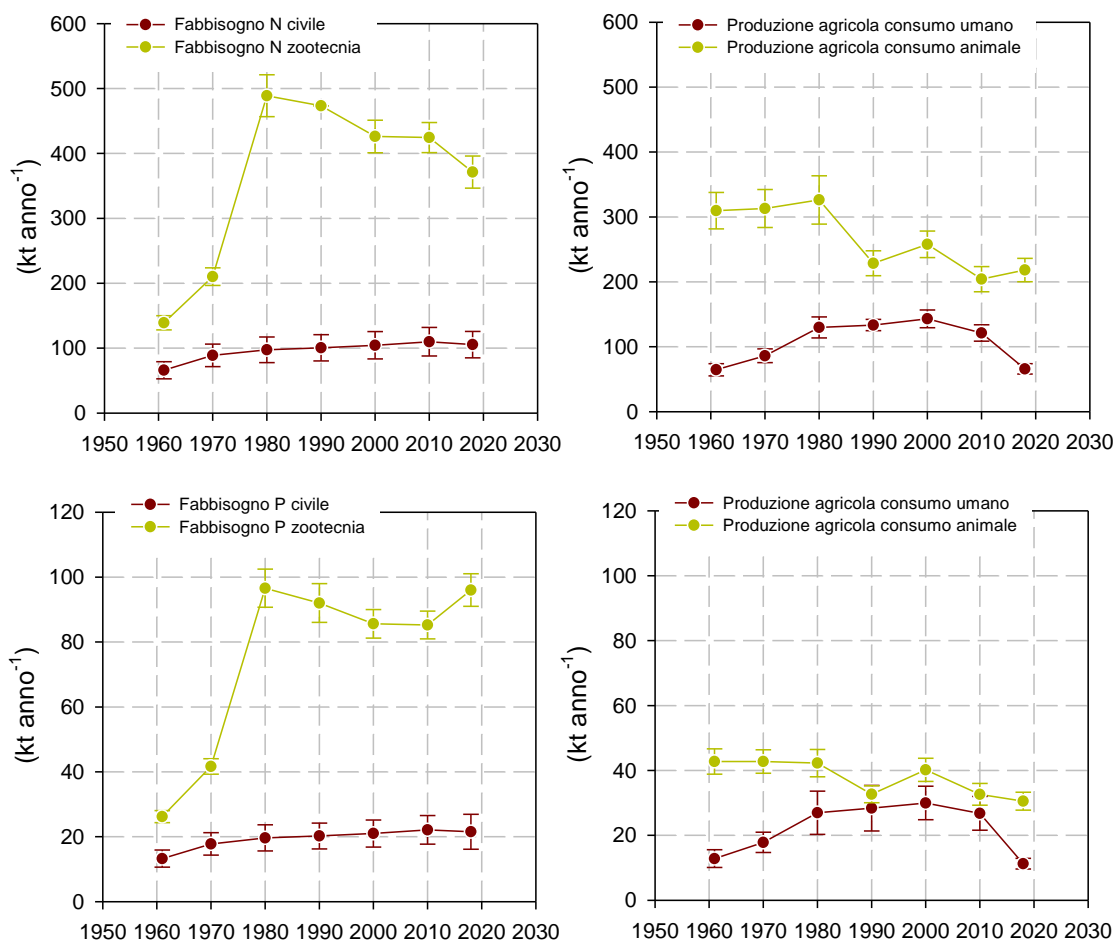


Figura 11 - Variazione temporale del fabbisogno di azoto e fosforo associati al comparto civile e alla produzione zootecnica e produzione agricola di azoto e fosforo.

Carichi generati e surplus di azoto e fosforo derivanti dal settore agro-zootecnico

Il carico di azoto sulla superficie agricola aumenta fino a raggiungere il valore massimo nel 1982 ($833 \text{ kt N anno}^{-1}$, +45% nel ventennio 1961-1982), quindi la tendenza si inverte e l'input totale di azoto si riduce progressivamente fino al 2018 ($562 \text{ kt N anno}^{-1}$), quando si attesta su valori simili a quelli del 1961 ($551 \text{ kt N anno}^{-1}$) (Figura 12). Fino al 1982 l'input prevalente è costituito dalla fissazione biologica, che progressivamente diminuisce passando dal 56% nel 1961 al 24% nel 2018. Tale calo è in larga misura imputabile alla marcata perdita delle coltivazioni di erba medica e, più in generale, delle foraggere azotofissatrici (erbai avvicendati).

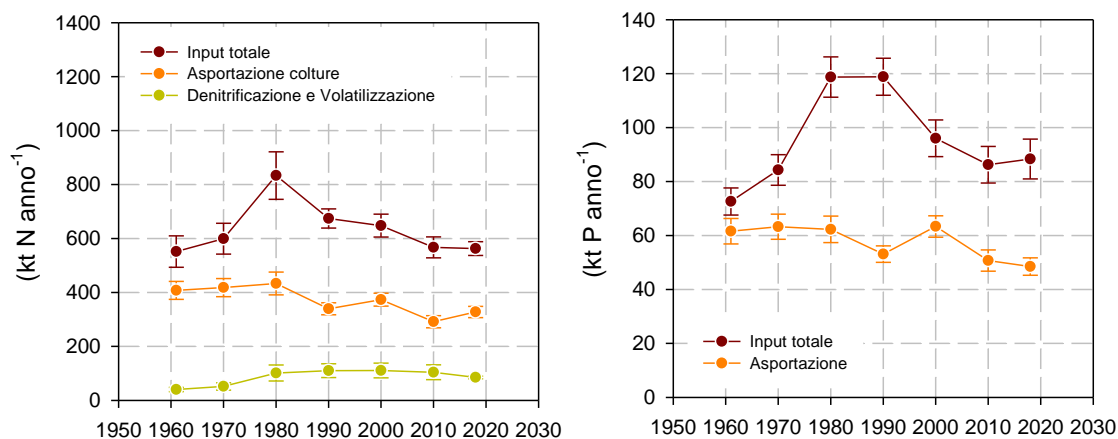


Figura 12 - Variazione temporale dell'input totale e delle perdite di azoto (sinistra) e fosforo (destra) sul suolo agricolo. I dati si riferiscono all'intero bacino del Po e sono riportati come kt anno⁻¹.

L'aumento agli input totali che si osserva dal 1961 al 1982 (Figura 12) è determinato soprattutto dal contributo delle deiezioni animali, in particolare da quelle del comparto suinicolo la cui consistenza triplica. Il contributo animale, che è minimo nel 1961 (13%) diventa prevalente nel 2018 (36%). La sostituzione di colture permanenti o azoto-fissatrici con colture annuali azoto-esigenti (come il mais, anche in forma di mais ceroso introdotto tra gli anni '70 e '80 per produrre insilati) si traduce in un netto incremento degli apporti di fertilizzanti sintetici fino agli anni '90, seguito da una successiva riduzione. La fertilizzazione di sintesi si mantiene infatti su valori sempre maggiori del 25% rispetto agli input totali, e in particolare tra il 1990 e il 2000, quando supera, sia pure di poco, i reflui zootecnici. Il contributo della deposizione atmosferica risulta invece trascurabile lungo l'intera serie storica (4-6% degli input totali) (Figura 10). La rimozione di azoto dalle terre coltivate dipende quasi esclusivamente dall'asportazione delle colture (74-91% degli output totali), mentre denitrificazione e volatilizzazione dell'ammoniaca in complesso non superano mai il 26% delle perdite totali (Figura 12). Da notare che il contributo dell'asportazione delle colture decresce nel tempo, passando dal 91% nel 1961 a meno dell'80% dal 1990 in poi. Il carico del fosforo sulla superficie agricola (Figura 12) è generato dai reflui zootecnici e dalla fertilizzazione di sintesi che presentano però andamenti opposti. Il carico di origine zootecnica triplica dal 1961 al 1982, raggiungendo il massimo compreso tra 57 e 65 kt P anno⁻¹ tra il 1982 e il 2018. La fertilizzazione di sintesi resta costantemente elevata dal 1961

al 1990 (52-55 kt P anno⁻¹), per poi dimezzare nei due decenni successivi. L'apporto atmosferico risulta invece trascurabile (<1.1%) (Figura 10). L'asportazione delle colture è pressoché costante tra il 1961 e il 2000 (53-73 kt P anno⁻¹) e poi diminuisce leggermente. Il rapporto tra il carico di nutrienti (N e P) apportato al suolo agricolo e la quantità asportata con il raccolto fornisce una rappresentazione di come varia l'efficienza di utilizzo dell'azoto e del fosforo in funzione del livello di fertilizzazione (Figura 13), cioè la quota degli input totali assimilata dalle colture e quindi rimossa dai suoli coltivati.

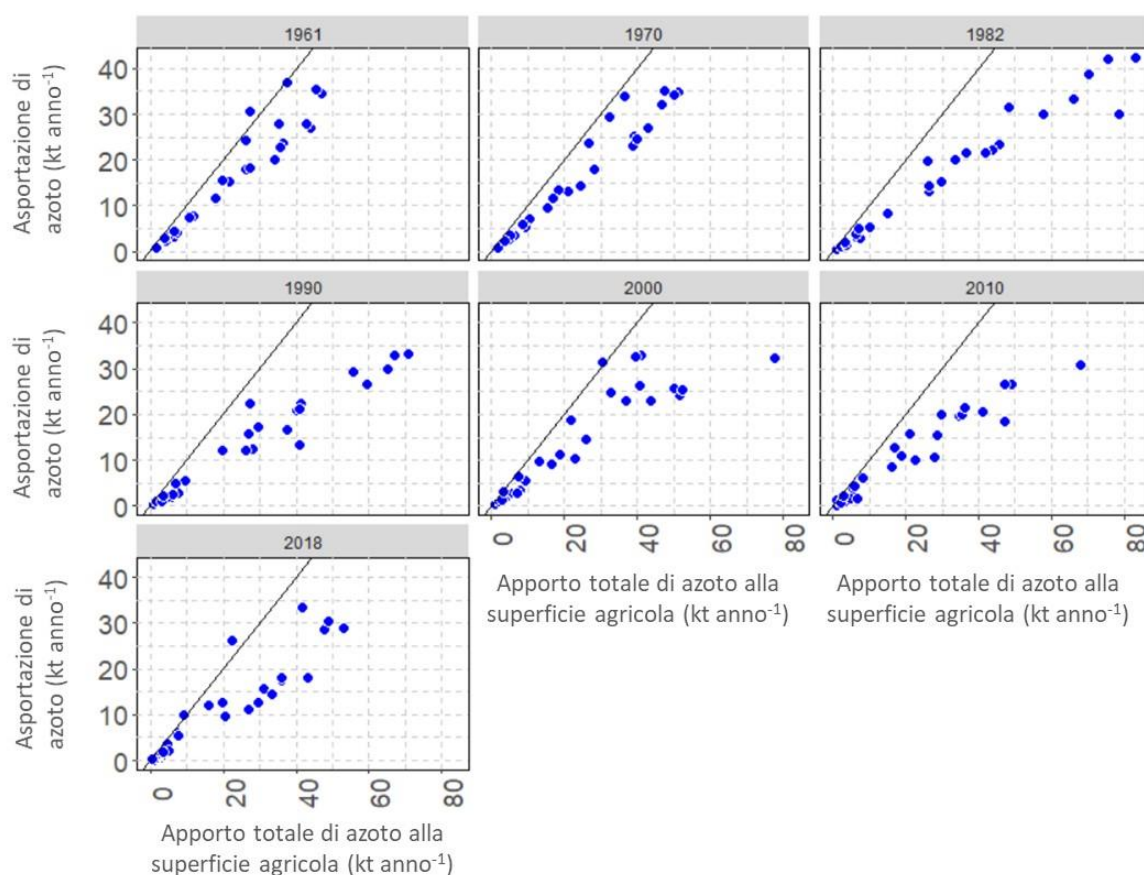


Figura 13 – Relazione tra input totali di N (kt anno⁻¹) sulla superficie agricola e N asportato con la raccolta delle colture (kt anno⁻¹) tra il 1961 e il 2018. Ogni punto rappresenta una singola provincia. La linea rappresenta il rapporto 1:1 ideale tra import ed export.

La relazione non è lineare ed evidenzia che all'aumentare del carico al campo diminuisce proporzionalmente la quota di nutrienti raccolta. Pertanto, a fronte di maggiori fertilizzazioni diminuisce l'efficienza del sistema di utilizzare i nutrienti immessi. A livello di intero bacino, l'efficienza di uso dell'azoto diminuisce dal 74% al 58% dal 1961 al 2018, raggiungendo un minimo (50%) nel 1990 in corrispondenza all'apporto massimo sia da reflui

zootecnici che da fertilizzanti di sintesi. L'efficienza di uso del fosforo diminuisce dal 93% al 70% dal 1961 al 2010, raggiungendo un minimo (49%) nel 1990 in corrispondenza con l'apporto massimo da fertilizzazioni di sintesi.

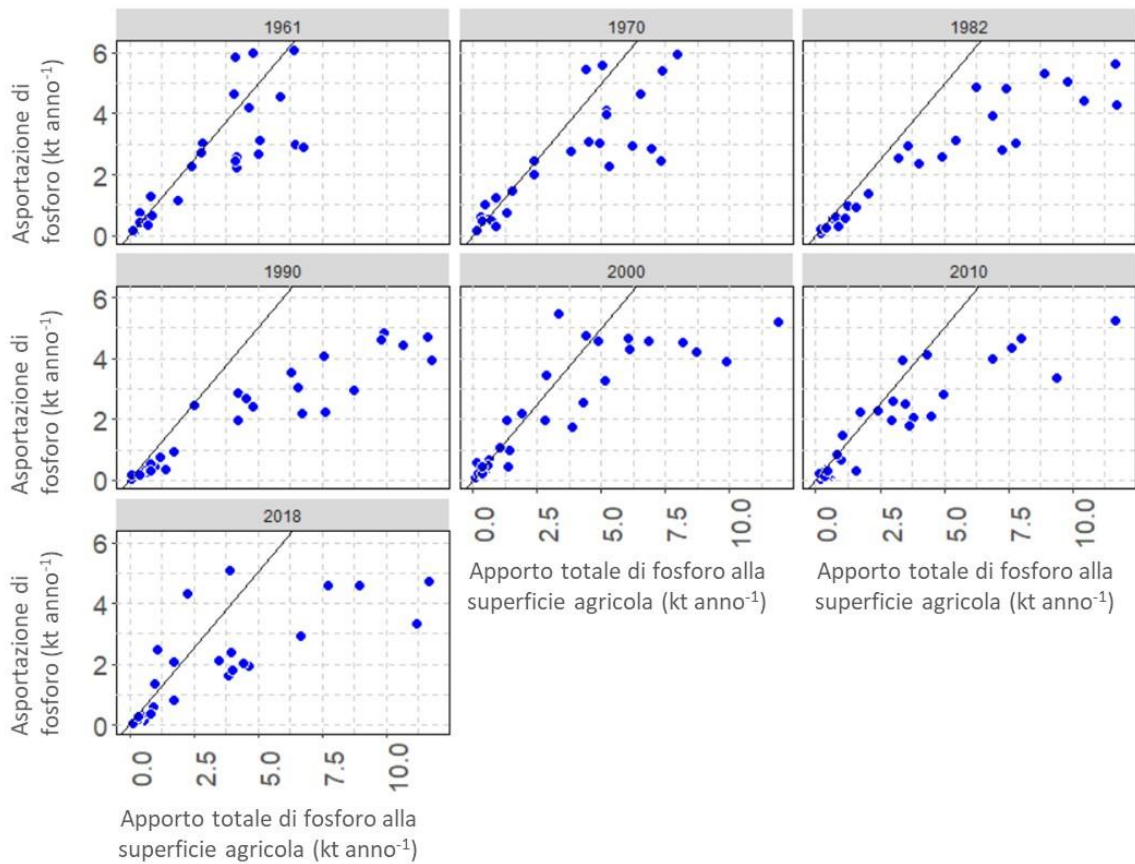


Figura 14 – Relazione tra input totali di P (kt anno⁻¹) sulla superficie agricola e P asportato con la raccolta delle colture (kt anno⁻¹) tra il 1961 e il 2018. Ogni punto rappresenta una singola provincia. La linea rappresenta il rapporto 1:1 ideale tra import ed export.

La differenza tra input di azoto e frazione esportata (corretta per la frazione denitrificata o persa tramite volatilizzazione nel caso dell'azoto) rappresenta il surplus, o l'eccesso di nutrienti che rimangono sul campo e che contribuiscono a formare il carico diffuso (Figura 15). Il surplus di azoto aumenta di 2.4 volte dal 1961 al 1982, quindi dal 1990 tende a diminuire fino a raggiungere nel 2018 valori di poco superiori a quelli del 1961. In termini areali, il surplus passa da un minimo di 28 ad un massimo di 74 kg N ha⁻¹ SAU anno⁻¹ nel periodo 1961-1990, per poi decrescere a circa 50 kg N ha⁻¹ SAU anno⁻¹ nei decenni successivi. L'andamento del surplus di fosforo è determinato dalle fonti di generazione. In particolare, il surplus aumenta di circa 11 volte dal 1961 al 1990, quindi subisce un

dimezzamento. In termini areali, il surplus passa da un minimo di 1 ad un massimo di 17 kg P ha⁻¹ SAU anno⁻¹ nel periodo 1961-1990, per poi decrescere a 6-9 kg P ha⁻¹ SAU anno⁻¹ nei decenni successivi.

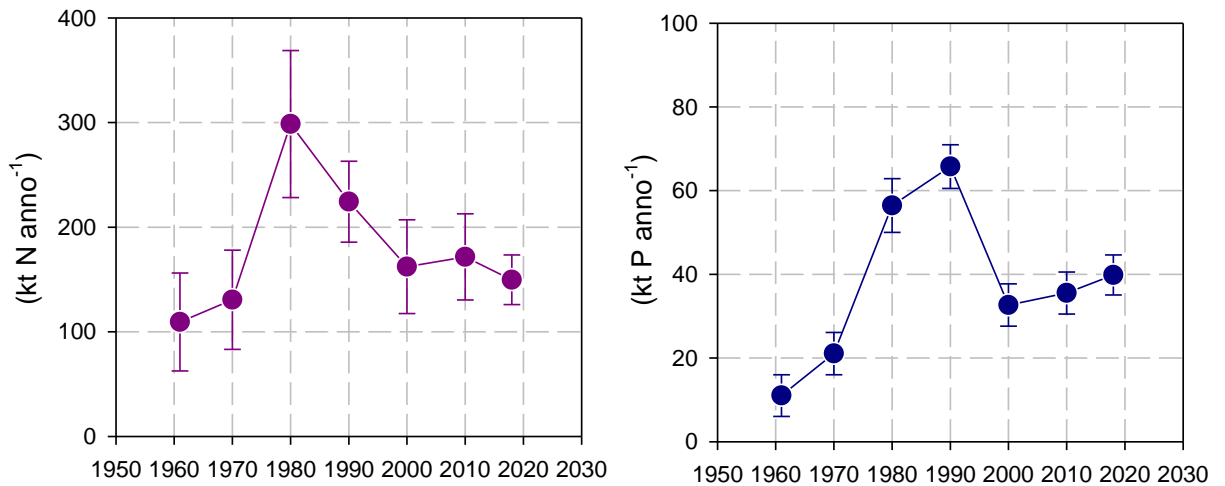


Figura 15 - Variazione temporale del surplus di azoto (sinistra) e fosforo (destra) sul suolo agricolo. I dati si riferiscono all'intero bacino del Po e sono riportati come kt anno⁻¹.

La distribuzione spaziale dei valori areali di surplus di azoto e fosforo, che rappresentano l'intensità della pressione, ha evidenziato una grande variabilità tra le aree del bacino. Fino al 1970 le eccedenze di azoto e fosforo sono risultate relativamente omogenee con valori leggermente più elevati nella parte orientale del bacino, ma comunque inferiori a 100 kg N ha⁻¹ SAU anno⁻¹ e 11 kg P ha⁻¹ SAU anno⁻¹. A partire dagli anni '80, il surplus è aumentato considerevolmente nelle province situate nella parte centrale e orientale del bacino, con eccedenze che hanno raggiunto i 160-185 kg N ha⁻¹ SAU anno⁻¹ e 25-40 kg P ha⁻¹ SAU anno⁻¹.

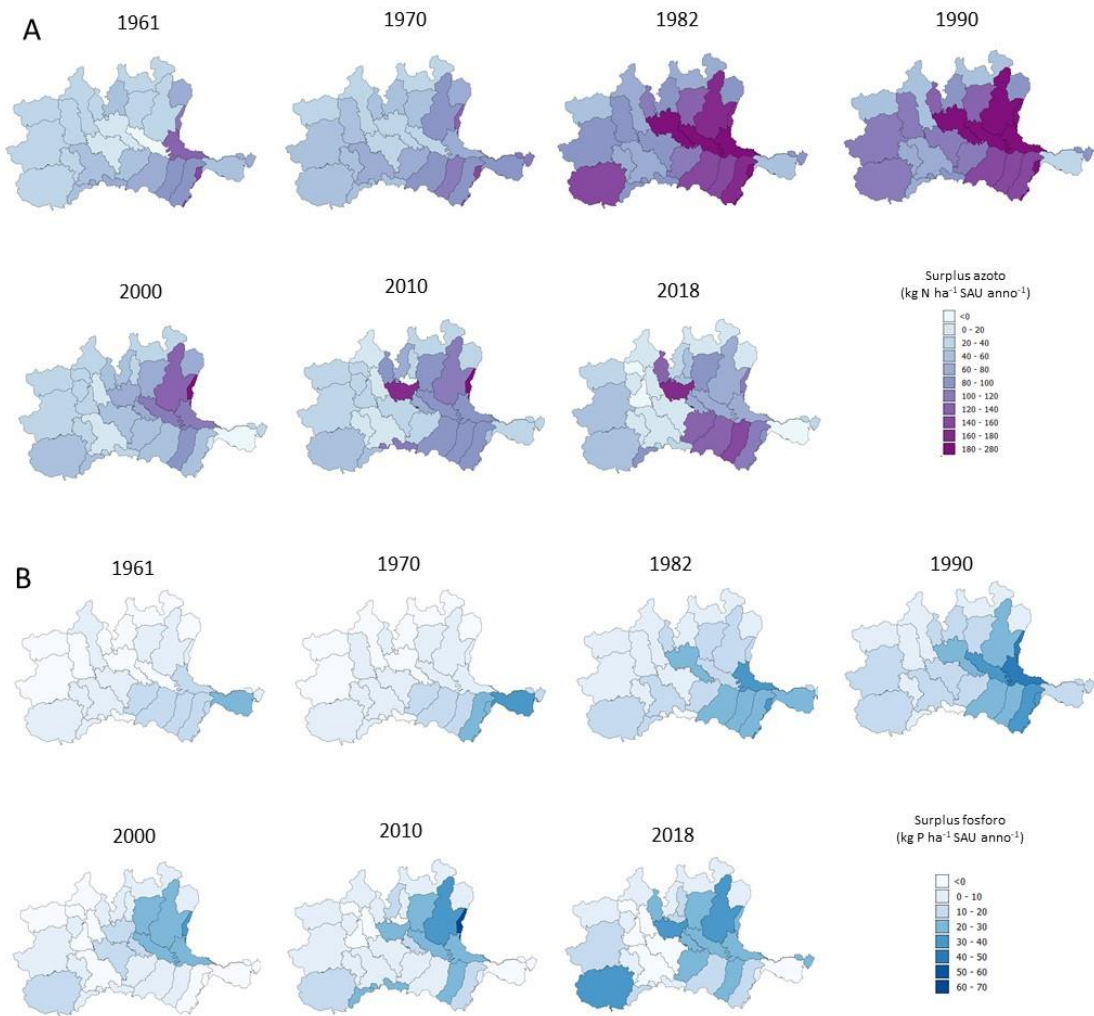


Figura 16 - Variazione temporale e spaziale del surplus areale ($\text{kg ha}^{-1} \text{SAU anno}^{-1}$) di azoto (A) e di fosforo (B) nelle 32 province del bacino idrografico del fiume Po

Carico civile

I carichi di N e P del settore civile sono riferiti alla sola popolazione umana. Non sono qui considerati i settori produttivi che scaricano i reflui nella rete fognaria e che possono essere una fonte rilevante di azoto e fosforo. Il carico potenziale di azoto generato dalla popolazione umana aumenta in modo marcato tra il 1961 e il 1981, quindi si assesta su valori compresi tra 70 e 80 kt anno^{-1} . Il carico di fosforo generato varia in modo analogo e cresce da 9.3 a 10.8 kt anno^{-1} e poi rimane relativamente costante.

Gli impianti di depurazione situati all'interno del bacino idrografico del fiume Po e considerati in questo studio con riferimento al periodo 2017-2019 ammontano a un totale

di 6832. Gli impianti più piccoli (AE < 2000, categoria 1) rappresentano la maggior parte dei depuratori attivi (6086 impianti, l'89% del totale) e trattano 1.237.520 AE. Gli impianti di dimensione intermedia (2000 < AE < 10000, categoria 2) sono 469 (il 7% del totale) e trattano 2.145.779 AE. Infine, gli impianti di maggiore dimensione (AE > 10000, categoria 3) sono 277 (il 4% del totale) ma trattano il maggior numero degli AE (18.600.641 AE) (Figura 17).

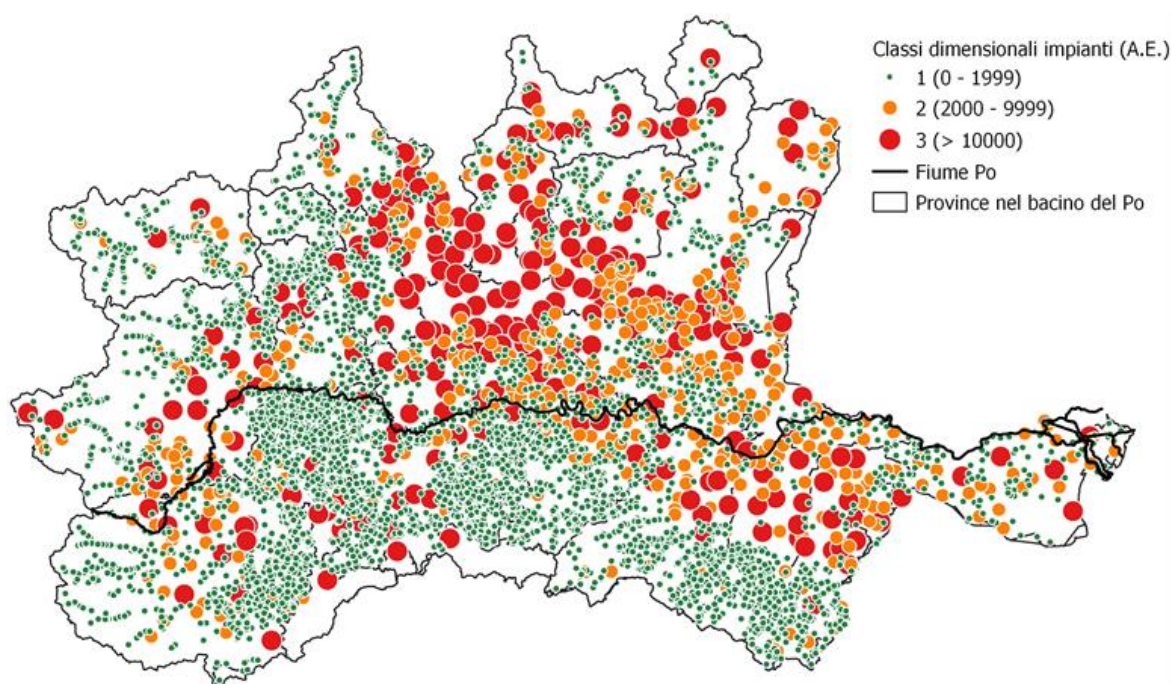


Figura 17 - Ubicazione degli scarichi degli impianti di depurazione delle acque e suddivisione nelle tre classi di dimensionamento sulla base della potenzialità di progetto (categoria 1 < 2000 AE; 2000 AE < categoria 2 < 10000 AE; categoria 3 > 10000 AE, legenda sulla destra) nelle diverse province del bacino idrografico del fiume Po.

Complessivamente gli abitanti equivalenti trattati dagli impianti di depurazione sono pari a 21983639 (314 AE km⁻²) concentrati soprattutto nelle province di Milano, Torino, Varese, Bergamo e Brescia (ognuna con AE > 1.200.000, Figura 18).

Il carico di fosforo totale rilasciato dai depuratori è risultato pari a 2554 t anno⁻¹ (Figura 18), pari a un carico areale a livello di bacino di 36 kg P km⁻² anno⁻¹. Il carico di azoto totale rilasciato dagli impianti di depurazione è risultato pari a 24552 ton anno⁻¹ ed è distribuito in maniera simile al carico del P (Figura 18). Il carico medio areale di N è pari a 350 kg N km⁻² anno⁻¹. Bisogna tuttavia considerare che queste stime dei carichi potrebbero

rappresentare una sottostima del carico reale, in quanto non è possibile quantificare gli apporti dovuti agli scolmatori di piena delle reti fognarie e dei depuratori (Salerno et al., 2018; Pilotti et al., 2021).

Il carico totale di P e N generato dai depuratori è stato ripartito tra le tre categorie dimensionali per valutarne il contributo relativo a scala di intero bacino. I depuratori più piccoli (categoria 1, AE < 2000) trattano in media il 5.6% degli AE del bacino del Po (Tabella 1), con il minimo contributo nella provincia di Monza-Brianza (<0.1%) e quello massimo nella provincia di Asti, (35%) (Figura 19). Il contributo di questa classe dimensionale alla formazione del carico di P e N in uscita dagli impianti è rispettivamente pari al 20.3% e 14.9% (Tabella 1). Bisogna tuttavia sottolineare che molti dei carichi di TP e TN per questa classe di depuratori non sono stati messi a disposizione dagli enti gestori (4000 impianti) e quindi il 61% del carico di TP e il 63% del carico di TN è stato calcolato attraverso le stime basate sugli abitanti equivalenti trattati come riportato in Tabella 1.

Gli impianti di dimensione intermedia (2000 < AE < 10000, categoria 2) sono 469 (il 7% del totale, Figura 18) e trattano il 9.8% degli AE del bacino del fiume Po (Tabella 1). Questa classe dimensionale contribuisce per il 12% al carico totale di TP e per il 10% a quello di TN (Tabella 1). In questa categoria, il numero di depuratori di cui non è disponibile il dato di carico misurato è inferiore a 50. Di conseguenza il contributo della frazione stimata rispetto al carico totale è risultato inferiore rispetto alla classe dimensionale <2000 AE sia con riferimento al TP (8%) che al TN (15%).

Gli impianti di maggiore dimensione (AE > 10 000, categoria 3) attivi all'interno del bacino padano sono 277 (il 4% del totale) e trattano più dell'84.6% degli AE (Figura 18, Tabella 1). Questa classe dimensionale contribuisce per il 67% al carico di P e per l'75% a quello di N (Tabella 1). Per questa categoria non si hanno a disposizione i dati di carico di 3 (P) e 6 (N) impianti. Il carico stimato per questa classe dimensionale rappresenta quindi una piccola porzione, circa lo 0.5%, del carico complessivo sia di P che di N.

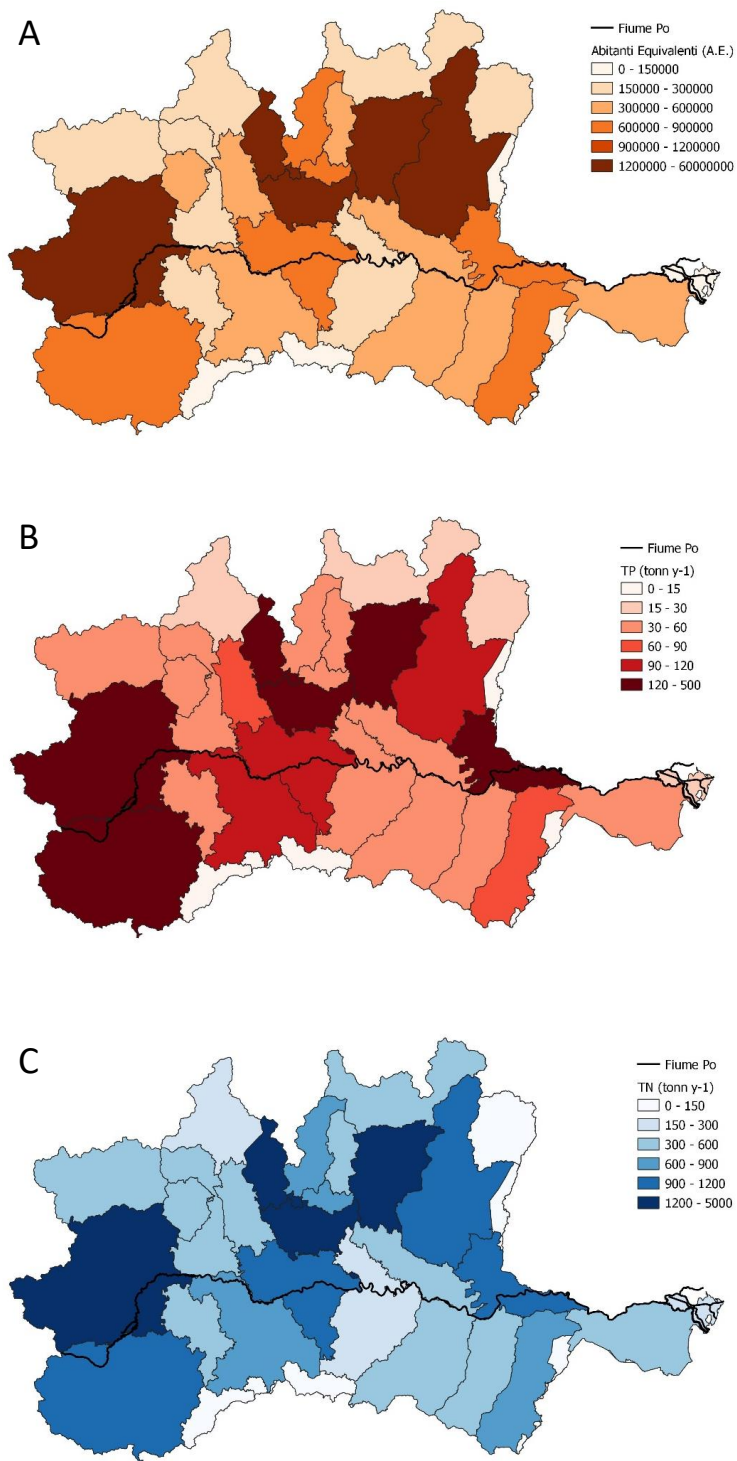


Figura 18 - Numero di AE trattati dagli impianti di depurazione di acque reflue (A) e carico di fosforo (B; TP, t anno⁻¹) e azoto totale (C; TN, t anno⁻¹) rilasciato nelle province che ricadono all'interno del bacino idrografico del fiume Po. La mappa è stata ottenuta considerando come riferimento le coordinate dello scarico.

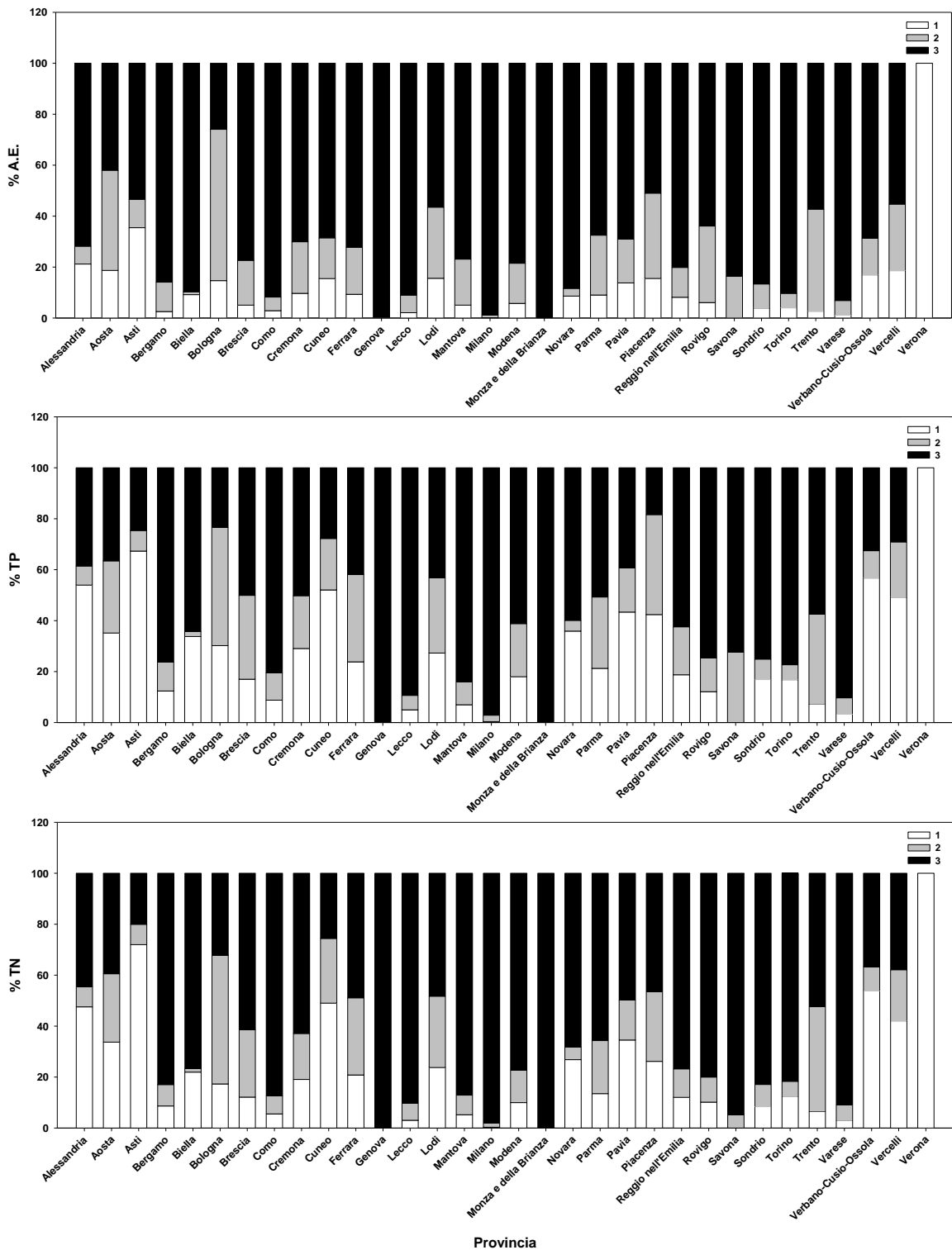


Figura 19 - Contributo percentuale degli abitanti equivalenti trattati (% AE), del carico di fosforo totale (TP%) e dell'azoto totale (TN%) in uscita dagli impianti delle tre categorie di depuratori di acque reflue (categoria 1 < 2000 AE; 2000 AE < categoria 2 < 10000 AE; categoria 3 > 10000 AE) nelle province che ricadono all'interno del bacino del fiume Po.

Tabella 1 - Numero di impianti (n), numero di abitanti equivalenti trattati (AE), carichi di fosforo totale (P) e di azoto totale (N) in uscita dagli impianti e carico di fosforo totale (PS) e di azoto totale (NS) stimato, suddivisi per le 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione. In parentesi è riportato il contributo percentuale di ogni voce rispetto al totale del bacino del fiume Po. I carichi sono espressi in t anno⁻¹.

Categoria	n	AE	P	N	PS	NS
1	6086 (89)	1237520 (5.6)	519 (20.3)	3654 (14.9)	318	2312
2	469 (7)	2145779 (9.8)	313 (12.3)	2478 (10.1)	26	368
3	277 (4)	18600341 (84.6)	1722 (67.4)	18421 (75.0)	10	69

Complessivamente il carico di P in ingresso ai depuratori è risultato pari a 9448 t anno⁻¹ a fronte di un carico in uscita pari a 2199 t anno⁻¹ corrispondente ad un abbattimento totale di 7249 t anno⁻¹ pari al 77% del carico totale in ingresso (Tabella 2). Questo dato è risultato comunque molto variabile tra i differenti depuratori e compreso tra un minimo di 0% e un massimo di 98% (valore medio 32%). Complessivamente il carico di N in ingresso ai depuratori è risultato pari a 69658 t anno⁻¹ mentre quello in uscita è risultato pari a 21804 t anno⁻¹ corrispondente ad un abbattimento di 47854 t anno⁻¹ pari al 68% del carico totale in ingresso. Anche in questo caso la percentuale di abbattimento è risultata variabile tra i differenti depuratori e compresa tra un minimo di 0% e un massimo di 96% (valore medio 37%).

Tabella 2 - Carichi complessivi di fosforo totale (P) e di azoto totale (N) in ingresso e in uscita dagli impianti di depurazione delle acque reflue e percentuale (%) di abbattimento delle 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue che ricadono all'interno del bacino idrografico del fiume Po. Il carico è espresso come t anno⁻¹. Non sono stati considerati carichi stimati negli impianti in cui non era disponibile il dato di concentrazione o del carico.

	Fosforo			Azoto		
	Ingresso	Uscita	(%)	Ingresso	Uscita	(%)
Totale	9448	2199	77	69658	21804	69
1	335	200	40	2443	1342	45
2	765	287	62	6119	2110	66
3	8348	1712	80	61096	18352	70

Il carico in ingresso è abbattuto con maggiore efficacia nei depuratori di maggiori dimensioni (Tabella 2 e Figura 20) dove in media circa l'80% (TP) e il 70% (TN) è abbattuto. Nei depuratori con AE < 2000 l'efficienza media di abbattimento è invece risultata pari al 40% (TP) e 45% (TN). Anche in questo caso, tuttavia, l'efficienza di abbattimento è risultata

molto variabile tra i differenti depuratori anche all'interno delle tre differenti classi dimensionali (Figura 20).

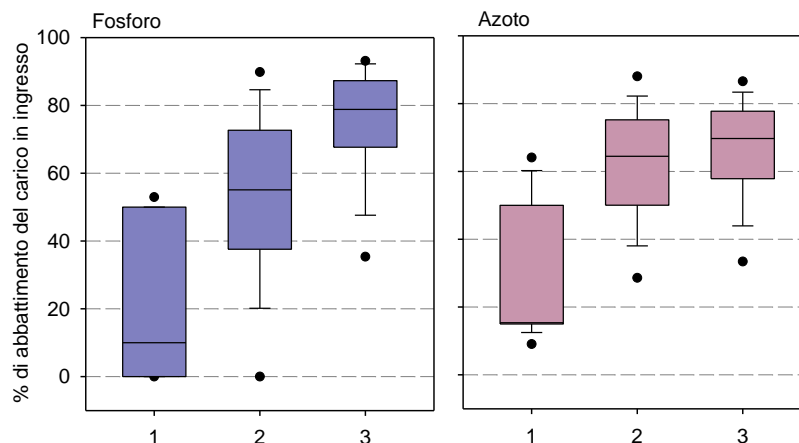


Figura 20 – Distribuzione della percentuale di abbattimento di fosforo e azoto nelle 3 categorie di dimensionamento degli impianti di depurazione delle acque reflue. Non sono state considerate le percentuali di abbattimento degli impianti in cui non era disponibile il dato di concentrazione o del carico. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Considerazioni di sintesi e prospettive future

In questo capitolo sono state sintetizzate le informazioni disponibili relative alla distribuzione e all'evoluzione nel tempo dei determinanti nel bacino del Po. Dal secondo dopoguerra ad oggi il bacino del Po è stato oggetto di profonde modificazioni nell'assetto agro zootecnico e infrastrutturale con forti ripercussioni sulle dinamiche di azoto e fosforo e sulla conseguente vulnerabilità degli ecosistemi acquatici. I risultati ottenuti permettono di delineare il quadro delle pressioni associate al sistema agro-alimentare in termini di carichi di azoto e fosforo, la loro importanza relativa e le tendenze temporali e di individuare possibili aree di intervento. Le pressioni esercitate dalle attività antropiche nel bacino idrografico del fiume Po sono state quantificate in termini di scambi netti di azoto e fosforo tra i differenti comparti che compongono il settore agro-alimentare (Figura 21). Questo approccio permette di quantificare le pressioni in termini di quantità di nutrienti eutrofizzanti che sono annualmente importati e mobilizzati per il mantenimento diretto o indiretto della popolazione civile (Billen et al., 2014). Questo livello di conoscenza deve tuttavia essere costantemente aggiornato per evidenziare tendenze evolutive delle

pressioni, valutare gli effetti delle misure adottate e soprattutto richiede un'analisi approfondita per comprendere le relazioni tra le pressioni e gli impatti sullo stato di qualità delle acque e sul funzionamento dei sistemi fluviali.

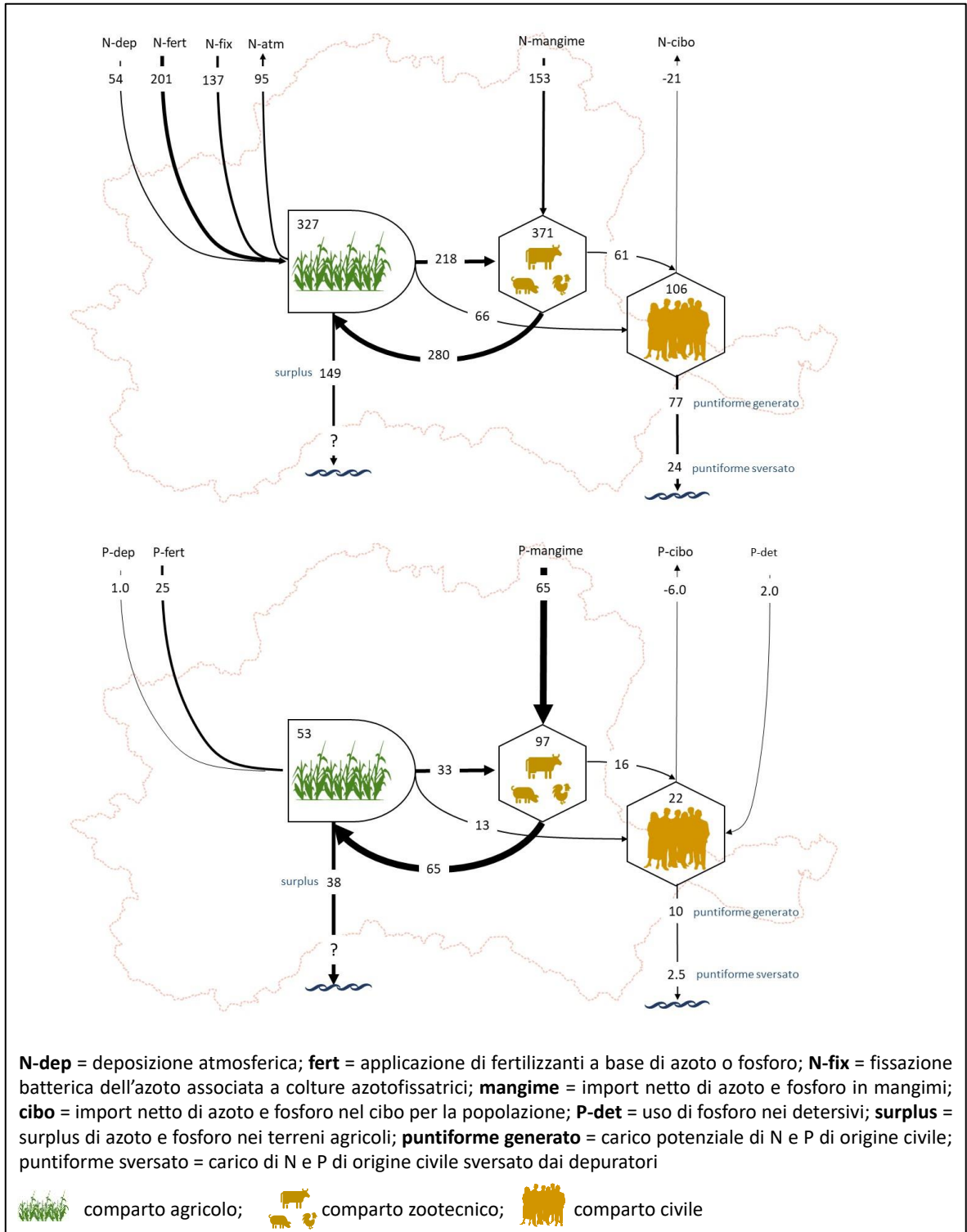


Figura 21 - Principali trasferimenti di azoto e fosforo tra comparto agricolo, zootecnico e civile che contribuiscono alla formazione del carico potenziale nel bacino idrografico del Po. Tutti i flussi sono in kt anno⁻¹ e sono riferiti al 2018.

Il bacino del fiume Po è caratterizzato da pressioni antropiche ancora relativamente elevate. Con riferimento al 2018, i carichi antropici di azoto e fosforo sono risultati rispettivamente di $6954 \pm 504 \text{ t N km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$ e $1154 \pm 83 \text{ t P km}^{-2} \text{ anno}^{-1}$. A fronte di questo dato medio complessivo le indagini hanno messo in evidenza una distribuzione eterogenea delle pressioni. Le modificazioni del sistema agro-zootecnico non sono dunque omogenee, ma sono presenti zone in cui le pressioni sono particolarmente elevate e nelle quali è logico attendersi un maggiore impatto in termini di produzione di un eccesso di azoto e fosforo che concorre in grande misura a formare i carichi che arrivano in Adriatico.

La tendenza delle pressioni, sia con riferimento ai carichi in ingresso al bacino, che con riferimento al surplus sono tuttavia in diminuzione rispetto ai massimi registrati tra il 1980 e il 1990. Questo andamento è evidente per l'azoto mentre il fosforo sembra aver raggiunto una situazione stabile. In controtendenza è il carico potenziale generato dalla popolazione umana che è ancora in una fase di aumento come conseguenza dell'aumento della popolazione nel bacino.

L'utilizzo dei fertilizzanti sintetici e l'import di mangimi animali sono i fattori più importanti che concorrono alla formazione del carico di N e P importato nel bacino e l'andamento delle pressioni si rispecchia con le variazioni dei principali determinanti. La maggior parte delle trasformazioni dei settori agricolo e zootecnico sono avvenute in modo molto marcato e in tempi rapidi, tra il 1960 e il 1980. La diminuzione dei bovini e il concomitante aumento dei suini associati alla riduzione delle colture foraggere hanno portato ad un aumento consistente della richiesta di mangimi che la produzione agricola interna non è stata in grado di sostenere. Questo ha comportato un import netto di azoto e fosforo contenuti negli alimenti animali che rappresenta una sorgente significativa all'interno del bacino e che si ritrovano nei reflui animali. Nel 2018 circa il 53% del NANI e il 75% del NAPI è contenuto nei reflui zootecnici (Figura 21). Questi aumenti sono stati accompagnati anche da una significativa riduzione della SAU e da una variazione delle dimensioni aziendali che sono con il tempo cresciute passando da una conduzione tipicamente familiare ad un modello di gestione industriale. Ne è conseguito un cambiamento della gestione dei reflui che, nel primo caso, erano parte integrante del ciclo agronomico, mentre nel secondo modello sono diventati rifiuti assoggettati alle norme ambientali vigenti. L'intensificazione

dell'agricoltura e il progressivo disaccoppiamento con la zootecnia hanno determinato una diminuzione dell'efficienza di uso dei nutrienti, ovvero delle quote di azoto e fosforo asportate dalle colture, generando di conseguenza un surplus che è all'origine del carico diffuso di N e P. Nel 2018 a livello di intero bacino idrografico il 28% del NANI e il 44% del NAPI si traducono in nutrienti inutilizzati che rimangono nella SAU.

Contemporaneamente si è assistito ad un cambiamento nell'uso del suolo (assetto colturale, impermeabilizzazione, rimozione di elementi naturali come fasce riparie, zone umide), con conseguente perdita della capacità dei bacini di tamponare gli eccessi di nutrienti e aumento della vulnerabilità degli ambienti acquatici. La perdita di colture erbacee permanenti o con cicli di rotazione pluriennali aumenta la fragilità dei suoli che sono maggiormente esposti all'erosione superficiale (Pimentel et al., 1987). La sostituzione di colture invernali o con basse esigenze irrigue, con colture estive idro-esigenti interferisce con il normale ciclo idrologico, ma può anche essere causa di contaminazione diretta delle acque, quando le acque di scolo trasportano nei ricettori superficiali o nelle falde acquifere composti solubili resi disponibili da fertilizzazione o spandimento agronomico dei reflui zootecnici (es. nitrati). La perdita di quasi il 40% della SAU e la concomitante urbanizzazione è una delle prime cause della impermeabilizzazione dei suoli e della conseguente accelerazione dei deflussi superficiali (Chen et al., 2017). Questa tendenza, associata ad episodi sempre più frequenti di deposizioni umide di forte intensità e breve durata, può generare fenomeni idrologici transitori ma di grande impatto (piene lampo) che riducono la capacità dei corsi d'acqua di metabolizzare i nutrienti. La vulnerabilità può essere amplificata da eventi meteorici di forte intensità che sono causa di erosione e incremento del trasporto solido superficiale (si veda ad esempio il capitolo successivo), ma anche di un cortocircuito dei sistemi di collettamento e depurazione delle acque.

Con la legge 319/1976 concernente le Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento (Legge Merli), sono stati avviati controlli e azioni per ridurre l'inquinamento delle acque, ed è partita la costruzione degli impianti di depurazione delle acque reflue urbane. I successivi provvedimenti normativi per la riduzione del contenuto di fosforo nei detersivi hanno favorito un ulteriore miglioramento della qualità degli effluenti civili. Con riferimento al 2018 il carico puntiforme di N e P, generato dagli scarichi dei depuratori è risultato in media inferiore al surplus agricolo e pari al 4.5% del NANI e al 2.9% del NAPI.

L'efficienza di depurazione non è distribuita in modo omogeneo tra le differenti classi dimensionali e all'interno delle singole classi. I depuratori <2000 AE che sono maggiormente diffusi nel territorio, pur trattando un numero complessivo inferiore di AE rispetto ai depuratori >2000 AE possono avere un impatto relativo importante (20% del carico di TP e 15% del carico di TN) sul rilascio dei nutrienti a causa della minore efficienza di trattamento di azoto e fosforo.

Il tipo di calcolo effettuato tuttavia assume che il contributo dovuto alle sorgenti puntiformi sia riconducibile esclusivamente allo scarico del depuratore e non tiene in considerazione quello che in periodi di intense precipitazioni potrebbe bypassare gli impianti di trattamento attraverso gli sfioratori di piena (Salerno et al., 2018; Barone et al., 2019). L'urbanizzazione e l'impermeabilizzazione dei suoli possono favorire una saturazione dei sistemi di collettamento di tipo misto delle acque reflue e delle acque di dilavamento delle superfici urbane, rendendo di fatto meno efficiente il sistema di collettamento e depurazione e aumentando l'incidenza del carico puntiforme (Salerno et al., 2018, Barone et al., 2019; Pilotti et al., 2021). Al momento non è chiaro quale sia l'efficienza di trasferimento del carico e l'incidenza degli sfioratori di piena, ma studi effettuati a scala locale indicano che potrebbe essere significativo. Una analisi condotta sul collettore circumlacuale del lago di Iseo indica che circa il 20% del carico di fosforo e il 40% di quello dell'azoto veicolato è perso dal sistema di collettamento (Pilotti et al., 2021), mentre una analisi condotta sul bacino del fiume Lambro stima che circa il 34% del carico veicolato è di origine civile e deriva dagli scolmatori (Salerno et al., 2018).

Il quadro sinottico relativo all'evoluzione dei determinanti e delle pressioni presentato in questo capitolo è rilevante per la pianificazione in quanto fornisce un quadro conoscitivo, a livello di bacino idrografico, delle tendenze in atto in termini di carichi generati di azoto e fosforo e identifica le macroaree e i macrosettori in cui dovrebbero essere concentrati gli sforzi volti a controllare e ulteriormente ridurre i carichi di azoto e fosforo che arrivano al Mare Adriatico.

Tuttavia, l'elevata variabilità sia della distribuzione spaziale del surplus sulle superfici agricole che dei carichi puntiformi e dell'efficienza di abbattimento degli stessi suggeriscono che localmente l'importanza relativa di queste sorgenti potrebbe essere differente. Inoltre, anche se il carico generato dai depuratori di acque reflue risulta meno

elevato rispetto al surplus sia di azoto che di fosforo a livello di intero bacino, questa analisi trascura completamente il carico generato dagli sfioratori di piena che in periodi di intense precipitazioni potrebbero costituire una significativa sorgente di azoto e fosforo per i corpi idrici.

In prospettiva futura questo livello di conoscenza deve quindi essere mantenuto costantemente aggiornato per verificare se gli andamenti individuati sono una tendenza consolidata e accertare l'efficacia delle azioni di contenimento dei carichi. Inoltre, questa analisi per essere maggiormente informativa ed efficace dovrebbe essere effettuata non solo a livello di intero bacino del Po ma a un livello maggiore di dettaglio territoriale suddividendo le pressioni tra i singoli sottobacini. Nello specifico i carichi netti di N e P importati in seguito all'attività antropica, il surplus di N e P sulla superficie agricola e i carichi puntiformi potenziali e sversati nei corpi idrici fluviali andrebbero analizzati a livello di singoli bacini idrografici. Questo approccio è infatti propedeutico a una migliore comprensione delle relazioni tra le pressioni e gli impatti sullo stato di qualità delle acque e sul funzionamento dei sistemi fluviali. Infine, si ritiene che uno sforzo significativo dovrebbe essere indirizzato alla comprensione del funzionamento e dell'efficienza del sistema di collettamento di tipo misto delle acque. Questa tipologia di carico potrebbe infatti assumere un peso crescente in dipendenza dell'aumento della frequenza delle deposizioni umide di breve durata e forte intensità.

3. CONCENTRAZIONI DI NUTRIENTI IN SOTTOBACINI DEL PO E CARICHI ESPORTATI IN RELAZIONE ALLO SFRUTTAMENTO DEL TERRITORIO E ALLA VARIABILITÀ IDROLOGICA

Riassunto

La formazione dei carichi di nutrienti nei sottobacini del fiume Po è strettamente dipendente sia dall'uso del suolo sia dalle sostanziali differenze idrologiche tra i corsi d'acqua, in particolare tra quelli alpini e quelli appenninici. I dati di qualità delle acque e dei carichi evidenziano differenze significative tra sottobacini, con la possibilità di individuare un gradiente di condizioni che apre diversi scenari per la pianificazione di bacino. Le concentrazioni di TDN, ad esempio, sono correlate all'uso del suolo dei bacini, in particolare con la percentuale di area destinata all'agricoltura. A parità di percentuale di area agricola, i bacini alpini hanno concentrazioni maggiori di azoto disciolto rispetto a quelli appenninici. Questa differenza è imputabile verosimilmente alla diversa ripartizione colturale della SAU, ovvero alla prevalenza sulla sponda lombarda di colture particolarmente azoto-esigenti come il mais o di altri cereali comunque soggetti a fertilizzazione azotata, rispetto alla sponda emiliana dove dominano le foraggere, in particolare quelle naturalmente azoto-fissatrici come l'erba medica.

Il carico idraulico del Po a chiusura di bacino proviene per oltre il 50% dai tributari lombardi e, in misura minore, dalla più vasta area piemontese, mentre è quasi trascurabile il contributo del versante emiliano. Parimenti, i carichi delle forme disciolte di azoto e fosforo provengono per la maggior parte dal versante lombardo, mentre la situazione si inverte per il fosforo totale che vede un contributo prevalente del versante emiliano dove, per effetto del trasporto solido, diventa dominante la frazione particellata in sospensione.

Mediamente nei bacini appenninici gli eventi di piena veicolano buona parte del carico totale di P (95%) e N (80%), che viene rilasciato in tempi relativamente brevi (frazione di anno pari a circa il 13-30%) e in modo intermittente. Nei bacini alpini le piene contribuiscono invece alla formazione del 60% del carico totale di P e del 53% del carico totale di N.

Variazioni significative del regime idrologico fluviale, sia come entità che durata e frequenza degli eventi estremi, come conseguenza sia delle profonde alterazioni idro-morfologiche che del cambiamento climatico, hanno effetti rilevanti anche sulla disponibilità relativa dei nutrienti, con ripercussioni a cascata sugli ecosistemi di transizione e marini costieri adiacenti.

Premessa

Gli studi fino ad ora disponibili sul bacino del Po riportano prevalentemente informazioni sulle variazioni inter- e intra-annuali dei carichi dei nutrienti che transitano nella sezione di chiusura di Pontelagoscuro (Cozzi e Giani, 2011; Romero et al., 2013; Viaroli et al., 2013a). Al contrario sono scarse le ricerche che analizzano il contributo dei singoli sottobacini alla formazione del carico. Inoltre, questa analisi dei carichi fluviali presenta alcuni margini di incertezza dovuti all'incidenza di fattori idrologici e morfologici che solitamente non vengono considerati.

Uno studio finanziato dall'Autorità di Bacino del fiume Po per l'approfondimento delle variazioni dei carichi di azoto e fosforo transitati nella stazione di Pontelagoscuro e per l'analisi dei processi rilevanti ai fini della comprensione della loro composizione e delle loro trasformazioni aveva già evidenziato il ruolo delle piene nella formazione dei carichi di P ed N rilasciati dal Po al Mare Adriatico. Lo studio aveva riguardato l'analisi di una base di dati dell'Autorità di Bacino del fiume Po e campagne di monitoraggio relative al periodo 2003-2007, anni particolarmente secchi nei quali il fiume aveva subito magre prolungate e di particolare entità (Naldi et al., 2010). Sulla base di questi primi risultati è stato avviato un secondo progetto condotto nel biennio 2014-2016. Lo studio si è basato sull'ipotesi che la formazione dei carichi dipenda non solo dagli usi del suolo, ma anche da sostanziali differenze idrologiche tra i corsi d'acqua, in particolare tra quelli alpini e quelli appenninici. I corsi d'acqua nella sinistra idrografica sono infatti alimentati da ghiacciai e/o sono emissari dei laghi profondi sud-alpini, per cui sono soggetti ad un forte controllo idrologico e del trasporto solido. Le portate degli affluenti nella destra idrografica dipendono invece direttamente dalle deposizioni atmosferiche, per cui questi corsi d'acqua tendono ad avere un regime idrologico con marcata variabilità, prevalentemente stagionale. In questo progetto oltre ai carichi di N e P è stata inclusa anche una analisi delle dinamiche del silicio che ha grande rilevanza per la produttività primaria degli ecosistemi marini in quanto è un nutriente essenziale per la crescita delle diatomee (Ittekkot et al., 2000; Dürr et al., 2011). Il trasporto della silice può subire profonde alterazioni dovute alla bacinizzazione fluviale (Humborg et al., 1997; Ittekkot et al., 2000), all'agricoltura e all'uso dei suoli (si veda Viaroli et al., 2013b per una review bibliografica) e alla produttività stessa dei corsi d'acqua (Tavernini et al., 2011). La DSi è stata solo marginalmente studiata nel bacino del Po

nonostante possa avere effetti rilevanti sullo sviluppo delle comunità algali e della produttività primaria nella fascia marina costiera dell'Adriatico settentrionale (Justic et al., 1995; Naldi et al., 2010; Cozzi & Gianì, 2011; Viaroli et al., 2013b).

Obiettivi

Questo capitolo ha l'obiettivo di sintetizzare le conoscenze relative alla formazione dei carichi di N, P e Si nel fiume Po in relazione agli eventi di piena e ai contributi dei diversi sottobacini che costituiscono il bacino padano: il bacino piemontese in toto, i più importanti affluenti lombardi e i principali immissari emiliani (Figura 22). Particolare attenzione è dedicata all'analisi della composizione dei carichi di azoto, fosforo e silicio nei singoli sottobacini compresi nel tratto che va da Isola S. Antonio (AL) a Pontelagoscuro (FE).

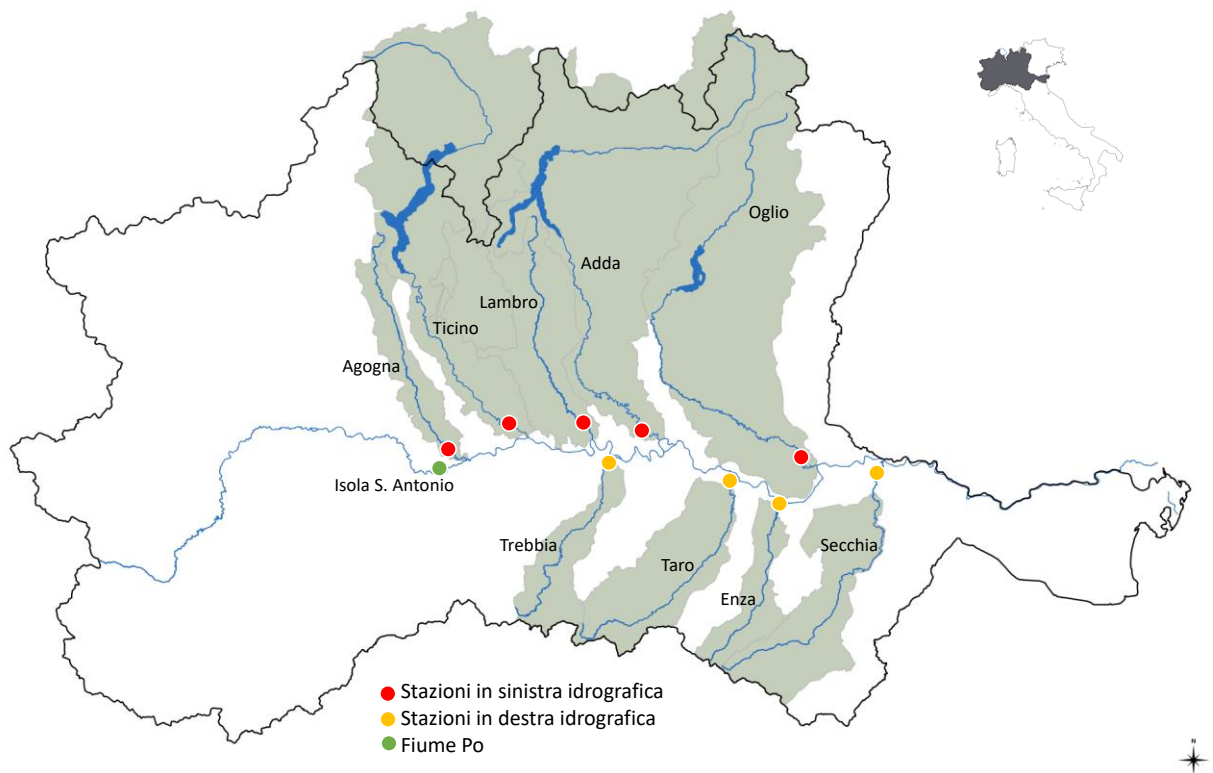


Figura 22 - Stazioni di campionamento lungo il tratto emiliano-lombardo del fiume Po e nei suoi affluenti principali. Le stazioni sono nell'ordine seguente, da monte verso valle rispetto al Po: (●) sinistra idrografica: Agogna, Ticino, Lambro, Adda, Oglio; (●) destra idrografica: Tebbia, Taro, Enza, Secchia; (●) fiume Po a Isola S. Antonio in chiusura del bacino piemontese.

Principali risultati

Variazioni spazio-temporali delle concentrazioni di azoto, fosforo e silice nelle acque degli affluenti

Le concentrazioni dei solidi sospesi totali (SST) sono risultate più elevate negli affluenti appenninici, ove anche la variabilità è maggiore (Figura 23). In particolare, nel fiume Taro è stato raggiunto un picco di circa 27 kg m^{-3} in occasione dell'evento di piena del settembre 2015.

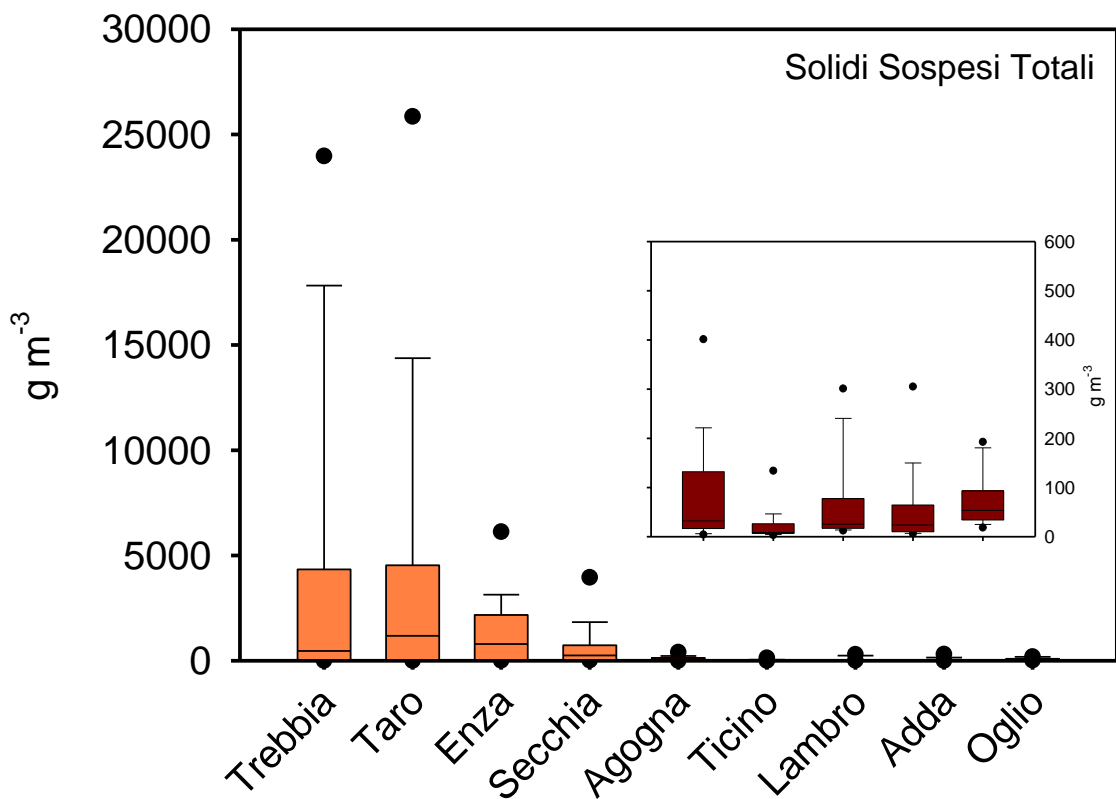


Figura 23 – Distribuzione della concentrazione dei solidi sospesi totali nelle acque dei nove immissari. Le barre chiare rappresentano gli immissari di destra e quelle scure gli immissari di sinistra. Il riquadro riporta il dettaglio delle concentrazioni negli immissari di sinistra idrografica. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

La distribuzione delle concentrazioni delle diverse forme del fosforo negli immissari considerati in questo studio e in funzione del regime idrologico è rispettivamente riportata nelle Figura 24 e Figura 25. La concentrazione di TP nelle acque dei nove immissari presenta una grande variabilità ed è compresa tra 4 e $10000 \mu\text{g P L}^{-1}$, valori misurati entrambi nel

fiume Trebbia. Concentrazioni di TP significativamente più elevate sono state misurate nei corsi d'acqua della destra idrografica (valore mediano $228 \mu\text{g P L}^{-1}$ costituito per circa l'80% da PP) rispetto alla sinistra idrografica (valore mediano $128 \mu\text{g P L}^{-1}$ costituito per circa il 50% da PP). Rispetto alla destra idrografica, nei corsi d'acqua della sinistra idrografica si osserva in particolare un contributo significativo di SRP (circa 45% del totale). Le concentrazioni di TP aumentano significativamente in condizioni di piena. Bisogna osservare però che mentre nei corsi d'acqua appenninici l'aumento è di oltre un ordine di grandezza, in quelli della sinistra i valori al più raddoppiano (Figura 25).

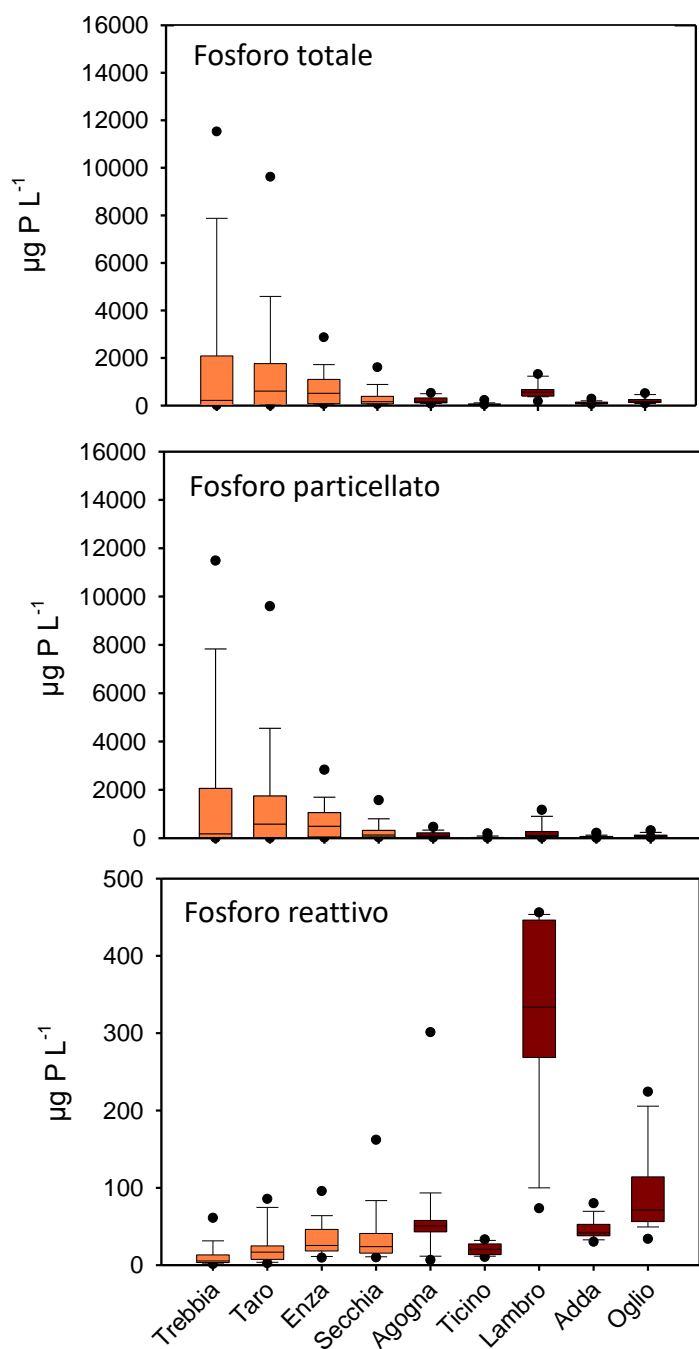


Figura 24 - Distribuzioni delle concentrazioni di fosforo totale, fosforo particellato e fosforo reattivo solubile negli affluenti del Po. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Durante le piene, nei fiumi appenninici il TP è composto per oltre il 90% da PP, mentre nei bacini alpini questa percentuale è compresa tra un minimo del 30% (Lambro) a un massimo del 60% (Agogna). La concentrazione di SRP è risultata significativamente maggiore nei fiumi della sinistra idrografica. Concentrazioni particolarmente elevate sono state misurate

nel Lambro dove la mediana è $332 \mu\text{g P L}^{-1}$ ($71\text{-}456 \mu\text{g P L}^{-1}$) e nell'Oglio ($18\text{-}242 \mu\text{g P L}^{-1}$). Le concentrazioni più basse di SRP sono state misurate nel fiume Trebbia, dove il valore mediano è risultato $5 \mu\text{g P L}^{-1}$. Diversamente da quanto osservato per il PP, non si riscontrano differenze significative delle concentrazioni di SRP e TDP nelle condizioni ordinarie e di piena nei fiumi alpini, mentre in quelli appenninici la concentrazione di TDP è risultata mediamente più elevata in condizioni di piena.

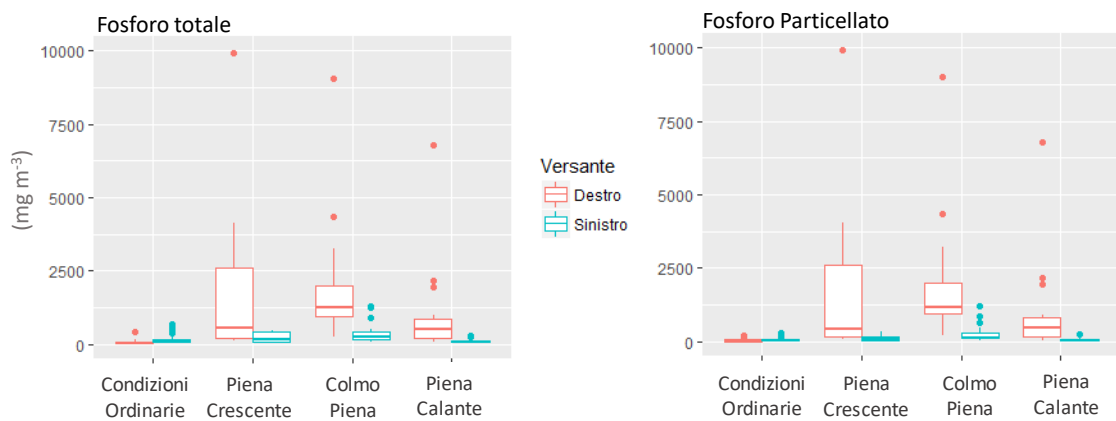


Figura 25 - Distribuzione delle concentrazioni di fosforo totale e fosforo particellato in relazione alla portata. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

La distribuzione delle concentrazioni delle diverse forme dell'azoto negli immissari considerati in questo studio e in funzione del regime idrologico è riportata nelle Figura 26 e Figura 27. La concentrazione dell'azoto totale (TN) è mediamente più elevata nei bacini della sinistra idrografica. Il TN è costituito prevalentemente da forme disciolte, per oltre il 60% dallo ione nitrato. La concentrazione di N-NO_3 raggiunge valori particolarmente elevati nel Lambro (mediana = $3170 \mu\text{g L}^{-1}$) e nell'Oglio (mediana = $3840 \mu\text{g L}^{-1}$), mentre presenta i valori minimi (mediana = $383 \mu\text{g L}^{-1}$) nel fiume Trebbia (Figura 26). Nelle acque del Lambro sono particolarmente elevate le concentrazioni di N-NH_4 (mediana = $527 \mu\text{g L}^{-1}$) come probabile conseguenza di scarichi non sufficientemente depurati o rilascio di reflui direttamente dagli scolmatori.

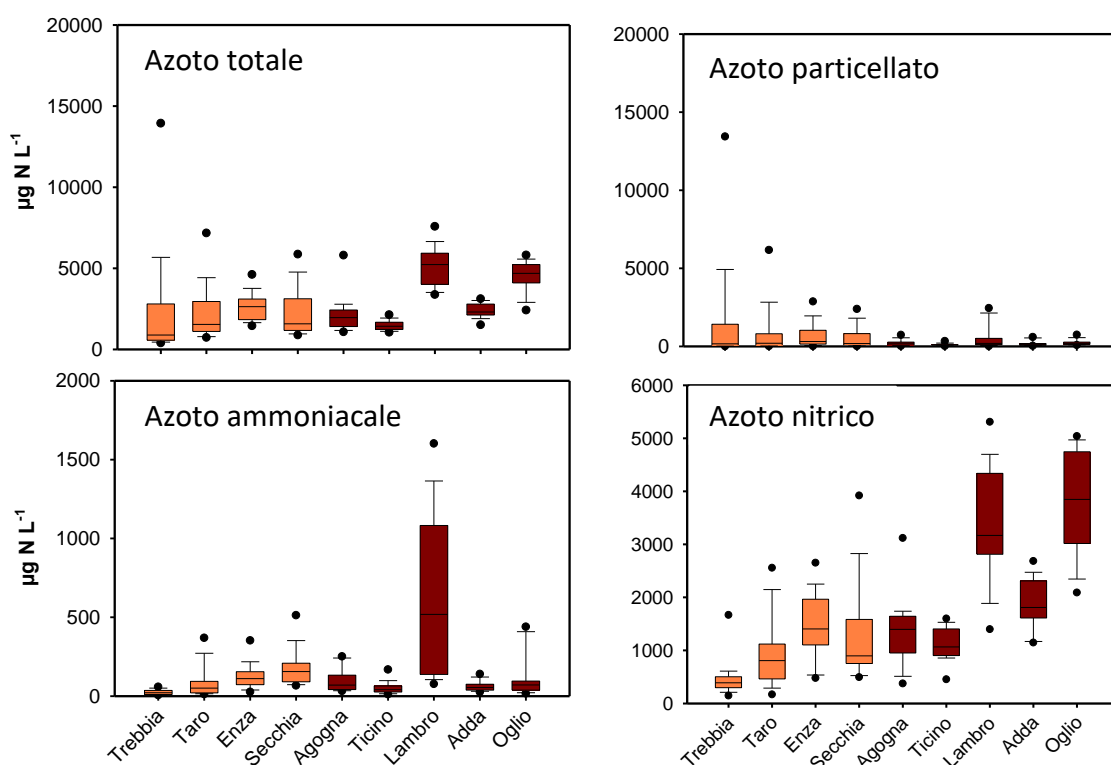


Figura 26 - Distribuzioni delle concentrazioni di azoto totale, azoto particellato, azoto ammoniacale e azoto nitrico negli affluenti del Po. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Le concentrazioni dell'azoto particellato (PN) risultano più elevate nei corsi d'acqua della destra idrografica, anche se le differenze con i fiumi della sinistra idrografica non sono così nette come per il PP (Figura 27). Diverso è anche l'andamento delle concentrazioni dell'azoto inorganico disciolto che diminuisce in occasione delle piene, in particolare in sinistra idrografica. La distribuzione delle concentrazioni delle diverse forme della silice (disciolta e particellata biogenica) in relazione al regime idrologico è riportata nelle Figura 28 e Figura 29. Le concentrazioni mediane della DSi in Ticino, Adda, Trebbia, Taro, Enza e Secchia non sono significativamente diverse (valori compresi tra 1300 e 1670 $\mu\text{g Si L}^{-1}$) e anche la variabilità è confrontabile (Figura 28). Si discostano in modo netto l'Agogna (mediana = 3400 $\mu\text{g Si L}^{-1}$), che ha un bacino per il 70% occupato da risaie, ambienti che possono contribuire in modo significativo alla mobilizzazione del silicio (Viaroli et al., 2013b), e il Lambro (mediana = 2600 $\mu\text{g Si L}^{-1}$). Nei corsi d'acqua collocati nella sinistra idrografica del fiume Po, la DSi (80%) è risultata mediamente superiore alla BSi, mentre in

quelli in destra, la DSi è dominante in condizioni di portata ordinaria e la BSi nel corso delle piene (Figura 29).

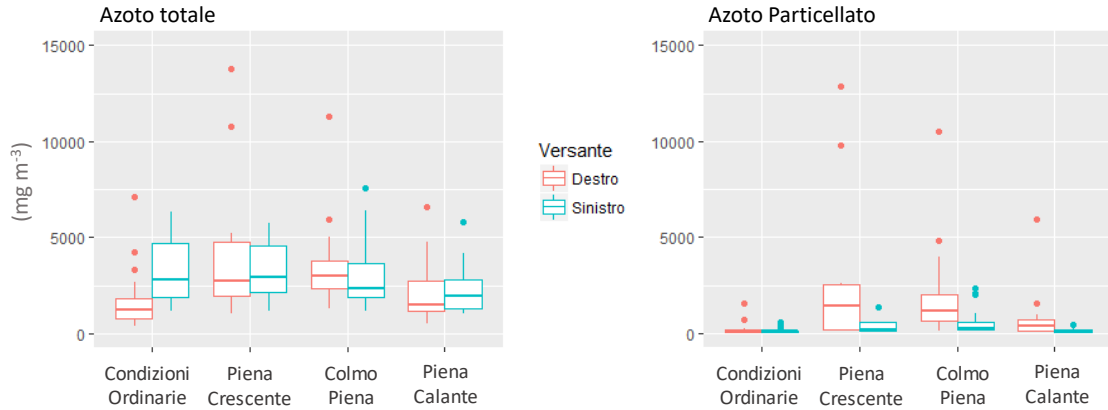


Figura 27 - Distribuzione delle concentrazioni di azoto totale e particellato in relazione alla portata. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

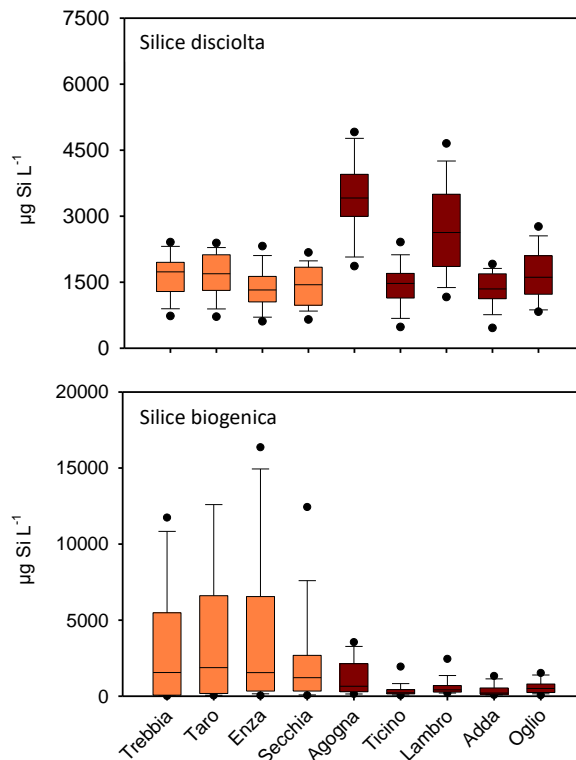


Figura 28 – Distribuzione delle concentrazioni della silice reattiva disciolta (DSi) e particellata (BSi) nei fiumi presi in esame nel corso del progetto. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Le concentrazioni di DSi non sembrano essere influenzate dalle variazioni di portata. Al contrario, la BSi è più elevata in condizioni di piena nei fiumi nel versante alpino e, soprattutto, in quelli nel versante appenninico.

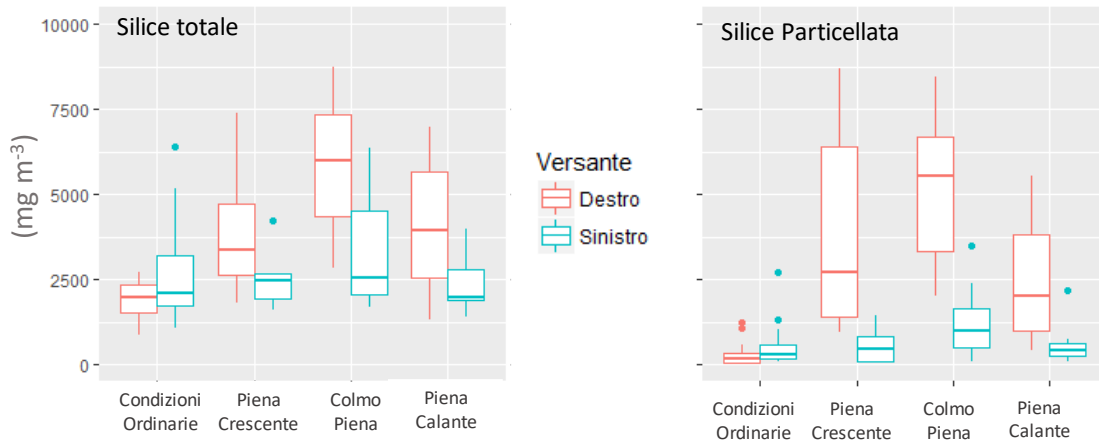


Figura 29 – Distribuzione delle concentrazioni di silice totale e silice particellata in relazione alle portate nel versante alpino e in quello appenninico. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, la linea all'interno la mediana (linea nera), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile.

Ripartizione del carico tra le tre aree analizzate

Le tre aree considerate rappresentano l'83% della superficie del bacino del Po (41% dal bacino piemontese, il 34% dai quattro tributari lombardi e solo l'8% dai quattro sottobacini emiliani, Tabella 3) e contribuiscono in modo molto diversificato ai carichi che arrivano al fiume Po (Tabella 4 e Figura 30). Il carico idraulico proviene per oltre il 50% dai bacini lombardi e, in misura minore, dalla più vasta area piemontese, mentre risulta quasi trascurabile il contributo del versante emiliano. Parimenti, i carichi delle forme disciolte di azoto e fosforo provengono per la maggior parte dal versante lombardo. I carichi della silice reattiva disciolta sono generati in egual misura dalle aree lombarda e piemontese, mentre risultano marginali i contributi del versante emiliano. La situazione si inverte per il fosforo totale (TP) che vede un contributo prevalente del versante emiliano (Figura 30) dove, per effetto del trasporto solido, diventa dominante la frazione particellata in sospensione.

Il carico idraulico proviene per oltre il 50% dai bacini lombardi e, in misura minore, dalla più vasta area piemontese, mentre risulta quasi trascurabile il contributo del versante emiliano. Parimenti, i carichi delle forme disciolte di azoto e fosforo provengono per la

maggior parte dal versante lombardo. I carichi della silice reattiva disciolta sono generati in egual misura dalle aree lombarda e piemontese, mentre risultano marginali i contributi del versante emiliano. La situazione si inverte per il fosforo totale (TP) che vede un contributo prevalente del versante emiliano (Figura 30) dove, per effetto del trasporto solido, diventa dominante la frazione particellata in sospensione.

Tabella 3 - Ripartizione delle superfici nelle tre principali aree considerate in questo studio. Il bacino piemontese include parte della Liguria e la Valle d'Aosta; il bacino lombardo non include Mincio e Agogna e comprende parte del Trentino (alto Chiese)

bacino	superficie	
	km ²	frazione rispetto all'intero bacino (%)
piemontese (P)	30220	41
lombardo (L)	25252	34
emiliano (E)	6098	8
totale (P+L+E)	61750	83

Tabella 4 - Ripartizione (%) dei carichi che sono sversati in Po tra le tre principali aree identificate in Tabella 26. Q = carico idraulico; TDP = fosforo totale disciolto; TP = fosforo totale; TDN=azoto totale disciolto; PN=azoto particellato; TN=azoto totale; DSi = silice reattiva disciolta; TSi = silice totale.

	Q	TDP	TP	TDN	TN	DSi	TSi
Lombardia	52	66	23	56	51	46	32
Piemonte	40	30	37	39	40	45	50
Emilia-Romagna	8	4	40	5	9	9	18

Controllo idrologico dei carichi e della loro composizione

Con riferimento alle condizioni idrologiche, la vicenda annuale dei corsi d'acqua è stata suddivisa in due fasi principali: deflussi ordinari (di base) e portate di piena (Figura 31; Tabella 5). I carichi dei nutrienti cambiano in funzione del regime idrologico, in particolare dell'intensità e della frequenza degli eventi di piena, che sono a loro volta correlati agli effetti delle deposizioni umide su ruscellamento e trasporto superficiale dei nutrienti dai suoli e dalle fonti di generazione. Le portate degli affluenti nella destra idrografica

dipendono direttamente dalle deposizioni atmosferiche, per cui questi corsi d'acqua tendono ad avere un regime idrologico impulsivo, con marcata intermittenza. Il trasporto solido generalmente aumenta durante le piene, soprattutto in occasione di piogge particolarmente intense durante le quali si instaurano fenomeni di *runoff* e risospensione dei sedimenti depositati nel letto del fiume. In questa fase i corsi d'acqua hanno una scarsa capacità di ritenzione e ciò favorisce un aumento del carico solido in sospensione. Questi fenomeni si instaurano prevalentemente negli affluenti di destra ed in misura minore nel bacino piemontese, dove si verificano piene lampo (*flash flood*) con aumento di portate e concentrazioni di materiale in sospensione in tempi brevi (dell'ordine di poche ore).

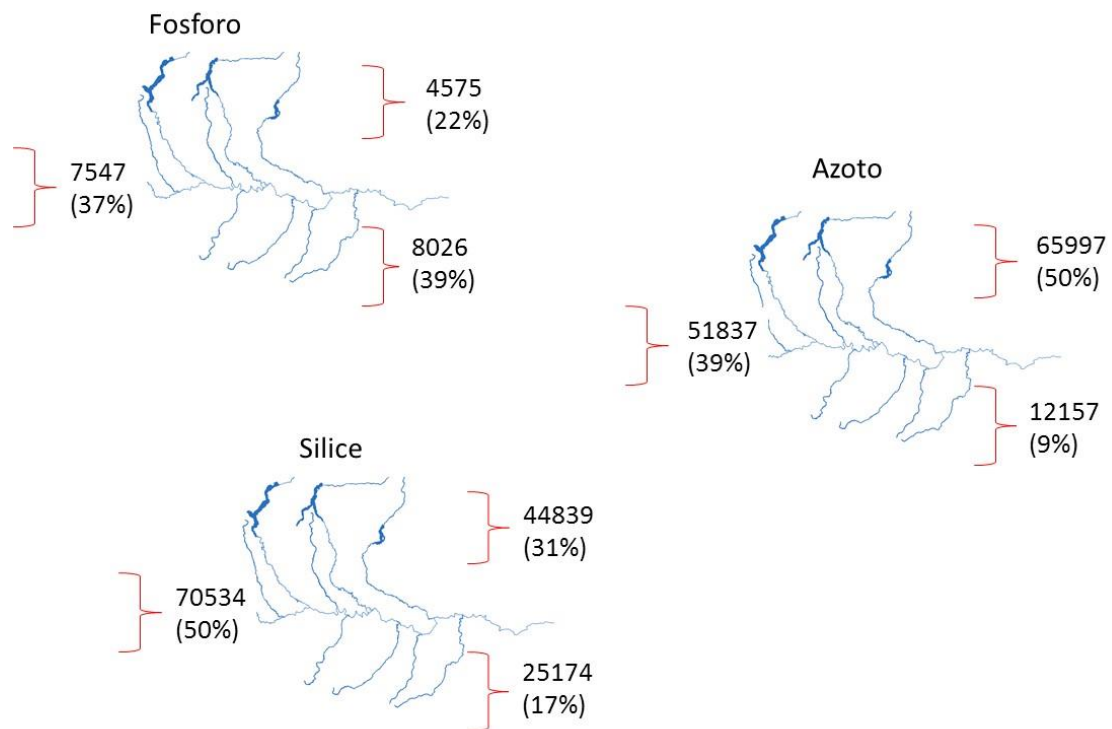


Figura 30 - Ripartizione dei carichi di fosforo totale, azoto totale e silice totale veicolati in Po dalle tre principali aree identificate in Tabella 3. Il carico è espresso come $t \text{ anno}^{-1}$. In parentesi il contributo percentuale del sottobacino.

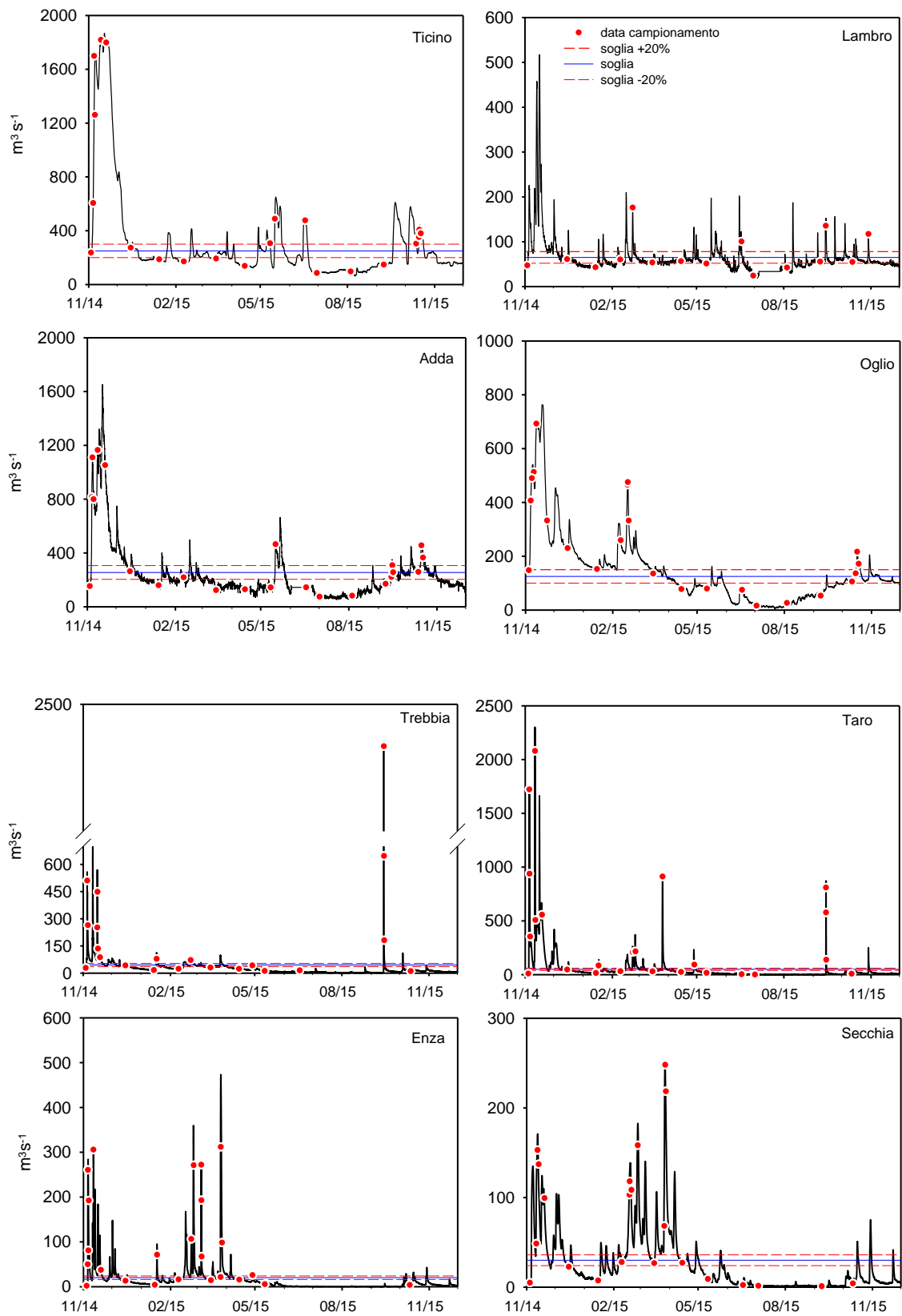


Figura 31 - Idrogrammi degli otto affluenti campionati. Sono evidenziate la distribuzione dei campionamenti e le soglie che separano le condizioni ordinarie dalle piene.

I corsi d'acqua della sinistra idrografica sono emissari dei laghi profondi sub-alpini, per cui sono soggetti ad un forte controllo idrologico. Si assiste quindi alla laminazione delle piene di monte e i fiumi emissari hanno concentrazioni di materiale particellato nettamente inferiori a quelle riscontrabili nei bacini nella destra idrografica (Figura 23). Queste differenze influenzano il trasporto dei nutrienti con effetti che dipendono dalle caratteristiche del ciclo biogeochimico degli elementi e si riflettono non solo sulla quantità, ma anche sulla qualità del carico esportato.

Le forme inorganiche dell'azoto sono altamente solubili e il trasporto dell'azoto avviene soprattutto in fase disciolta, prevalentemente nella forma nitrica. Le forme disciolte dell'azoto hanno una relazione inversa con la portata, con un andamento iperbolico che denota l'insorgenza di processi di diluizione (Figura 32). Per portate superiori a determinate soglie, la concentrazione tende ad essere costante per cui, in quelle condizioni, il carico dipenderà prevalentemente dalla portata.

Tabella 5 – Statistiche descrittive dei valori di portata misurati nel periodo 01/11/2014-31/10/2015. I dati di portata sono riportati come medie orarie ed espressi in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$.

	media	dev.st	min	25%	mediana	75%	max
<i>Fiume Po</i>							
Isola S. Antonio	588	537	44	317	481	708	4996
<i>Fiumi in sinistra idrografica (Alpini)</i>							
Ticino	314	361	63	143	197	293	1869
Lambro	65	42	18	48	56	65	517
Adda	238	207	51	140	183	256	1653
Oglio	142	129	6	58	110	174	765
<i>Fiumi in destra idrografica (Appenninici)</i>							
Trebbia	28	60	0	6	19	36	2493
Taro	50	129	0	4	18	41	2301
Enza	16	35	0	0	7	18	473
Secchia	26	35	1	2	13	35	251

Diversamente dall'azoto, il fosforo ha un ciclo prevalentemente sedimentario e la composizione del carico totale è data essenzialmente da quattro frazioni: disciolta, particellata organica, particellata minerale labile, e particellata minerale refrattaria (Reynolds & Davies 2001). I risultati evidenziano una forte dipendenza della concentrazione del fosforo totale da quella dei solidi sospesi nelle fasi di piena a dimostrazione che, nella colonna d'acqua, il trasporto del fosforo è regolato soprattutto dalla fase solida in

sospensione. Mediamente nei sistemi indagati il fosforo particellato trasportato dalle piene corrisponde all'80% circa del carico totale, valore che non si discosta da quelli trovati in letteratura (Jensen et al., 2006; Ballantine et al., 2008; Ruttenberg, 2014).

Mediamente nei bacini appenninici in destra idrografica gli eventi di piena veicolano oltre il 95% del carico totale di P e circa l'80% di quello dell'azoto (Figura 33). Complessivamente, tali eventi hanno una durata media compresa tra 50 e 100 giorni, corrispondente ad una frazione di anno pari a circa il 13-30% del tempo totale. Quindi la maggior parte del carico viene rilasciata in tempi relativamente brevi e in modo intermittente. Nei bacini alpini, le piene contribuiscono alla formazione del 60% del carico totale di P e al 53% del carico totale di N.

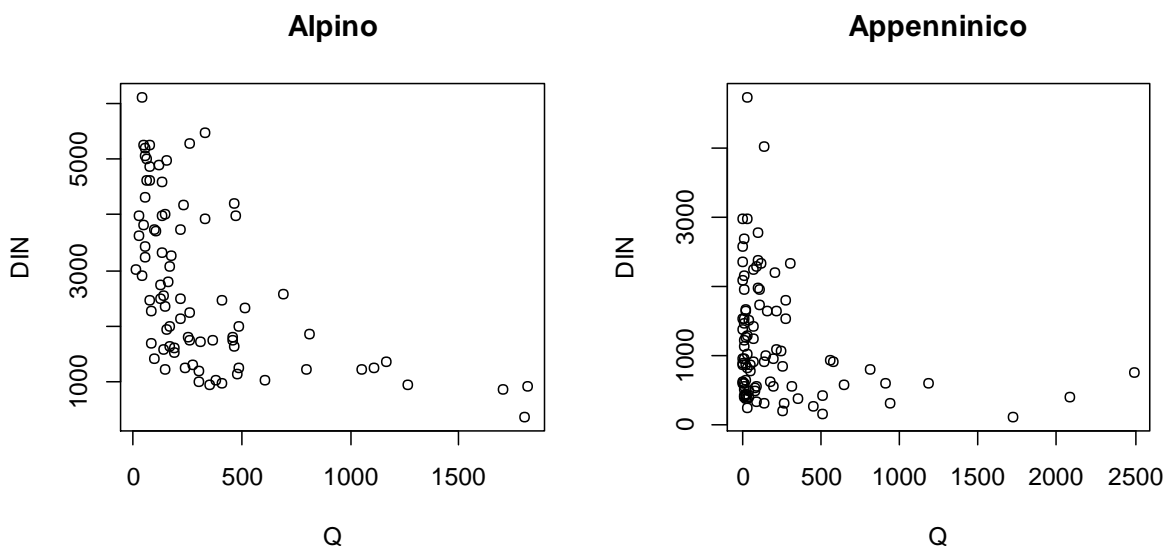


Figura 32 - Relazione tra portata (Q ; $m^3 s^{-1}$) e concentrazione dell'azoto inorganico disciolto (DIN; $\mu g N L^{-1}$) negli affluenti situati nei versanti alpino e appenninico. Si noti la differenza di scala.

Il carico dei bacini lombardi è maggiormente biodisponibile, essendo composto prevalentemente da forme disciolte o particellate labili. Il carico dell'azoto veicolato dall'area alpina è costituito per oltre il 90% da forme disciolte, in particolare da quella nitrica, ovvero è facilmente biodisponibile (Figura 33). Solo i bacini dell'area emiliana hanno una componente particellata dell'azoto significativa (circa il 50% del totale), che

contribuisce però in modo marginale alla formazione del carico complessivo a Pontelagoscuro.

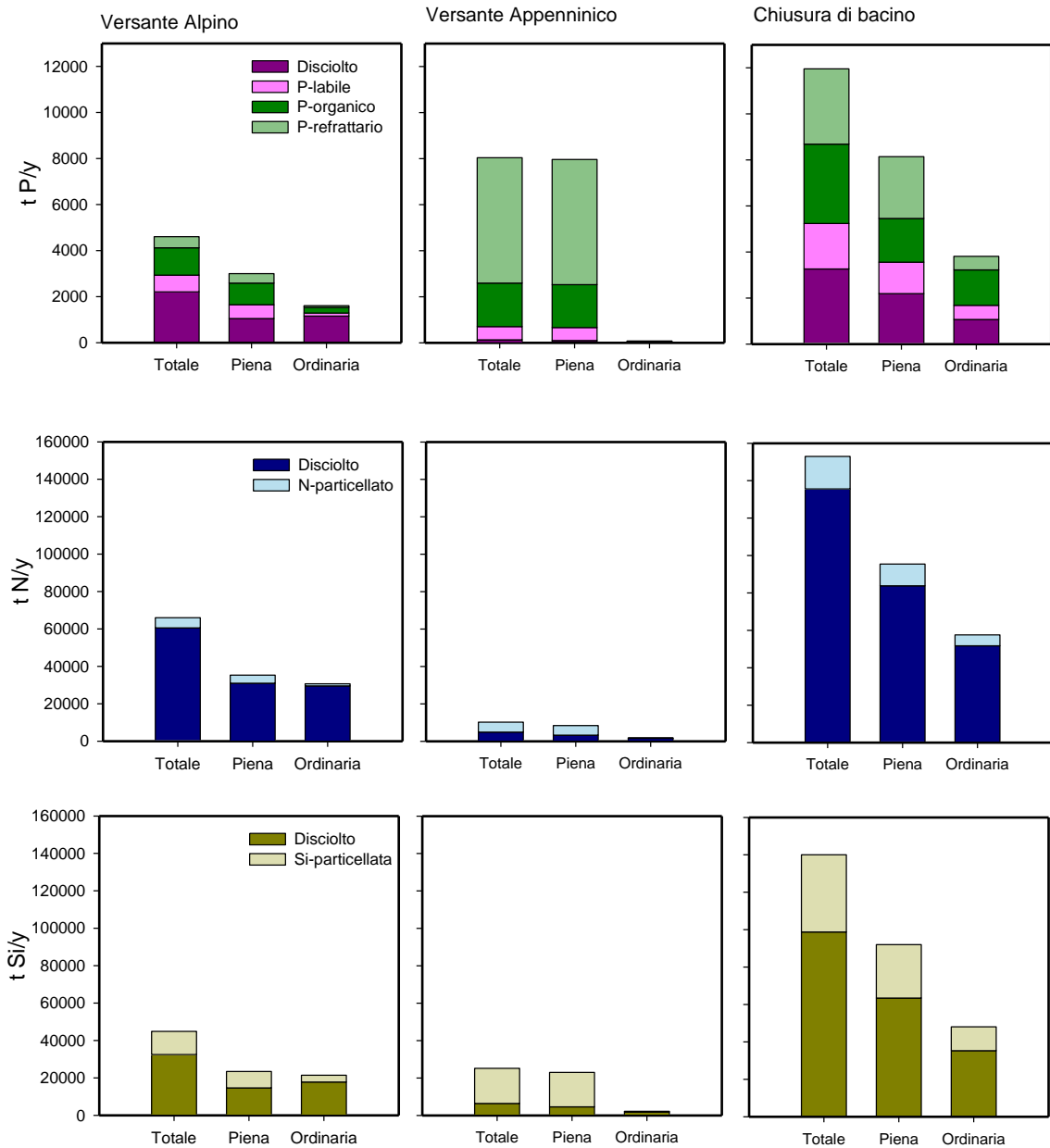


Figura 33 - Carico totale di fosforo, azoto e silice veicolato dagli immissari situati nel versante alpino e appenninico e transitati dalla stazione di Pontelagoscuro in relazione alla biodisponibilità. Per maggiori dettagli sulla composizione delle classi si veda il testo. Notare la differenza in scala.

Il carico di fosforo veicolato dall'area appenninica e piemontese è costituito per circa il 90% da P particellato, mentre la componente disciolta acquista maggior importanza nei bacini alpini dove incide in media per il 50%. La speciazione del P particellato fornisce inoltre utili

informazioni sulla biodisponibilità potenziale del P per i produttori primari nei sistemi ricettori (Lin et al., 2013). In media circa il 58% del fosforo particellato è costituito dai pool legati al calcio che proviene per il ~90% dagli affluenti di destra, in particolare dai fiumi Taro e Trebbia. Le forme più labili e quindi più reattive (P scambiabile e P legato al ferro) rappresentano solo il 13% del P particellato e il contributo maggiore deriva dalla sinistra idrografica (66%), in particolare dal fiume Lambro.

La speciazione del P è influenzata anche dal regime idrologico: in condizioni di piena prevalgono le forme refrattarie, mentre in regime ordinario predomina la frazione organica. Con portate ordinarie il maggior contributo delle forme organiche potrebbe derivare dalla produzione primaria e dalla risospensione di materiale depositato nel letto dei fiumi (Pacini & Gachter 1999). Durante le piene il materiale trasportato dai corsi d'acqua maggiormente regolati è costituito probabilmente da particelle fini (ossidi ed idrossidi di metalli e cationi) caratterizzate da una maggiore superficie di adsorbimento rispetto alla sostanza organica (Pacini & Gachter, 1999; Huijun et al., 2010). La restante quota del P particellato è costituita dalla frazione organica, una forma potenzialmente biodisponibile solo in seguito a mineralizzazione (Andrieux-Loyer & Aminot, 2001), ma che può rappresentare un'ulteriore fonte di fosforo in corsi d'acqua caratterizzati da minor velocità della corrente e maggior tempo di ritenzione del materiale particellato (Bowes et al., 2003; House, 2003). Nei corsi d'acqua appenninici e nel Po piemontese, dove si formano piene lampo, il materiale trasportato proviene presumibilmente dal bacino scolante attraverso fenomeni di erosione del suolo (Ballantine et al., 2008, Pacini & Gachter, 1999). In queste condizioni la velocità della corrente non permette alle particelle di maggiori dimensioni e densità di sedimentare o al P legato ad esse di essere convertito nella forma disciolta, per cui il P viene facilmente trasportato verso valle (Fraser, 1999). In termini di reattività si può dunque ritenere che la maggior parte del fosforo particellato proveniente dalle piene che si formano nel bacino emiliano (destra idrografica), e in parte da quello piemontese, sia non bio-disponibile, mentre gli affluenti lombardi apportano una consistente quantità di P inorganico particellato in forme che possono essere facilmente rilasciate in soluzione.

La silice segue un andamento simile a quello del fosforo ed è rilasciata prevalentemente in forma disciolta dai bacini lombardi e in forma particellata da quelli emiliani e dal bacino piemontese.

Stechiometria ecologica di N, P e Si

Il diverso comportamento di N, P e Si in relazione alle condizioni idrologiche e alle pressioni antropiche ha effetti anche sul rapporto stechiometrico tra i tre elementi (Tabella 6). Avendo come riferimento il rapporto di Redfield (1963) che assume una crescita ottimale del fitoplancton quando C:N:Si:P = 106:16:16:1, si possono valutare eventuali scostamenti da condizioni di crescita favorevoli al fitoplancton, piuttosto che alle macroalghe nitrofile. Nei corsi d'acqua considerati, il rapporto N:P denota una netta limitazione potenziale da fosforo, mentre durante gli eventi di piena si assiste ad un incremento del contenuto di P rispetto all'azoto e alla silice, ma comunque in modo non sufficiente da compensare la limitazione da P. In aggiunta, nel corso delle piene l'incremento del P è dovuto a forme prevalentemente refrattarie, per cui la tendenza al bilanciamento del rapporto stechiometrico è solo apparente. Come già visto nei precedenti paragrafi, durante gli eventi di piena la maggior parte del fosforo totale è infatti in forma particellata e ciò può limitare la reale disponibilità dell'elemento (Giordani et al., 2010). Se si considerano solo le frazioni disciolte più facilmente disponibili il rapporto N:P risulta ancora più elevato, soprattutto in destra idrografica e a Isola S. Antonio. Anche in questo caso è stata osservata una modesta e apparente diminuzione del rapporto TDN:TDP durante gli eventi di piena. Il rapporto TDN:DSi è sbilanciato a favore dell'azoto, in quanto è mediamente compreso tra 1.5 e 3.

Tabella 6 – Rapporti stechiometrici medi misurati nel Po a Pontelagoscuro e Isola S. Antonio e nei versanti alpino e appenninico in occasione degli eventi di piena e di condizioni ordinarie di portata. Legenda: ORD = portate ordinarie, PIE = portate di piena; Destra = media affluenti di destra; Sinistra = media affluenti di sinistra.

		TDN:TDP	TDN:DSi	TDP:DSi	PN:PP	PN:BSi	PP:BSi	TN:TP	TN:TSi	TP:TSi
Destra	ORD	148.37	1.51	0.01	8.22	1.22	0.16	73.74	1.47	0.02
	PIE	87.02	2.38	0.03	1.79	0.35	0.16	5.41	0.98	0.13
Sinistra	ORD	96.49	2.97	0.03	6.08	0.70	0.12	62.29	2.83	0.04
	PIE	87.82	3.00	0.03	4.49	0.81	0.16	31.44	2.56	0.07

Pressioni antropiche e formazione dei carichi di N, P e Si

Le concentrazioni di TDN e TDP misurate nel tratto terminale dei 9 bacini studiati possono essere descritte da una combinazione lineare tra densità delle popolazioni umana e animale (Figura 34) secondo le equazioni riportate di seguito:

$$\text{Log}_{10}\text{TDN} = 2.861 + (0.00384 * \text{UBA}) + (0.000510 * \text{Pop})$$

$$R^2 = 0.62, p < 0.001$$

$$\text{Log}_{10}\text{TDP} = 1.045 + (0.00421 * \text{UBA}) + (0.00102 * \text{Pop})$$

$$R^2 = 0.54, p < 0.001$$

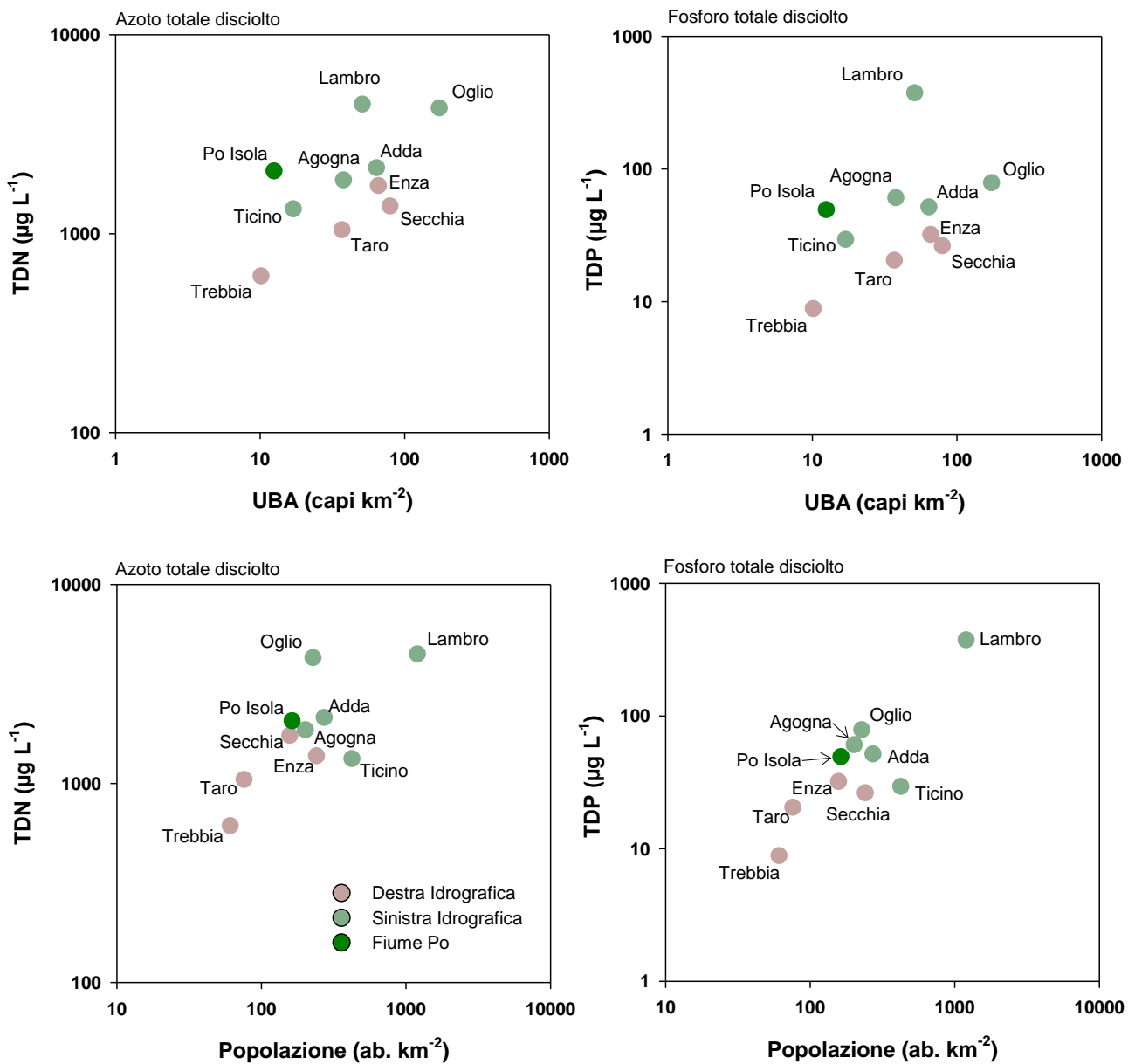


Figura 34 - Relazione tra unità di bestiame adulto (UBA km⁻² di bacino) e densità di popolazione e concentrazione di azoto totale disciolto (TDN) e fosforo totale disciolto (TDP) nei 9 tributari del fiume Po e

nel sottobacino piemontese del Po chiuso a Isola S. Antonio. Sono riportate le mediane delle concentrazioni misurate nell'intero periodo monitorato.

Le concentrazioni di TDN sono inoltre correlate all'uso del suolo dei bacini, in particolare con la percentuale di area destinata all'agricoltura: ad un aumento delle superfici agricole corrisponde un incremento delle concentrazioni medie dell'azoto disciolto misurate nelle stazioni di chiusura dei diversi bacini (Figura 35).

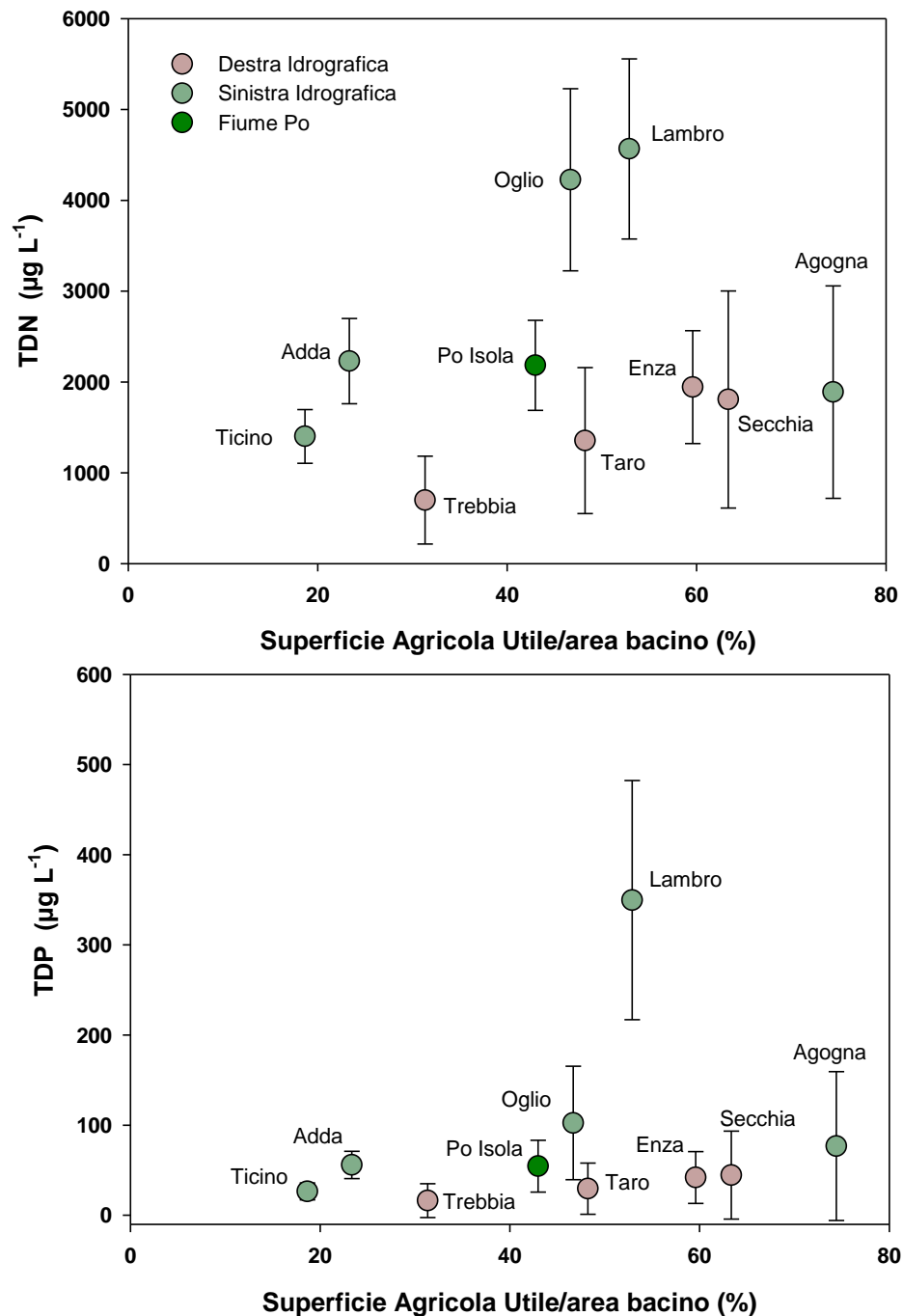


Figura 35 - Relazione tra percentuale di superficie del bacino destinata all'agricoltura e concentrazioni medie di azoto totale disciolto (TDN) e fosforo totale disciolto (TDP) nei 9 tributari del fiume Po considerati in questo studio.

Nonostante l'elevata variabilità nelle concentrazioni dovuta all'ampio intervallo di condizioni climatiche, idrologiche e biologiche, è evidente come i nove tributari del Po si separino in due gruppi: a parità di percentuale di area agricola, i bacini alpini presentano concentrazioni maggiori rispetto a quelli appenninici.

Questa differenza è imputabile verosimilmente alla diversa ripartizione colturale della SAU, ovvero alla prevalenza sulla sponda lombarda di colture particolarmente azoto-esigenti come il mais o di altri cereali comunque soggetti a fertilizzazione azotata, rispetto alla sponda emiliana dove dominano le foraggere, in particolare quelle naturalmente azoto-fissatrici come l'erba medica (si veda il capitolo 1). Il posizionamento nel grafico di Figura 35 dell'Agogna può essere ascritto allo sviluppo della coltura del riso che occupa circa il 70% della SAU. Nelle risaie, soggette a sommersione per diversi mesi l'anno, si hanno infatti intensi processi di denitrificazione che determinano una perdita netta di azoto dal sistema. All'aumento della percentuale di SAU non si registra un corrispondente aumento delle concentrazioni di TDP (Figura 35). Il Lambro si discosta nettamente dalla tendenza generale degli altri bacini: in questo caso l'elevata concentrazione di TDP è ascrivibile alle pressioni dell'area metropolitana di Milano e di parte delle aree urbanizzate della Brianza.

Considerazioni di sintesi e prospettive future

I dati di qualità delle acque e dei carichi evidenziano differenze significative tra sottobacini, con la possibilità di individuare un gradiente di condizioni che apre diversi scenari per la pianificazione di bacino. Escludiamo da questa valutazione l'area piemontese per un fattore di scala, in quanto non si tratta di un singolo sottobacino ma di un complesso di sottobacini dello stesso ordine gerarchico di quelli considerati in questo studio. Si possono pertanto distinguere bacini a basso e ad alto carico e, all'interno di questi due gruppi, bacini con diversa qualità delle acque e diverso impatto sul fiume Po (Tabella 7).

Ad esempio, Trebbia e Ticino hanno qualità delle acque elevata, in particolare il Trebbia, con un basso tenore sia di TDP che di TDN. Il Trebbia ha anche un basso carico idraulico, da cui un impatto marginale sul bacino del Po. Il Ticino, pur avendo una buona qualità delle

acque, ha portate molto elevate e dunque complessivamente incide sulla qualità e sui carichi del Po. Nel Trebbia si possono però presentare impatti a livello locale, ad esempio contaminazione delle acque nel periodo estivo, quando viene meno la diluizione naturale degli scarichi dei depuratori.

Tabella 7 - Classificazione dei sottobacini considerati in questo studio in relazione alle possibili criticità che si presentano a diverse scale spaziali, dal livello locale a quello di bacino.

CARICO	QUALITÀ	
	alta	bassa
Basso	Trebbia>Taro	>Enza>Secchia
Elevato	Ticino>Adda	>Oglio>Lambro

Il Lambro ha portate più elevate dei corsi d'acqua emiliani, ma mediamente più basse di quelli degli altri tributari lombardi. La qualità delle acque è però scadente, con concentrazioni sempre molto elevate di azoto ammoniacale e nitrico e di fosforo reattivo solubile. Questo sottobacino ha dunque una duplice criticità, a livello locale e per l'impatto che esercita sul Po. L'Oglio, pur avendo acque di qualità migliore, presenta un annoso problema di contaminazione da nitrati con impatti sia locali che a scala dell'intero bacino del Po. Da questa analisi, risulta evidente che si pongono priorità di intervento a due scale spaziali distinte e con diverse implicazioni per la pianificazione e le competenze amministrative. Problemi specifici si possono presentare in singoli sottobacini, ad esempio nel bacino del Lambro a causa dell'impatto dell'area urbana di Milano e, localmente, nei corsi d'acqua appenninici nel periodo estivo quando si possono presentare concentrazioni di fosforo molto elevate dovute a condizioni di magra o di secca per cui si perde la naturale capacità di diluizione degli scarichi dei depuratori.

L'andamento della qualità nei bacini analizzati si rispecchia con le variazioni dei principali determinanti. Questo livello di conoscenza dovrà tuttavia essere costantemente aggiornato per valutare le tendenze temporali e gli effetti delle misure adottate. Soprattutto sono

richieste analisi più approfondite per comprendere le relazioni tra le pressioni, lo stato di qualità delle acque e il funzionamento dei sistemi fluviali. Come riportato nel capitolo precedente resta aperto il problema di individuare e valutare in modo quantitativo le pressioni in termini di carichi generati e di analizzare a livello di bacino idrografico le relazioni tra pressioni antropiche, qualità delle acque e carichi esportati. Questa analisi contribuirebbe a comprendere il contributo delle differenti pressioni sulla qualità delle acque e di individuare i fattori che regolano la capacità dei bacini di trattenere e metabolizzare i carichi generati dalle pressioni antropiche.

Il carico esportato dai sottobacini e le concentrazioni di N, P e Si dipendono anche dalle condizioni idrologiche ed evidenziano variazioni intra-annuali significative. Per una corretta valutazione del contributo dei sottobacini del Po al carico transitato a Pontelagoscuro e dei fattori che concorrono alla sua formazione appare opportuno dare continuità a queste indagini. Questo lavoro, infatti ha preso in considerazione solo un anno idrologico e una porzione limitata seppur rappresentativa del bacino del fiume Po. Sarebbe auspicabile una continuazione di queste ricerche per valutare la valenza generale dei risultati e prevedere cambiamenti indotti dalle modificazioni idrologiche sulla qualità delle acque e sul rischio di eutrofizzazione. L'intermittenza è infatti accentuata dalle profonde alterazioni idro-morfologiche e dallo sfruttamento delle risorse idriche mentre il cambiamento climatico sta inducendo una spiccata intermittenza, caratterizzata da magre prolungate e da frequenti fasi di secca, seguiti da piene lampo. Nel bacino del Po si rileva un aumento dell'intensità dei singoli eventi piovosi, accompagnata da una riduzione complessiva del numero di eventi (Saidi et al., 2014), col risultato di una riduzione di circa il 20% della deposizione umida nell'ultimo trentennio (Tibaldi et al., 2010).

Si tratta quindi di un aspetto rilevante che è però scarsamente considerato nei piani di monitoraggio. Questo obiettivo potrebbe in parte essere raggiunto aggiornando i piani di campionamento istituzionali, intensificando ad esempio i prelievi durante gli eventi di piena. Questo aggiornamento potrebbe riguardare in un primo tempo le stazioni di chiusura dei principali fiumi immissari del Po.

Variazioni significative del regime idrologico fluviale, sia come entità che durata e frequenza degli eventi estremi, hanno effetti rilevanti anche sulla disponibilità relativa degli elementi, con ripercussioni a cascata sugli ecosistemi di transizione e marini costieri

adiacenti. Questo aspetto è di particolare importanza in quanto oltre al carico totale dei singoli nutrienti, i loro rapporti stechiometrici sono considerati un fattore chiave nel regolare la crescita e la struttura delle comunità dei produttori primari, con possibili implicazioni anche per la struttura ed il funzionamento degli ecosistemi acquatici (Billen & Garnier, 2007; Howarth et al., 2011; Romero et al., 2012). Nelle zone marina costiera e di transizione, in particolare, l'arricchimento in azoto potrebbe favorire la crescita di macroalghe nitrofile (Viaroli et al., 2008), mentre l'eccesso di fosforo potrebbe stimolare fioriture di alghe tossiche (Billen & Garnier, 2007). Lo sbilanciamento del rapporto N:P:Si è stato anche annoverato tra le possibili cause dell'abnorme sviluppo di mucillagine nella zona marina-costiera del delta del Po e della Romagna (Fajon et al., 1999; Graneli et al., 1999). Si tratta di un aspetto rilevante che è di difficile interpretazione in quanto i piani di monitoraggio non considerano il silicio un elemento da analizzare.

4. QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO

Riassunto

I profondi cambiamenti avvenuti tra gli anni '60 e '80 nell'uso del suolo e nell'incidenza delle pressioni nel bacino del Po hanno avuto come conseguenza un incremento significativo dell'immissione di azoto e fosforo nel sistema agricolo, che si è tradotto in un conseguente aumento dei carichi di nutrienti in forma reattiva trasferiti al fiume e dal fiume all'Alto Adriatico.

Mentre l'aumento del carico di fosforo transitante a Pontelagoscuro coincide con quello delle pressioni, l'aumento dei carichi azotati ha seguito di circa 20 anni il picco del surplus generato nel bacino: tale ritardo è imputabile ad una sorta di corto circuito del ciclo dell'azoto, che dapprima si accumula negli acquiferi sotterranei per poi ritornare nei corsi d'acqua dalle acque di falda. Dalla metà degli anni '80 in poi, il carico di fosforo reattivo solubile ha subito una graduale diminuzione raggiungendo valori di poco superiori a quelli della fine degli anni '60 mentre i carichi di azoto sono rimasti relativamente costanti.

Le variazioni inter-annuali dei carichi dell'azoto, prevalentemente in forma di nitrato, hanno presentato ampie fluttuazioni che sono in parte spiegabili con la variabilità idrologica. L'analisi dei carichi di silice, seppur basata su una serie storica più frammentata, ha evidenziato una forte variazione inter-annuale legata alla variabilità dei deflussi.

Di particolare interesse risulta la lettura dell'evoluzione storica dei carichi adottando i criteri della stechiometria ecologica che tiene conto del rapporto tra gli elementi: il rapporto atomico DSi:DIN dei carichi annuali, bilanciato negli anni '60 tende a diminuire in modo drastico negli ultimi due decenni, parallelamente il rapporto atomico DIN:SRP tende ad aumentare, evidenziando come il mare Adriatico riceva acque fluviali ricche di azoto reattivo e sempre più povere delle forme reattive disciolte di fosforo e silice.

Le variazioni entro anno dei carichi hanno presentato una certa regolarità, caratterizzata da una netta diminuzione nei mesi estivi, soprattutto delle forme reattive di azoto e fosforo. Negli anni secchi, tra giugno e settembre, i carichi delle forme inorganiche disciolte e prontamente assimilabili dai produttori primari si sono ridotti in modo significativo, mentre negli anni piovosi la maggior parte del carico è veicolata dalle piene e la carenza estiva delle forme reattive di P e N permane, anche se in modo più attenuato.

Premessa

In questo capitolo sono presentati i dati relativi a due ricerche che hanno avuto l'obiettivo di valutare entità e composizione dei carichi che transitano nella sezione di Pontelagoscuro e che hanno un impatto diretto sul sistema deltizio e sull'area marina antistante. La valutazione dell'evoluzione temporale dei carichi di azoto e fosforo transitati nella sezione di chiusura del Po a Pontelagoscuro copre un periodo che va dal 1968 al 2016. La copertura del periodo è continuativa soltanto per il fosforo reattivo solubile (SRP) e per l'azoto inorganico disciolto (DIN), mentre i dati di fosforo totale sono disponibili solo a partire dal 1987. I dati dei carichi misurati nella sezione di chiusura bacino saranno quindi analizzati in relazione ai dati dei carichi generati e sversati (surplus) dai settori agro-zootecnico e civile. In considerazione della consistenza delle serie temporali dei dati, saranno utilizzati solo DIN e SRP che sono disponibili per l'intero arco di tempo considerato. Per due periodi limitati di tempo (2003-2007 e 2014-2015) viene proposta l'analisi dell'impatto delle piene sulla formazione dei carichi di N, P e Si.

Risultati

Valutazione dell'evoluzione temporale dei carichi di azoto, fosforo e silice transitati nella sezione di chiusura del Po a Pontelagoscuro dal 1968 al 2016.

Come tendenza generale i carichi di DIN, costituito per oltre il 90% da azoto nitrico, raddoppiano tra il 1970 il 1980, quando passano da ~50000 a ~100000 t N y^{-1} (Figura 36). Dopo una fase stazionaria, alla metà degli anni 90 raggiungono valori da 3 a 4 volte più elevati, con un picco di ~200000 t N $anno^{-1}$. L'aumento dei carichi segue di circa 20 anni la crescita e il picco del surplus di azoto generato nel bacino del Po che proviene per circa il 75% dal settore agro-zootecnico e per la restante quota dai reflui civili (Capitolo 2). Tale ritardo può essere spiegato con una sorta di corto circuito del ciclo dell'azoto che, in un primo tempo, si accumula negli acquiferi sotterranei per poi ritornare dalla falda nei corsi d'acqua (Bartoli et al., 2012). Dal 2000 in poi, il carico del DIN va incontro ad una certa diminuzione, sia pure con ampie fluttuazioni.

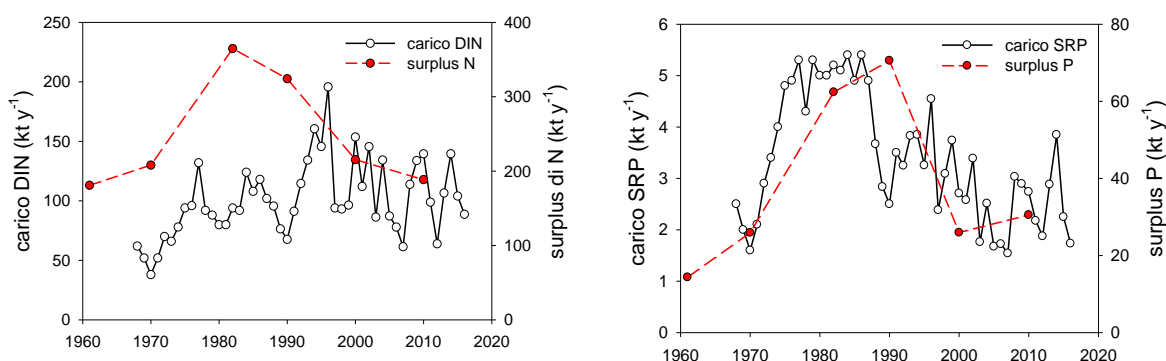


Figura 36 - Variazioni temporali dei carichi di DIN transitati nella sezione del Po di Pontelagoscuro dal 1968 al 2016 e del surplus di azoto (carico potenziale sversato) generato nel bacino del Po dal 1960 al 2010 (sinistra) e variazioni temporali dei carichi di SRP transitati nella sezione del Po di Pontelagoscuro dal 1968 al 2016 e del surplus di fosforo (carico potenziale sversato) generato nel bacino del Po dal 1960 al 2010.

Il fosforo reattivo solubile (SRP), ovvero l'insieme delle forme inorganiche disciolte e assimilabili del P, presenta invece una drammatica impennata dalla fine degli anni '60 alla metà degli anni '70, quando passa da circa ~ 2000 t P anno⁻¹ a oltre ~ 5000 t P anno⁻¹ (Figura 36). In questo caso, l'aumento dell'SRP è parallelo a quello del surplus del P, ovvero alla quota di P che è generata nel bacino e che può potenzialmente raggiungere i corsi d'acqua. Dalla metà degli anni '80 in poi, il carico di SRP diminuisce raggiungendo valori di poco superiori a quelli della fine degli anni '60.

Le variazioni inter-annuali dei carichi presentano ampie fluttuazioni che sono in parte spiegabili con la variabilità delle portate (Tabella 8).

Tabella 8 - Effetti della portata sui carichi di DIN e SRP nelle tre fasi principali dell'evoluzione temporale dei carichi nella stazione di Pontelagoscuro.

classi di portata (m ³ s ⁻¹)	DIN (t N anno ⁻¹)		
		media	deviazione standard
Q<1200	prima 1980	38000	nd
	dopo 1980	76202	10853
1200<Q<1700	prima 1980	67143	12482
	dopo 1980	107040	16014
Q>1700	prima 1980	95333	20265
	dopo 1980	142135	25102

	SRP (t P anno ⁻¹)	
	media	deviazione standard
prima 1972	1600	nd
1972-1990	2667	nd
prima 1972	2200	265
1972-1990	4724	699
prima 1972	2900	nd
1972-1990	4920	415

I carichi del DIN sono particolarmente influenzati e aumentano progressivamente al crescere della portata sia prima che dopo il 1980 (Figura 37 e Tabella 8). In tutto l'arco temporale considerato, i carichi di SRP sono influenzati solo dalle portate più basse, in concomitanza delle quali raggiungono i valori più bassi (Figura 37 e Tabella 8).

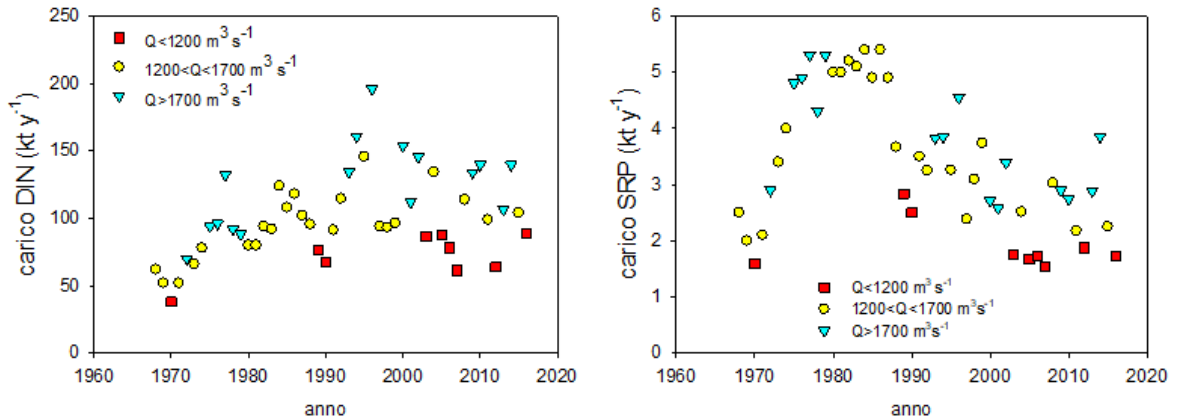


Figura 37 - Variazioni temporali dei carichi di DIN (sinistra) e SRP (destra) transitati nella sezione del Po di Pontelagoscuro dal 1968 al 2016 suddivise in tre classi di portata media annuale (Q; $Q < 1200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ - anno secco, $1200 < Q < 1700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ - anno normale, $Q > 1700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ - anno piovoso).

L'evoluzione temporale dei carichi può essere analizzata anche in termini qualitativi, adottando i criteri della stechiometria ecologica. Fino al 1990, il rapporto atomico DIN:DIP è relativamente stazionario, con un valore medio 48 ± 8 ; tra il 1990 e il 1999 è in media 77 ± 16 , per arrivare dopo il 2000 a 102 ± 16 (Figura 38). Nel tempo, il rapporto tende a scostarsi in modo netto dal valore convenzionale di Redfield, N:P=16:1, indicando una potenziale limitazione da fosforo per i vegetali acquatici. I dati relativi alla silice reattiva disciolta sono stati rilevati solo saltuariamente fino al 2003. Serie di dati annuali sono disponibili dal 2003 al 2007 e nel 2015 e 2016 (Tabella 9). Dal 1968 ad oggi si osserva una diminuzione delle concentrazioni, mentre i carichi annuali subiscono variazioni legate alla variabilità del deflusso. Di particolare interesse è la progressiva diminuzione del rapporto DSi:DIN dei carichi annuali, che è bilanciato negli anni '60 (DSi:DIN=1:1) e tende a diminuire in modo drastico negli ultimi due decenni. Il mare Adriatico riceve pertanto acque fluviali ricche di azoto reattivo e sempre più povere delle forme reattive disciolte di fosforo e silice.

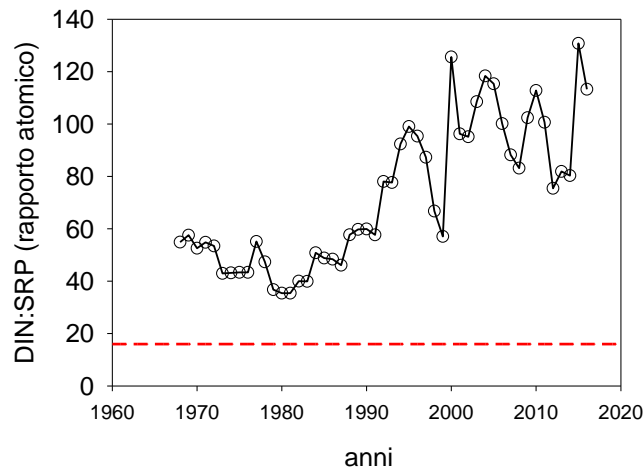


Figura 38 - Variazioni annuali del rapporto N:P nei carichi transitati nella stazione di Pontelagoscuro. La linea rossa tratteggiata indica il rapporto di Redfield N:P=16:1.

Tabella 9 - Variazioni delle concentrazioni e dei carichi della DSi dal 1968 ad oggi. I dati di DSi sono confrontati con quelli del DIN. I dati sono tratti da (1) Viaroli et al. (2013a) e (2) dalle attività sperimentali condotte nel 2014-15 e (3) nel 2016 nell'ambito del progetto RITMARE. Per i dettagli si veda la tabella 10.

anno	Q	concentrazione media		carico		DSi:DIN	rif.
		DIN	DSi	DIN	DSi		
	km ³ anno ⁻¹	g N m ⁻³	g Si m ⁻³	kt N anno ⁻¹	kt Si anno ⁻¹		
1968-70	33-52	1.2	2.7	40-63	114-134	1.06	1
1981-84	46-53	2.4	3.4	110-126	156-178	0.70	1
2004	45	3.0	3.8	134	172	0.64	1
2005-07	26-30	2.3-3.3	2.9-3.4	61-87	77-102	0.58-0.62	1
2015	40	2.6	2.0	104	81	0.39	2
2016	37	2.4	1.4	89	50	0,28	3

Incidenza delle piene nella formazione dei carichi di carichi di N, P e Si.

Il quadro dei carichi delle diverse specie azotate e del fosforo per i diversi anni considerati è riportato nella Tabella 10. In questo caso sono presentati anche i carichi annui dell'azoto totale (TN) e del fosforo totale (TP). I carichi di TN variano da 71512 a 156300 t anno⁻¹ con una netta prevalenza del DIN, in particolare i nitrati rappresentano in media l'85% del TN. I carichi di minore entità sono stati registrati dal 2005 al 2007, quando la portata annua del

fiume si è notevolmente ridotta. L'analisi della formazione dei carichi evidenzia come quello azotato non sia dipendente dagli eventi di piena, ma direttamente dal volume di acqua trasportato. Le percentuali del carico di azoto trasportato durante gli eventi di piena variano dall' 11 al 67%, e sono proporzionali all'incremento del carico idraulico. Inoltre, al carico azotato contribuiscono in misura prevalente le specie inorganiche disciolte, la cui distribuzione rivela quindi una forte stagionalità in relazione alle fasi di siccità e di piovosità e alla incidenza delle pratiche agricole (concimazione, spandimento liquami).

Tabella 10 - Valutazione dell'incidenza delle piene (Q , $10^9 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$) sulla formazione dei carichi di N (t anno^{-1}) e P (t anno^{-1}) in anni caratterizzati da differenti condizioni idrologiche. Il 2015 è riferito all'anno idrologico novembre 2014-ottobre 2015.

		Q	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	DIN	TN	SRP	TP
2003	totale	32.3	3863	81253	86244	101607	1762	5426
	ordinario	29.8	3492	75172	79655	90787	1649	4093
	piena (18 giorni)	2.6	371	6081	6589	10820	113	1333
	% piena	8	10	7	8	11	6	25
2004	totale	45.3	5695	127118	134301	156300	2512	9334
	ordinario	36.3	4257	104015	109377	122160	2082	5809
	piena (31 giorni)	9.1	1438	23102	24924	34139	429	3525
	% piena	20	25	18	19	22	17	38
2005	totale	29.7	3431	82775	87222	102786	1674	7388
	ordinario	23.8	2363	63834	66890	74691	1298	4430
	piena (37 giorni)	5.9	1068	18941	20332	28095	376	2959
	% piena	20	31	23	23	27	22	40
2006	totale	29.1	3087	73966	77942	87650	1723	6326
	ordinario	25.1	2379	64119	67196	73799	1540	4465
	piena (19 giorni)	4.0	708	9847	10747	13851	183	1861
	% piena	14	23	13	14	16	11	29
2007	totale	26.3	1564	59215	61434	71512	1542	5453
	ordinario	21.2	1159	47326	48938	54896	1234	3502
	piena (37 giorni)	5.1	406	11889	12496	16616	308	1951
	% piena	19	26	20	20	23	20	36
2015	totale	54,6	2226	116053	118279	152552	2583	11800
	ordinario	19,9	442	44154	44596	57547	850	3756
	piena (108 giorni)	34,6	1783	71899	73682	95004	1732	8043
	% piena	63	80	62	62	67	67	62

Entrambi gli studi hanno evidenziato come le concentrazioni del TP non seguano una stagionalità, ma piuttosto siano soggette a improvvise quanto rapide variazioni che si accompagnano all'aumento della portata. In particolare, le concentrazioni del TP sono dipendenti da quelle dei solidi sospesi totali a dimostrazione che il trasporto del fosforo è

regolato soprattutto dalla fase solida e che questa risente in larga misura degli eventi di piena e/o delle forti variazioni di portata. Il fosforo reattivo solubile si mantiene invece su livelli bassi e costanti e non risente in modo apprezzabile delle variazioni di portata (Naldi et al, 2010).

I carichi annuali del fosforo totale sono compresi tra 5000 e 12000 t anno⁻¹. Dal 2003 al 2007, anni caratterizzati da portate mediamente basse, le piene hanno apportato dal 25 al 40% del carico totale annuo del P; i valori più elevati sono stati registrati nel 2004 e 2005, anni più piovosi nei quali le piene fluviali hanno contribuito al 38% e al 40% del carico annuale del P. Nel 2015-16, eventi di piena prolungati e significativi hanno contribuito al 62% del carico del TP in circa un terzo del periodo di tempo considerato.

In generale, va rilevato come gli eventi di piena abbiano breve durata, vale a dire che la maggior parte del carico è rilasciata in poche settimane. Per esempio, nel 2006 il 29% del carico di fosforo totale è stato rilasciato in soli 19 giorni, mentre nel 2015-16 il 62% è stato trasportato in 108 giorni, soprattutto tra novembre e dicembre e, successivamente, tra febbraio e marzo. Nelle Figura 39 - Figura 41 sono rappresentati i carichi mensili di DIN, SRP e TP che tendono ad essere minimi nel periodo estivo. Costituisce un'eccezione il mese di giugno 2007, in cui si è verificata una piena significativa. Nel periodo primaverile ed autunnale, le piene incidono in una certa misura sui carichi di DIN e SRP, ma soprattutto su quelli del TP che dipendono dal trasporto solido.

Carichi mensili di azoto inorganico disciolto (DIN)

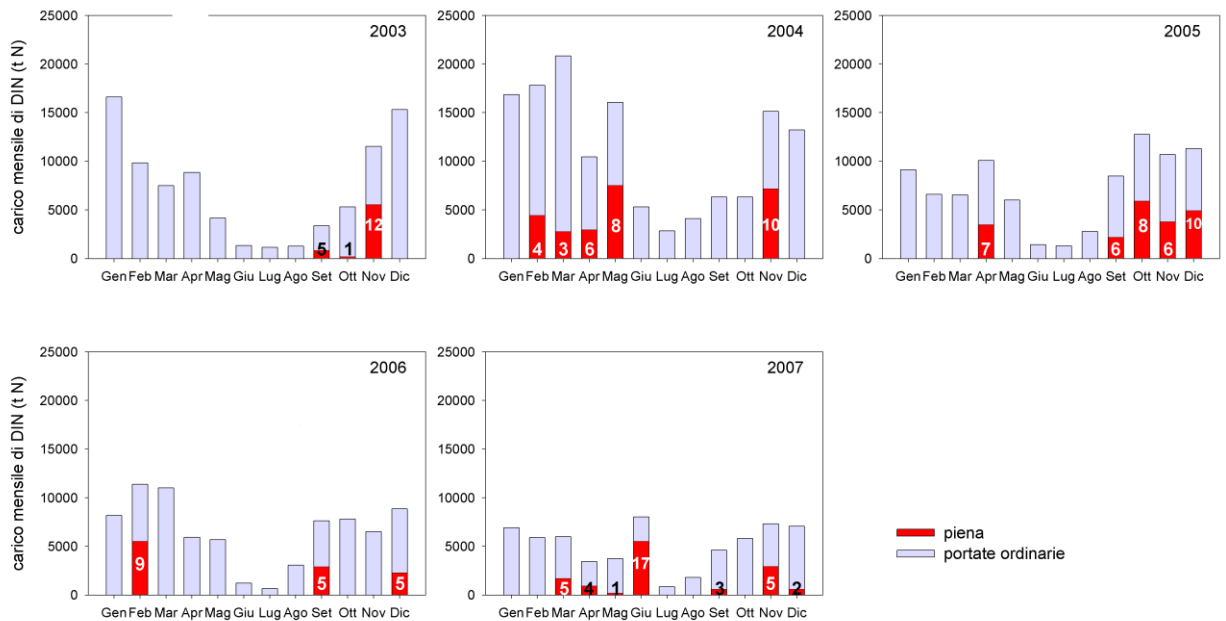


Figura 39 - Carichi mensili di azoto inorganico disciolto a Pontelagoscuro nel periodo 2003-2007. In rosso è evidenziato il contributo delle piene al carico totale; i numeri sulle barre indicano il numero di giorni di piena nel mese. Nel 2003 la caratterizzazione dei carichi di piena è iniziata solo da settembre.

Carichi mensili di fosforo reattivo solubile (SRP)

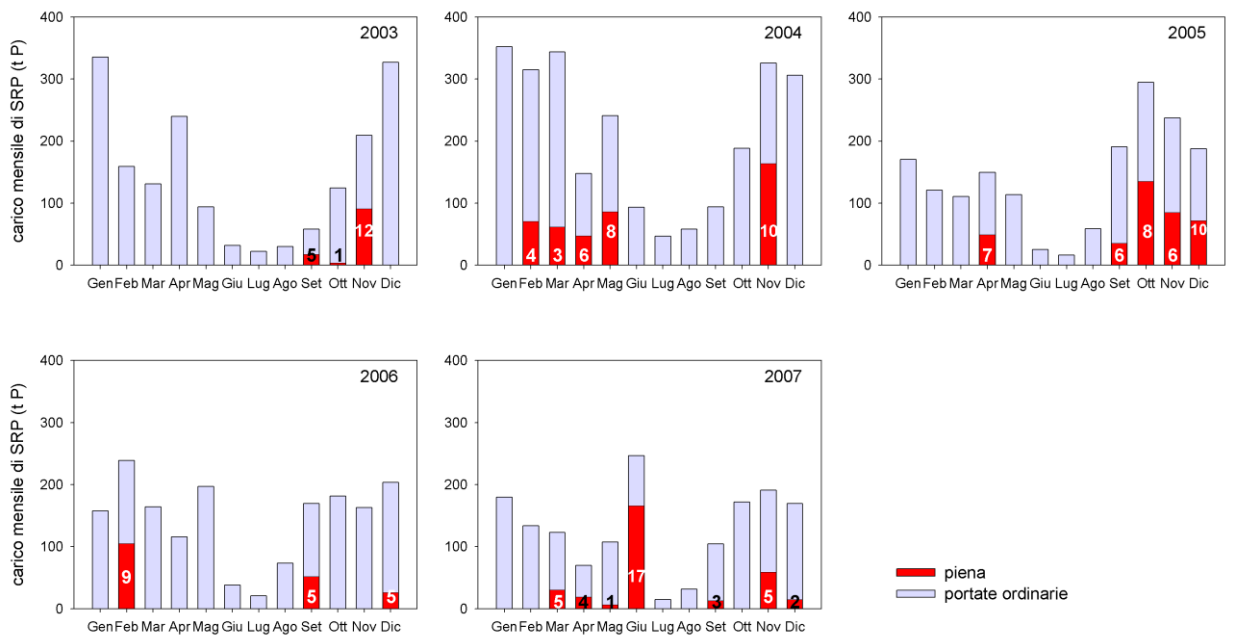


Figura 40 - Carichi mensili di fosforo reattivo solubile (SRP) a Pontelagoscuro nel periodo 2003-2007. In rosso è evidenziato il contributo delle piene al carico totale; i numeri sulle barre indicano il numero di giorni di piena nel mese. Nel 2003 la caratterizzazione dei carichi di piena è iniziata solo da settembre.

Carichi mensili di fosforo totale (TP)

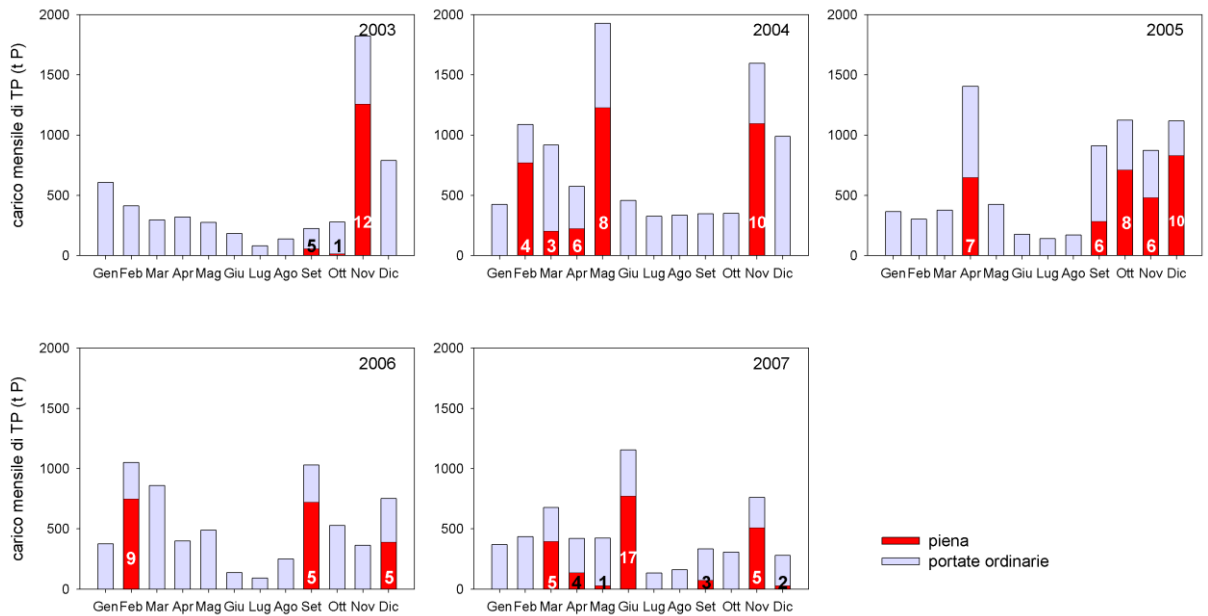


Figura 41 - Carichi mensili di fosforo totale (TP) a Pontelagoscuro nel periodo 2003-2007. In rosso è evidenziato il contributo delle piene al carico totale; i numeri sulle barre indicano il numero di giorni di piena nel mese. Nel 2003 la caratterizzazione dei carichi di piena è iniziata solo da settembre

Le variazioni entro l'anno presentano pertanto una certa regolarità, caratterizzata da una netta diminuzione dei carichi nei mesi estivi, soprattutto delle forme reattive di azoto e fosforo. Negli anni secchi, tra giugno e settembre, i carichi delle forme inorganiche disciolte e prontamente assimilabili dai vegetali si riducono in modo significativo raggiungendo valori di DIN < 5000 t per mese e di SRP < 100 t per mese. In corrispondenza dei minimi dei carichi il rapporto stechiometrico DIN:SRP > 60, denota una diminuzione molto più accentuata di SRP rispetto al DIN. Negli anni piovosi, la maggior parte del carico è veicolata dalle piene e la carenza estiva delle forme reattive di P e N permane, anche se in modo più attenuato.

Considerazioni di sintesi e prospettive future

Nel corso degli ultimi 50 anni, nel bacino del Po l'uso del suolo ha subito profonde trasformazioni in modo rapido ed accentuato come già documentato nel capitolo 2. Complessivamente, i grandi cambiamenti avvenuti tra il 1960 e il 1980, hanno avuto come conseguenza un incremento significativo dell'immissione di azoto e fosforo nei suoli, che si

è tradotto in un conseguente aumento dei carichi di azoto e fosforo reattivi trasferiti al Po e dal Po all'Alto Adriatico. A partire dal 1990, se si esclude l'anno 2000 caratterizzato da una piena storica, si osserva una graduale diminuzione del carico di fosforo reattivo, soprattutto negli anni più secchi. I carichi dell'azoto nitrico, che è la forma azotata prevalente, presentano invece una certa variabilità solo in parte associata alle variazioni del regime idrologico. Infatti, se da un lato i carichi di azoto più elevati sono determinati negli anni con deflussi maggiori, dall'altro è da notare come in anni con portate equivalenti i carichi azotati possono risultare anche molto diversi (es. 2005 e 2007).

Molta attenzione è stata dedicata ai carichi assoluti di fosforo e azoto, minore preoccupazione ha destato invece il loro rapporto relativo anche in relazione alla disponibilità di silice reattiva disciolta, che pure è un nutriente chiave nello sviluppo delle reti alimentari acquatiche, di quelle marine in particolare. Nonostante i dati disponibili fino alla fine degli anni '90 siano scarsi, è stato possibile ricostruire una serie di dati, sia pure frammentaria, che va dal 1968 al 2016 e dalla quale risulta la progressiva riduzione delle concentrazioni e dei carichi della silice reattiva. In particolare, si desidera sottolineare la netta diminuzione del rapporto molare DSi:DIN, a denotare una potenziale limitazione da silicio che si accompagna ad un rapporto DIN:SRP nettamente sbilanciato a favore del DIN. La DSi è stata solo marginalmente studiata nel bacino del Po nonostante possa avere effetti rilevanti sullo sviluppo delle comunità algali e della produttività primaria nella fascia marina costiera dell'Adriatico settentrionale (Justic et al., 1995; Naldi et al., 2010; Cozzi & Giani, 2011; Viaroli et al., 2013b). Per questi motivi, la valutazione dei carichi della silice risulta quanto mai importante ed urgente. In particolare, si ravvede la necessità di avere un quadro di riferimento per individuare eventuali tendenze evolutive e per valutare l'eventuale rischio di impoverimento di questo elemento, essenziale per le reti trofiche marine.

I carichi dei nutrienti dipendono non solo dai differenti fattori di generazione ma anche dal regime idrologico, in particolare dall'intensità e dalla frequenza degli eventi di piena che sono a loro volta correlati agli effetti delle deposizioni umide. I risultati presentati dimostrano che l'idrologia non ha solo un impatto locale, a livello di singoli sottobacini (si veda il Capitolo 3), ma anche sui carichi esportati in Adriatico. Gli studi fin qui condotti hanno dimostrato come le piene abbiano effetti soprattutto sul trasporto delle forme

particellate, soprattutto negli anni secchi. In anni caratterizzati da abbondante deposizione umida le piene possono influire anche sul carico delle forme disciolte reattive. Riveste particolare importanza approfondire l'analisi della ripartizione mensile o stagionale del carico e di come questa sia influenzata dalle variazioni idrologiche. Questo tema è di grande rilevanza, in quanto i tempi e le modalità di formazione e trasporto dei carichi possono produrre effetti diversi sulle aree marine influenzate dal Po.

5. VARIAZIONI RECENTI DELLO STATO TROFICO DELLE ACQUE COSTIERE DELL'EMILIA-ROMAGNA IN RELAZIONE ALLE PRESSIONI ANTROPICHE LOCALI E AI CARICHI DEI NUTRIENTI NEL BACINO DEL PO

Riassunto

L'evoluzione temporale della qualità e dello stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-Romagna risulta in larga misura sovrapposta a quella delle acque fluviali, che a sua volta risente dell'impatto delle profonde trasformazioni avvenute nel bacino del Po e delle azioni intraprese per la mitigazione dei carichi.

In seguito all'aumento delle pressioni antropiche nel bacino padano a partire dagli anni '70, le acque costiere sono state interessate da processi degenerativi particolarmente gravi, quali fioriture di microalghe, seguite da anossie delle acque di fondo particolarmente estese e correlate ai carichi di DIN e SRP veicolati dal Po. Fenomeni altrettanto violenti hanno interessato le lagune del delta del Po, dove bloom macroalgali primaverili e crisi distrofiche estive hanno messo a dura prova l'economia locale, fondata sull'acquacoltura dei molluschi bivalvi.

Dalla fine degli anni '80 le condizioni di stato trofico nelle acque costiere sono progressivamente migliorate, evidenziando un calo netto delle concentrazioni di fosforo, specialmente delle forme reattive, ma anche la persistenza di concentrazioni elevate di azoto reattivo, soprattutto di nitrati.

Se da un lato le tendenze evolutive sembrano connotarsi per la progressiva diminuzione di fosforo e stato trofico, al punto di ipotizzare un possibile recupero di condizioni oligotrofiche delle acque dell'Alto Adriatico, dall'altro non sono ancora pienamente identificate le cause che hanno in modo preponderante determinato tali cambiamenti. Mancano in particolare studi relativi all'incidenza delle profonde modificazioni idro-morfologiche del paesaggio fluviale sui cicli di N e P, in relazione anche alla marcata variabilità climatica che può indurre lunghe fasi di bassa portata, e dunque di bassi carichi, alternate a fasi ad alta piovosità con elevata frequenza di piene e carichi più elevati.

Premessa

La grave crisi ambientale che ha interessato le acque costiere dell'Emilia-Romagna tra il 1965 e il 1985 ha stimolato l'avvio di studi sul bacino idrografico padano, riassunti ed integrati nei capitoli precedenti della presente relazione, che hanno evidenziato impatti significativi delle attività antropiche sulla qualità delle acque interne e sui carichi di azoto (N) e fosforo (P) che dal Po arrivano al mare Adriatico (Marchetti *et al.*, 1989; Vollenweider *et al.*, 1992). L'individuazione dei principali fattori causali ha quindi consentito di avviare un rilevante iter legislativo e l'adozione di interventi a tutela delle acque che nel tempo hanno prodotto risultati apprezzabili in termini di riduzione dell'incidenza dei processi di eutrofizzazione delle acque (Rinaldi, 2014). Il controllo dell'inquinamento da fonti puntiformi è stato affrontato a scala di bacino raggiungendo una sensibile diminuzione delle concentrazioni, in particolare di quelle del fosforo, mentre resta ancora critico l'inquinamento da azoto da fonti diffuse (Palmeri *et al.*, 2005). Come illustrato nei capitoli precedenti, questa tendenza risulta evidente dall'andamento temporale dei carichi che transitano nella stazione di chiusura di bacino a Pontelagoscuro, caratterizzati da un crescente rapporto N:P (Cozzi e Giani, 2011; Giani *et al.*, 2018; Viaroli *et al.*, 2018b). Le campagne oceanografiche e gli studi recenti nell'Alto Adriatico confermano questa tendenza alla diminuzione del fosforo e dello stato trofico delle acque (Giani *et al.*, 2012). Analogamente, nelle acque costiere dell'Emilia-Romagna è stata registrata una netta diminuzione delle concentrazioni di fosforo, specialmente delle forme reattive, e la persistenza di concentrazioni elevate di azoto reattivo, soprattutto di nitrati (Rinaldi *et al.*, 2018).

Se da un lato le tendenze evolutive sembrano connotarsi per la progressiva diminuzione di fosforo e stato trofico, al punto da ipotizzare un possibile recupero di condizioni oligotrofiche delle acque dell'Adriatico settentrionale, dall'altro non sono ancora pienamente identificate le cause che hanno in modo preponderante determinato tali cambiamenti (Viaroli *et al.*, 2015; Viaroli, 2018b, si veda anche capitolo precedente). Ad esempio, mancano studi approfonditi sull'incidenza delle profonde modificazioni idromorfologiche del paesaggio fluviale sui cicli di N e P (Pinay *et al.*, 2002), in relazione anche alla marcata variabilità climatica che può indurre lunghe fasi di bassa portata, e dunque di carichi meno elevati, alternate a periodi ad alta piovosità con elevata frequenza di piene e

carichi più elevati (Naldi *et al.*, 2010; Viaroli *et al.*, 2018b). Di assoluto rilievo sono infine ipotesi e anche le prime evidenze sperimentali di possibili sfasamenti tra i periodi di emissione di N e P e il loro effettivo rilascio in mare: si tratta della cosiddetta eredità dell'azoto e del fosforo che misura in decenni il ritardo dei picchi dei carichi fluviali di N e P, rispetto ai massimi di emissione registrati nel bacino idrografico (Jarvie *et al.*, 2013; van Meter *et al.*, 2018).

Obiettivi

In questo capitolo, basato in larga parte su quanto riportato in Viaroli *et al.* (2018a), vengono presentati ed analizzati i dati di monitoraggio della qualità delle acque costiere dell'Emilia Romagna nel periodo 1990-2016, con l'obiettivo di evidenziare possibili relazioni tra le concentrazioni e i carichi delle forme reattive di azoto e fosforo transitati nella sezione di chiusura del bacino del Po e le risposte delle acque costiere dell'Emilia-Romagna in termini di stato trofico, con riferimento alle concentrazioni delle forme reattive di azoto e fosforo, e della clorofilla-a fitoplanctonica.

Qualità e stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-Romagna

In seguito alle pesanti trasformazioni avvenute nel bacino padano tra il 1970 e il 1990, le acque costiere dell'Emilia-Romagna sono state interessate da processi degenerativi particolarmente gravi, ampiamente descritti nel volume curato da Vollenweider *et al.* (1992) e da Rinaldi (2014). L'evoluzione dello stato trofico è, a grandi linee, riassunta nella Tabella 11. Ulteriori dettagli sono riportati da Rinaldi *et al.* (2018). In coincidenza con i picchi dei carichi fluviali di N e P si osservano aumenti rilevanti di DIN, SRP e clorofilla-a fitoplanctonica nelle acque marine-costiere che denotano condizioni di eutrofia-ipertrofia. È importante sottolineare la notevole estensione delle aree interessate e la durata temporale di questi fenomeni, caratterizzati anzitutto da fioriture di microalghe (Mazziotti *et al.*, 2006), seguite da anossie delle acque di fondo particolarmente estese (Figura 42). In particolare, si può osservare una relazione stretta tra le zone anossiche e i carichi di DIN e, soprattutto, SRP veicolati dal Po. Con un ritardo di qualche anno, fenomeni altrettanto violenti hanno interessato le lagune del delta del Po, dove bloom macroalgali primaverili, prevalentemente di Ulvacee, e crisi distrofiche estive hanno messo a dura prova l'economia locale, fondata sull'acquacoltura dei molluschi bivalvi (Viaroli *et al.*, 2010).

Tabella 11 - Sintesi dei principali descrittori dell'evoluzione delle pressioni e dei carichi di azoto e fosforo nel bacino del Po e delle risposte delle acque costiere della Regione Emilia-Romagna.

Descrittori di pressione	1960-1970	1970-1990	1990-oggi
carico generato – NANI (kt anno ⁻¹)	basso < 450	in crescita, fino a ~730	in diminuzione fino a ~520
carico generato – NAPI (kt anno ⁻¹)	basso < 65	in crescita, fino a ~110	in diminuzione fino a ~65
carico transitato – DIN (kt anno ⁻¹)	basso < 50	in crescita, fino a ~200	elevato > ~100
carico transitato – SRP (kt anno ⁻¹)	basso < 2,5	in crescita, fino a ~6	in diminuzione fino a ~ 2,5
carico transitato - rapporto molare DIN:SRP	basso < 50	in crescita, fino a 80	in crescita > 100
acque costiere valori medi DIN (µg N l ⁻¹)	n.d.	in crescita, fino a 350	in crescita fino a 450
acque costiere valori medi SRP/TP(µg P l ⁻¹)	n.d.	in crescita, fino a 15/60	in diminuzione <10/<35
acque costiere clorofilla-a (µg l ⁻¹)	n.d.	in crescita, fino a 25	in diminuzione < 10
stato trofico acque costiere	meso-eutrofiche	iper-eutrofiche	oligo-mesotrofiche

Dalla fine degli anni '80 le condizioni di stato trofico sono progressivamente migliorate (Rinaldi *et al.*, 2018). Le ricerche pluriennali svolte nell'alto Adriatico hanno, infatti, evidenziato un calo delle concentrazioni di SRP e clorofilla-a fitoplanctonica e della produzione secondaria, specialmente in anni asciutti. Per una sintesi dei principali risultati si rimanda a Giani *et al.* (2012) e Grilli *et al.* (2018).

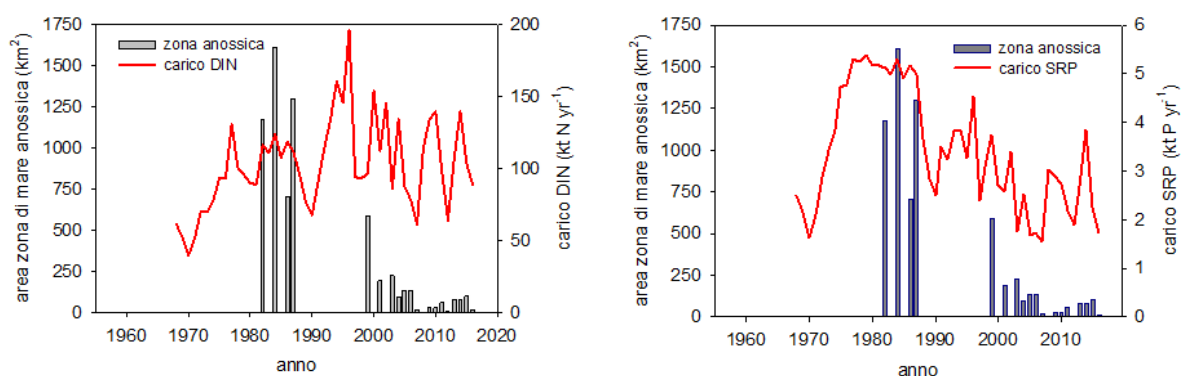


Figura 42 - Relazione tra l'estensione delle zone di mare anossiche (barre) e i carichi del fosforo reattivo solubile (SRP) e di azoto inorganico disciolto (DIN) rilasciati dal Po (linea rossa). I dati sull'estensione delle zone anossiche sono tratti da Rinaldi (2014) e da AA.VV.:1981-2016. Le zone anossiche più estese sono state osservate durante la decade 1980-1990, quando il carico di SRP era ai livelli massimi; anossie si sono verificate anche in anni più recenti, seppure con minore estensione della zona di mare interessata, a fronte di carichi di DIN e SRP decrescenti ma comunque elevati.

Le tendenze evolutive delle acque costiere sono state valutate sulla base dei dati di qualità delle acque raccolti da ARPAE dal 1992 al 2016, sia nel Po a Pontelagoscuro che nei transetti di Porto Garibaldi e Cesenatico (Figura 43).



Figura 43 - Rete di monitoraggio per il controllo dell'eutrofizzazione di Arpae – Struttura Oceanografica Daphne (da: "ARPAE - Qualità ambientale acque marine in Emilia-Romagna. Rapporto annuale 2016" <https://www.arpae.it/it/temi-ambientali/mare/report-e-bollettini/qualita-ambientale-acque-marine>). Le stazioni analizzate nel presente capitolo sono quelle dei transetti di Porto Garibaldi (st. 4, 304, 1004, 2004) e Cesenatico (st. 14, 314, 1014 e 2014)

Un primo esame è stato svolto mediante correlazione lineare semplice delle serie temporali di dati di concentrazione dell'azoto nitrico rilevate a Pontelagoscuro, e a Porto Garibaldi e Cesenatico (AA.VV., 1981-2006). Un primo esame è stato svolto mediante correlazione lineare semplice tra le portate rilevate a Pontelagoscuro e la salinità delle acque superficiali nelle stazioni dei due transetti di Porto Garibaldi e Cesenatico. L'analisi è stata ripetuta in modo da massimizzare i valori del coefficiente di correlazione di Pearson (r). Il fitting migliore è stato ottenuto con dati rilevati nelle stazioni marine alla distanza di 4-5 giorni dal prelievo in quella fluviale. Sulla base di questo sfasamento temporale sono state calcolate le correlazioni tra le concentrazioni di DIN determinate a Pontelagoscuro con quelle rilevate dopo 4 giorni a Porto Garibaldi e dopo 5 giorni a Cesenatico (Figura 44).

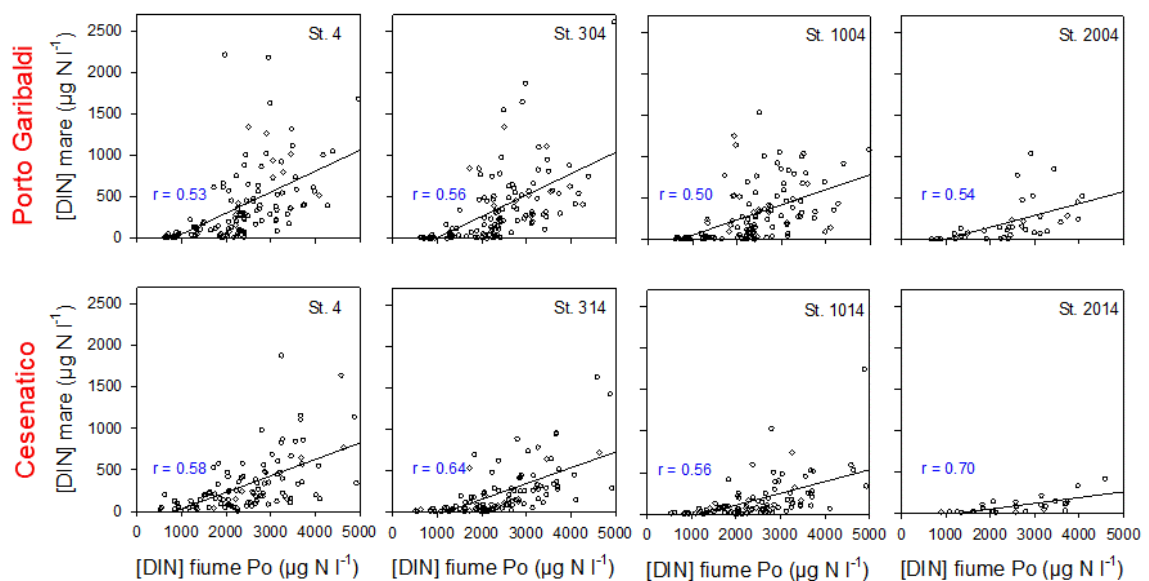


Figura 44 - Correlazione di Pearson tra le concentrazioni del DIN determinate nelle acque del Po a Pontelagoscuro e nelle stazioni marine dei transetti di Porto Garibaldi e Cesenatico

Tutte le correlazioni sono risultate altamente significative ad indicare una chiara influenza fluviale, soprattutto nella prima fascia entro i 3 km dalla linea di costa. L'influenza fluviale tende quindi a diminuire andando da nord verso sud e dalla costa verso il largo, probabilmente per effetto della produzione primaria e della diluizione (Zuur *et al.*, 2011). Queste osservazioni sono supportate anche dalla correlazione negativa tra azoto nitrico e

salinità nelle stazioni di Porto Garibaldi ($-0,67 < r < -0,48$, $p < 0,001$) e Cesenatico ($-0,63 < r < -0,55$, $p < 0,001$), chiara indicazione dell'apporto di acque dolci di origine fluviale.

Nei transetti considerati, nutrienti e clorofilla-a presentano gradienti di concentrazione decrescenti dalla costa verso il mare aperto (Figura 45). In particolare, le concentrazioni di SRP sono sempre molto basse, ai limiti della soglia di determinazione analitica (dati non riportati).

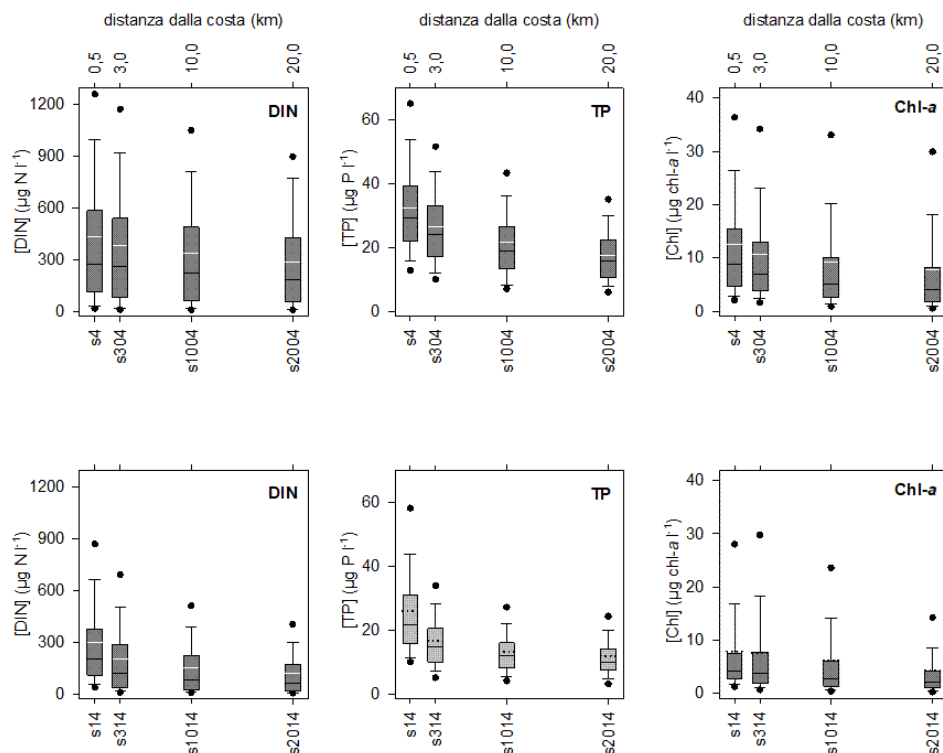


Figura 45 - Box plot delle concentrazioni di azoto inorganico disciolto (DIN), fosforo totale (TP) e clorofilla-a fitoplanctonica (Chl) nelle stazioni di campionamento lungo i transetti di Porto Garibaldi (in alto) e Cesenatico (in basso) per il periodo 1992-2016. La distanza dalla costa delle varie stazioni è indicata sull'asse orizzontale superiore. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, le linee all'interno la mediana (linea nera) e la media (linea bianca), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile

Il TP segue un andamento analogo con valori leggermente più elevati. Restano invece elevate le concentrazioni di DIN, costituito prevalentemente da nitrati. In entrambi i transetti, la stazione sotto costa presenta con una certa frequenza picchi di DIN, TP e clorofilla, ad indicare l'influenza di fonti di inquinamento locali, ad esempio canali che drenano aree agricole e centri abitati come il canale navigabile di Porto Garibaldi. Un'analisi più approfondita dei dati di fosforo totale (dati non riportati) ha evidenziato un incremento delle concentrazioni annue medie fino al 2002, dopo anni con portate del Po

particolarmente elevate e, successivamente, una progressiva diminuzione inizialmente coincisa con anni particolarmente secchi e con portate fluviali estremamente basse (media annua $< 1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Discorso a parte merita la silice reattiva disciolta (DSi) che è stata determinata in modo non continuativo e regolare nelle acque del Po, mentre è oggetto di monitoraggio nelle acque marine costiere da oltre dieci anni (AA.VV., 1981-2016; Figura 46). Dall'analisi di questi dati si evince una tendenza evolutiva della DSi analoga a quella già evidenziata per DIN, SRP e TP, ovvero una progressiva diminuzione dalla costa verso il largo e da Porto Garibaldi verso Cesenatico. In particolare, lungo un transetto di 20 km la DSi diminuisce di oltre il 50% e da nord a sud dimezza ulteriormente. Concentrazioni di DSi inferiori ai $500 \mu\text{g Si L}^{-1}$ potrebbero indicare una scarsa disponibilità di silice, soprattutto nei momenti di crescita delle diatomee, fondamentali organismi fitoplanctonici alla base della rete alimentare pelagica (Ittekkot *et al.*, 2000).

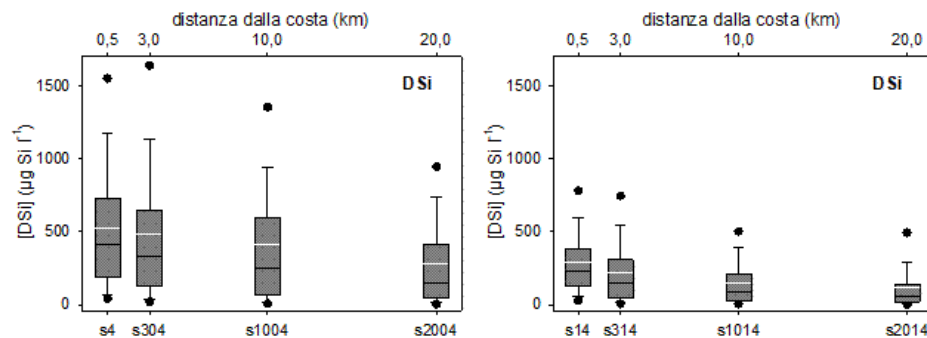


Figura 46 - Box plot delle concentrazioni di silice disciolta (DSi) nelle stazioni di campionamento lungo i transetti di Porto Garibaldi (a sinistra) e Cesenatico (a destra) per il periodo 1992-2016. La distanza dalla costa delle varie stazioni è indicata sull'asse orizzontale superiore. I limiti dei box indicano il 25° ed il 75° percentile, le linee all'interno la mediana (linea nera) e la media (linea bianca), le barre di errore il 10° ed il 90° percentile, i punti esterni il 5° e 95° percentile

Complessivamente, dal 1991 in poi la qualità delle acque marine-costiere è migliorata rispetto al periodo 1970-1990 (Giani *et al.*, 2020). In particolare, c'è stato un notevole miglioramento dello stato trofico caratterizzato dalla diminuzione delle concentrazioni di fosforo totale e clorofilla-a fitoplanctonica rispetto ai limiti di Vollenweider e Kerekes, (1982). Nel transetto di Porto Garibaldi tra il 60 e 90% dei dati di fosforo totale è inferiore a $35 \mu\text{g P l}^{-1}$, limite tra meso- ed eutrofia (Figura 47). Nella stazione 4, a 500 m dalla costa,

aumenta in modo sensibile la frazione di dati compresi tra 35 e 100 $\mu\text{g P l}^{-1}$, equivalenti a condizioni di eutrofia. Il TP diminuisce progressivamente andando verso il largo, dove lo stato trofico tende verso l'oligo-mesotrofia. Nel transetto di Cesenatico, con la sola eccezione della stazione sotto costa (s 14) la maggior parte delle concentrazioni di TP sono inferiori a 35 $\mu\text{g P l}^{-1}$ con un'importante frazione di dati inferiori a 10 $\mu\text{g P l}^{-1}$. La clorofilla-a presenta andamenti analoghi, anche se la frequenza dei dati è maggiormente spostata verso condizioni di eutrofia. Complessivamente, nel transetto di Porto Garibaldi si presentano condizioni prevalentemente meso-eutrofiche, mentre a Cesenatico prevalgono condizioni meso-oligotrofiche.

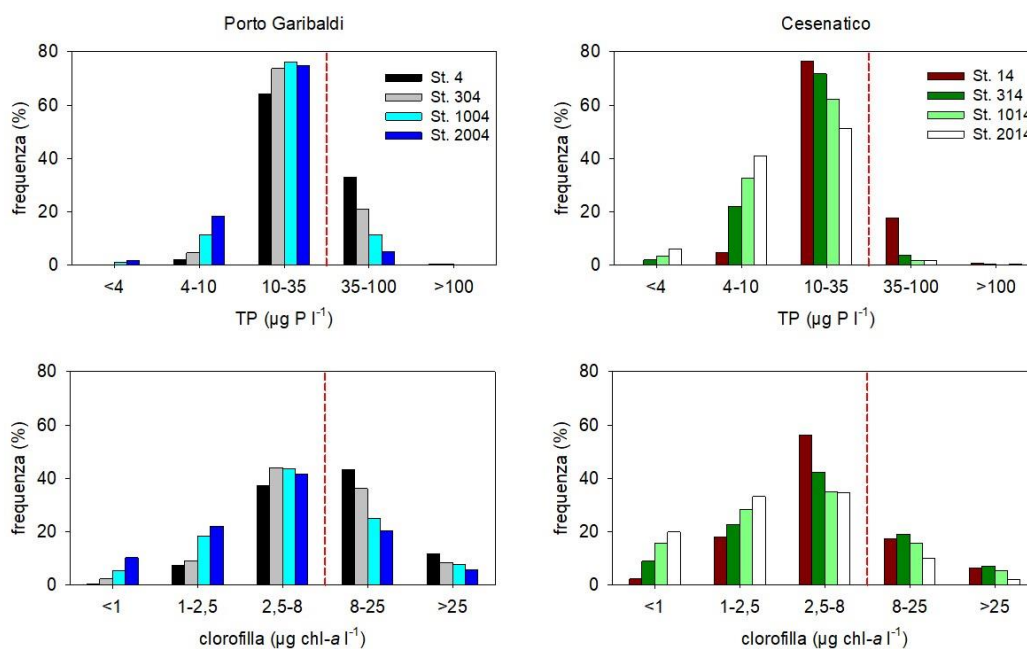


Figura 47 - Distribuzione di frequenza delle concentrazioni di fosforo totale (TP) e clorofilla-a fitoplanctonica nelle stazioni di campionamento lungo i transetti di Porto Garibaldi (a sinistra) e Cesenatico (a destra) per il periodo 1992-2016. Le cinque classi di frequenza indicano i limiti delle classi di stato trofico: ultraoligotrofico, oligotrofico, mesotrofico, eutrofico, ipertrofico. Le linee rosse tratteggiate indicano il passaggio dalla classe mesotrofica a quella eutrofica

Considerazioni di sintesi e prospettive future

L'analisi dei dati presentati, per quanto preliminare, consente di evidenziare come l'evoluzione temporale della qualità e dello stato trofico delle acque costiere dell'Emilia-

Romagna segua un andamento che è in larga misura sovrapposto a quello delle acque fluviali, che a sua volta risente dell'impatto delle profonde trasformazioni del bacino del Po e di alcuni degli sforzi intrapresi per la mitigazione dei carichi.

La relazione tra pressioni nel bacino idrografico, carichi fluviali e impatto sulle acque marine costiere presenta ancora aspetti meritevoli di studi ed approfondimenti, anche nel contesto del cambiamento climatico. Numerosi contributi in due raccolte monografiche dedicate alle tendenze evolutive del mare Adriatico settentrionale hanno messo in evidenza una generale riduzione di SRP e clorofilla-a fitoplanctonica che possono essere messe in relazione con la variabilità idrologica del Po (Giani *et al.*, 2012). Oltre al Po possono localmente assumere grande importanza i corsi d'acqua minori (Cozzi e Giani, 2011). Infine, composizione e struttura delle comunità possono dipendere non solo dall'apporto di nutrienti, ma anche dalle condizioni meteorologiche e idrologiche (Mazziotti *et al.*, 2008) e da altri tipi di pressione, ad esempio dalla pesca (Fortibuoni *et al.*, 2017).

Il recupero di condizioni chimiche confrontabili con quelle originarie non è dunque necessariamente accompagnato dal ripristino delle comunità che c'erano prima del disturbo e l'evoluzione del sistema marino potrebbe seguire traiettorie inedite e imprevedibili (Duarte *et al.*, 2009; Glibert, 2017). Molto spesso i cambiamenti dell'ecosistema acquatico sono transitori e sono caratterizzati da fasi determinate in larga misura da forzanti climatiche e idrologiche. Ad esempio, dal 2003 al 2007 le portate del Po si sono attestate per più anni su valori compresi tra $25\text{-}30 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$, quando la portata media annua è stimata in circa $50 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$ (Montanari, 2012). In parallelo, i carichi di SRP e DIN si sono sensibilmente ridotti, al punto che negli anni successivi è stato registrato un netto calo dello stato trofico nell'ecosistema marino; a distanza di pochi anni però, si è verificato un nuovo aumento, in seguito alla ripresa della piovosità e delle portate (Giani *et al.*, 2012), tanto da far dubitare che un processo di oligotrofizzazione sia effettivamente in corso (Grilli *et al.*, 2020). Infine, gli studi tradizionali prendono in considerazione un singolo fattore limitante, mentre attualmente si va affermando il consenso sulla necessità di valutare contestualmente più elementi con un approccio di stechiometria ecologica, ovvero di interazione, anche sinergica, tra due o più elementi (Glibert, 2017).

6. ALLA RICERCA DEL “MISSING NITROGEN” NEI BILANCI DEI BACINI AGRICOLI DI PIANURA: IL CONTRIBUTO DELLA DENITRIFICAZIONE NEI SUOLI

Riassunto

I bilanci degli elementi nutritivi (azoto e fosforo) sono degli indicatori agro-ecologici che costituiscono rappresentazioni di facile interpretazione dell'impatto ambientale delle attività agro-zootecniche, consentendo confronti nel tempo e nello spazio tra diversi sistemi colturali. Il surplus rappresenta una misura dell'azoto ancora potenzialmente disponibile al termine dell'annata agraria, ovvero dell'efficienza di utilizzo nel sistema, ma indirettamente costituisce anche un indicatore di significatività delle pressioni diffuse sulle acque superficiali e sotterranee, quindi del potenziale rischio di inquinamento da composti azotati. Condizioni eterogenee in termini di pratiche di fertilizzazione (tipo di fertilizzante e dosaggio, modalità e tempi di applicazione, etc.), processi idrologici e tipo di suolo rendono i processi di generazione e trasformazione dei carichi di azoto altamente sito-specifici.

Oltre un decennio di ricerche condotte nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, porzione deltizia del bacino del Po, hanno consentito una quantificazione accurata del bilancio dell'azoto lungo il continuum suolo-acque interne-mare, discriminando i differenti processi di perdita (denitrificazione e volatilizzazione di ammoniaca) e l'accumulo nei suoli agricoli e nelle falde. Tessitura fine dei suoli, bassa conducibilità idraulica, territorio pianeggiante e falde acquifere poco profonde, sono tutte caratteristiche che, in occasione di piogge intense, determinano l'instaurarsi di condizioni di saturazione idrica con conseguente carenza di ossigeno, favorendo la dissipazione del nitrato in eccesso tramite denitrificazione batterica.

Questo risultato dimostra che in climi temperati umidi, la denitrificazione nei suoli può rappresentare una importante trappola di azoto in bacini agricoli soggetti ad elevate fertilizzazioni sintetiche e con suoli a tessitura fine. Parallelamente emerge che non valutare l'incidenza della denitrificazione può determinare una sovrastima dell'entità del surplus azotato quando viene calcolato tramite bilanci di massa a livello del suolo agricolo.

Premessa

Bilanci di massa dell'azoto calcolati a scala di bacino coprendo un ampio range dimensionale e di uso del suolo hanno evidenziato che mediamente oltre il 75% del carico generato non è soggetto ad export tramite trasporto fluviale (Howarth et al., 2012; Goyette et al., 2016; Romero et al., 2016). Questo termine viene indicato come “*missing nitrogen*” evidenziando l'incertezza della comunità scientifica nello stabilirne il destino. Processi dissipativi interni, al momento non ancora sufficientemente indagati, rendono conto della quota di azoto non conteggiata nei bilanci, risultato di diversi processi biogeochimici che agiscono sui carichi dai luoghi di generazione sul territorio fino alla chiusura di bacino. Rimangono quindi aperti numerosi quesiti riguardo quali comparti (suoli, acque sotterranee, etc.) e per quanto tempo l'azoto può accumularsi e a quali trasformazioni può essere soggetto. Comprendere se il nitrato si accumula nelle falde o viene rimosso in modo permanente tramite la denitrificazione rappresenta un elemento chiave per pianificare e attuare strategie efficaci di gestione territoriale che siano volte al miglioramento la qualità delle acque nei bacini agricoli (Kulkarni et al., 2008; Kolbe et al., 2019).

Condizioni eterogenee in termini di pratiche di fertilizzazione (tipo di fertilizzante e dosaggio, modalità e tempi di applicazione, etc.), processi idrologici e tipo di suolo rendono i processi di generazione e trasformazione dei carichi di azoto altamente sito-specifici. La denitrificazione nei suoli rimane però il processo di rimozione dell'azoto meno conosciuto e più difficilmente quantificabile nei budget dell'azoto a scala di bacino (Davidson & Seitzinger 2006; Almaraz et al., 2019). Le tecniche biogeochimiche classiche (es. blocco dell'acetilene, impiego di azoto marcato) sono state ampiamente usate per misurare la denitrificazione nel suolo e hanno contribuito alla comprensione dei fattori di regolazione del processo, come temperatura, disponibilità di nitrato e carbonio organico (Barton et al., 1999; Hofstra & Bouwman 2005). Tuttavia, estrapolare misure istantanee a scala ampia introduce un'elevata incertezza a causa dell'alta variabilità sia spaziale che temporale dei tassi di denitrificazione, non solo tra diversi agroecosistemi ma anche all'interno dello stesso appezzamento coltivato. L'impiego di misure sperimentali in modelli di upscale generalmente non tiene conto di *hotspot* e *hot moment* che esprimono tassi di denitrificazione significativamente più elevati, causando una notevole sottostima della

rilevanza complessiva della denitrificazione a scala di bacino (Groffman et al., 2009; Kuzyakov & Blagodatskaya 2015).

Dove risulta disponibile un'ingente quantità di informazioni (es. statistiche agricole ad alta risoluzione, monitoraggio estensivo di acque superficiali e sotterranee, risultati di esperimenti di laboratorio mirati alla quantificazione di pool e flussi di azoto nei suoli, ecc.) e i valori di input, output e stoccaggi nei suoli coltivati sono quantificabili in modo accurato, l'approccio del bilancio di massa può fornire una stima affidabile del contributo della denitrificazione nel suolo a scala di bacino, nonché un valore di riferimento per convalidare le misurazioni sul campo.

Obiettivi

In questo capitolo sono riportati i principali risultati di uno studio che ha avuto l'obiettivo di indagare la rilevanza a scala di bacino della denitrificazione nel suolo quale meccanismo tampone verso gli eccessi di azoto (Castaldelli et al., 2013a; Castaldelli et al., 2020; Soana et al., 2021). Il bacino del Burana-Po di Volano-canale Navigabile, coincidente dal punto di vista amministrativo con la provincia di Ferrara, è stato scelto come caso di studio per tre ragioni principali: 1) il territorio è intensamente coltivato e caratterizzato da suoli a tessitura fine (limosi-argillosi); 2) il bacino è completamente pianeggiante e per la maggior parte al di sotto del livello del mare, quindi tutti gli ingressi e le uscite di acqua sono gestiti artificialmente e regolarmente monitorati, consentendo un accurato bilancio idrologico e dell'azoto nella rete dei canali; 3) sono disponibili numerose informazioni sui fattori idrogeologici e sui processi batterici che controllano i percorsi di migrazione orizzontale e verticale dell'azoto e le sue trasformazioni.

Approccio metodologico

Un'analisi dettagliata che ha accoppiato il bilancio dell'azoto nel sistema suolo-falde acquifere-acque superficiali ha permesso di descrivere il destino del surplus di azoto discriminando la denitrificazione dallo stoccaggio nelle acque sotterranee e nei suoli e ripartendo anche il contributo dei suoli e del reticolo secondario nella rimozione del nitrato per denitrificazione (Soana et al., 2021). È stato quantificato il bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque impiegando statistiche agricole e numerose misure sperimentali sulle matrici suolo e acque acquisite nell'ambito di diversi progetti di ricerca in oltre un decennio. 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 dell'ammoniaca, deposizioni atmosferiche) (Mastrocicco et al., 2011; Castaldelli et al., 2013b; Castaldelli et al., 2019; Mastrocicco et al., 2019). Per la descrizione dettagliata delle fonti dei dati, delle equazioni di calcolo dei singoli termini del bilancio e della relativa incertezza si rimanda a Castaldelli et al. (2020) e Soana et al. (2021).

Risultati

In sintesi, il bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque del bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile evidenzia che: 1) gli input di azoto nei suoli agricoli superano gli output di quasi il 40% (in media $\sim 80 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) (Figura 48); 2) il runoff di azoto nelle acque superficiali costituisce meno dell'1% dell'apporto totale ai suoli; 3) sebbene gli input di azoto ai suoli coltivati siano di entità rilevante (in media $\sim 200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$), le concentrazioni di nitrato misurate nell'acquifero superficiale risultano stabilmente basse in tutto il bacino; 4) la rete dei canali agisce quale trappola di azoto nei mesi primaverili-estivi attenuando il carico di azoto importato nel bacino tramite l'acqua di irrigazione (Figura 49), 5) la denitrificazione nei suoli rappresenta verosimilmente il processo responsabile del destino del "missing nitrogen".

Gli apporti di azoto alle terre coltivate tramite fertilizzazioni sintetiche (range $160\text{-}270 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ anno}^{-1}$) nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile si attestano tra i valori più elevati segnalati per bacini agricoli europei (Vagstad et al., 2004; Hou et al., 2015; Lassaletta et al., 2016; Poisvert et al., 2017) e suggeriscono una condizione di potenziale inquinamento delle acque. L'efficienza di uso dell'azoto, ovvero la quota degli input asportata tramite la raccolta delle colture, si attesta al 60%, risultando superiore ai valori ottenuti per altri sottobacini agricoli del sistema padano, come i fiumi Oglio e Mincio (range 35–50%) (Bartoli et al., 2012; Racchetti et al., 2019; Pinardi et al., 2020). La differenza principale sta nell'uso prevalente, nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, di fertilizzanti sintetici, più facilmente dosabili dei reflui zootecnici, utilizzati invece in prevalenza nei bacini di Oglio e Mincio, il cui eccesso può generare maggiori perdite verso le acque superficiali e sotterranee (Severini et al., 2020).

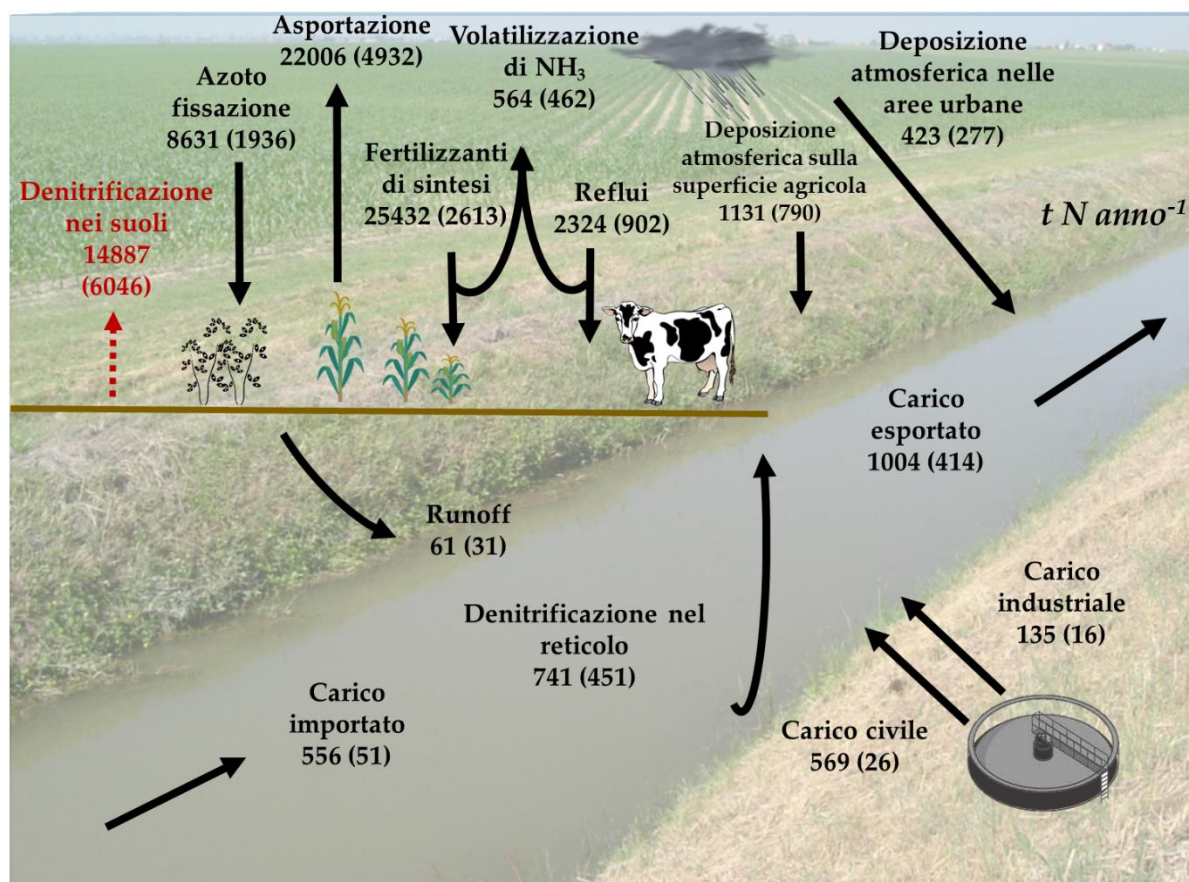


Figura 48 - Bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque del bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile.

Sebbene la distribuzione di fertilizzanti di sintesi consenta di soddisfare in modo più preciso la domanda delle colture, a causa della loro rapida dissoluzione e trasformazione nei suoli (Castaldelli et al., 2018), può aumentare il rischio di runoff e percolazione del nitrato. Poiché il bacino indagato è un territorio completamente pianeggiante con una pendenza superficiale estremamente bassa, la frazione di azoto in eccesso che raggiunge la rete di canali tramite il deflusso superficiale risulta un termine trascurabile del bilancio.

Nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, caratterizzato da suoli a tessitura fine, la denitrificazione può trovare condizioni idonee a causa di bassa conducibilità idraulica, territorio pianeggiante e falde acquifere poco profonde, tutte caratteristiche che, in occasione di piogge intense, favoriscono l'instaurarsi di condizioni di saturazione idrica con conseguente carenza di ossigeno. Questa ipotesi è supportata da numerose evidenze che

dimostrano una generale scarsità di forme minerali dell'azoto sia negli acquiferi superficiali che nei suoli (Castaldelli et al., 2013a).

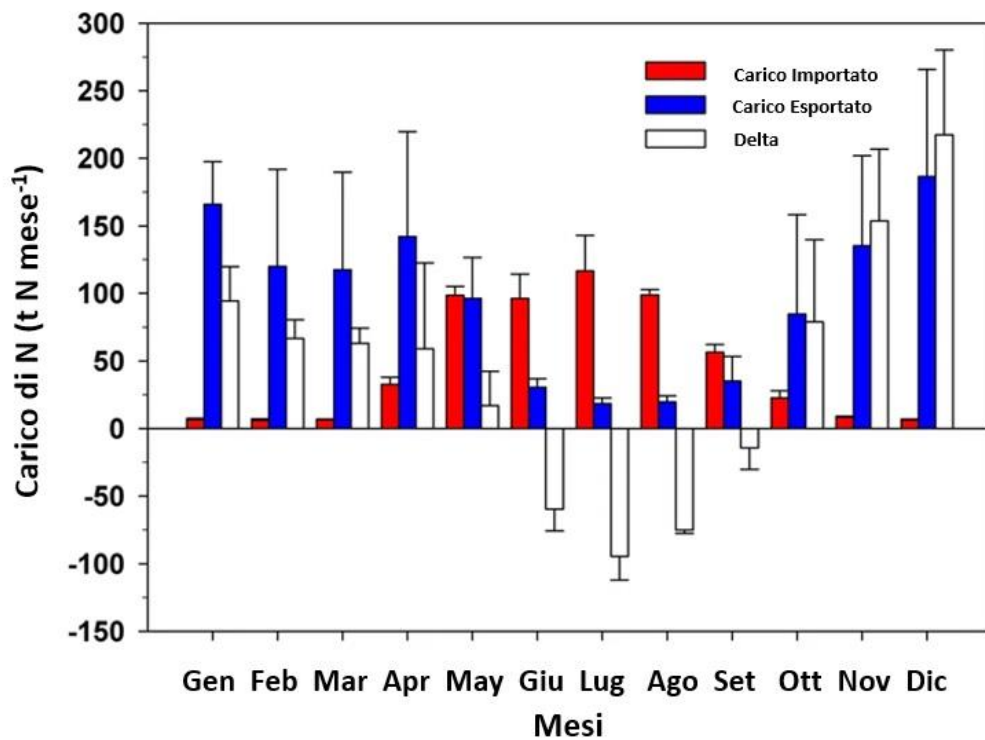


Figura 49 - Carichi di azoto importati ed esportati mensilmente (e loro differenza, Delta) nella rete dei canali nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile (tratto da Soana et al., 2021).

Estese campagne di monitoraggio della falda acquifera poco profonda, eseguite a scala di intero bacino, mostrano una condizione di assenza di contaminazione da nitrato, ad eccezione di situazioni transitorie, in corrispondenza di suoli sabbiosi permeabili (paleodune costiere e paleoalvei del fiume Po), quando le concentrazioni raggiungono picchi 2-5 mg N L⁻¹ (Figura 50).

La presenza simultanea di ipossia/anossia, la disponibilità di nitrato e carbonio organico labile rappresentano le condizioni che innescano la respirazione anaerobica del nitrato da parte dei batteri eterotrofi denitrificanti (Tiedje, 1988; Wallenstein et al., 2006). Nelle regioni temperate, i suoli agricoli sono comunemente caratterizzati da condizioni ipossiche poiché rimangono umidi dal tardo autunno all'inizio della primavera e, in caso di falde

acquifere prossime al piano campagna come nel bacino indagato, anche occasionalmente completamente allagati dopo eventi piovosi intensi. Questi rappresentano i momenti di perdita potenzialmente più elevata di azoto, quando i processi di dissipazione microbica risultano più veloci rispetto alla migrazione verticale, condizione che ne previene l'accumulo nelle falde: il carbonio organico deriva dai residui colturali e il nitrato dalle fertilizzazioni che vengono generalmente eseguite in copertura per le colture più azoto-esigenti come mais e frumento.

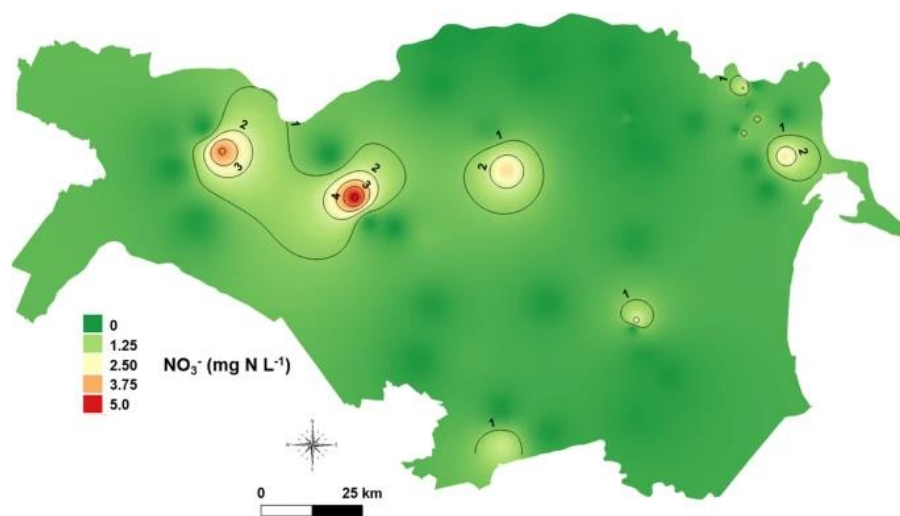


Figura 50 - Concentrazioni medie di nitrato nell'acquifero superficiale del bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile (tratto da Soana et al., 2021).

La disponibilità di carbonio organico labile è un fattore chiave a supporto della capacità denitrificante dei suoli e del suo ruolo nella protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento da nitrato. È stato dimostrato che la presenza di acidi organici a basso peso molecolare come l'acetato influenza profondamente la persistenza di nitrato nei suoli, con elevate concentrazioni di acetato corrispondenti a tenori di nitrato estremamente bassi (Castaldelli et al., 2013b). Nei suoli dell'area indagata, gli acidi organici originati dalla decomposizione dei residui colturali e dagli essudati radicali rappresentano spesso gli unici input organici, poiché scarse sono le fertilizzazioni con i reflui zootecnici. Ciò sottolinea la necessità di adottare pratiche agronomiche che mantengano una sufficiente dotazione di sostanza organica nei suoli per sostenere la loro intrinseca capacità tampone. Nel bacino Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, le pratiche di allevamento tradizionalmente ridotte

e che hanno subito un costante declino negli ultimi 50 anni, con il conseguente scarso utilizzo di letame come fertilizzante, comportano il rischio di un'eccessiva mineralizzazione del suolo (Natali et al., 2018) e di una progressiva perdita della capacità di denitrificazione.

Implicazioni per la pianificazione e prospettive future

In conclusione, il presente studio indica che, in climi temperati umidi, la denitrificazione nei suoli può rappresentare un importante processo che dissipa il carico dell'azoto in bacini agricoli soggetti ad elevate fertilizzazioni sintetiche e con suoli a tessitura fine. Questo risultato evidenzia anche che trascurare l'incidenza della denitrificazione può sovrastimare l'entità del surplus azotato quando viene calcolato tramite bilanci di massa a livello del suolo agricolo.

Approcci olistici come un accurato bilancio dell'azoto a scala di bacino, sebbene richiedano una grande quantità di informazioni, consentono di ottenere stime robuste di un processo cruciale come la denitrificazione nei suoli. Una caratterizzazione più accurata degli andamenti stagionali dell'attività denitrificante dei suoli risulta quindi necessaria per confermarne il contributo nel destino del "missing nitrogen" nei bacini agricoli di pianura. Misure di denitrificazione su scale spaziali e temporali tali da poter essere incluse nelle modellizzazioni dei flussi di azoto a scala di bacino possono quindi risultare funzionali alle strategie di gestione nelle aree vulnerabili ai nitrati.

7. SOLUZIONI BASATE SULLA NATURA PER IL CONTENIMENTO DEI CARICHI E PER UNA VALUTAZIONE DEL LORO IMPATTO SUI CORPI IDRICI FLUVIALI

Riassunto

La rete dei canali di bonifica e irrigazione è distribuita in modo capillare sul territorio e costituisce un importante elemento di connessione tra ambiente terrestre e sistema idrografico principale, quindi anche il primo ricettore dei carichi inquinanti provenienti da fonti diffuse.

Studi sul funzionamento del reticolo idrografico secondario e la sua potenzialità di controllare i carichi di azoto sono stati condotti nell'ultimo decennio nel bacino del Po ed hanno evidenziato come l'elemento chiave nel sostenere la capacità di autodepurazione sia la presenza di vegetazione radicata emergente. Anche in un hotspot di eutrofizzazione quale il bacino del Po esiste la possibilità di controllare i carichi diffusi di azoto tramite la potenziale funzione denitrificante dei canali vegetati, grazie all'attuazione di pratiche di gestione conservativa della vegetazione.

Sebbene le reti di canali siano elementi ubiquitari dei bacini agricoli, le evidenze sperimentali sul loro elevato potenziale di mitigazione dell'inquinamento diffuso sono acquisizioni recenti tanto da non essere ancora state adottate nell'ambito di piani e protocolli per contrastare l'eutrofizzazione. Tuttavia, la possibilità di sfruttare la vegetazione acquatica quale componente chiave della capacità tampone nei paesaggi agricoli risulta, al momento, uno dei pochi strumenti efficaci e a basso costo per raggiungere gli obiettivi di qualità trofica fissati dalla Diretta Quadro Acque ma ad oggi ancora mancati.

Una strada percorribile è l'integrazione delle finalità idrauliche con quelle ecologiche in un protocollo gestionale unico dove il reticolo viene ad assumere il ruolo di regolatore metabolico, superando il ruolo storico di solo mantenimento dell'equilibrio idraulico di un territorio.

Premessa

L'eutrofizzazione e la contaminazione da nitrati continuano a costituire problematiche irrisolte. Questo rappresenta la conseguenza sia dell'alterazione indotta nel ciclo dell'azoto dalle attività antropiche (e.g. intensificazione delle attività agro-zootecniche) sia della progressiva semplificazione del territorio (impermeabilizzazione delle superfici a seguito della crescente urbanizzazione) e degli ambiti fluviali (rettificazione, arginatura, perdita di connessione con la piana alluvionale) che si traduce in una perdita di elementi dissipatori di nutrienti eutrofizzanti (zone umide, ambienti ripariali etc) (Ludwig et al., 2009; Frascaroli et al., 2021). L'agricoltura moderna ha parallelamente modificato i paesaggi anche attraverso la costruzione di estese reti di canali a scopo di irrigazione, drenaggio e controllo delle inondazioni (Dollinger et al., 2015). Questi ecosistemi artificiali sono diventati componenti integrali dei bacini idrografici altamente regolati dal punto di vista idraulico e hanno preso il posto degli ambienti acquatici naturali, progressivamente scomparsi, nel fornire numerosi servizi ecosistemici, tra cui la depurazione delle acque (Koschorreck et al., 2020; Rudi et al., 2020).

Un numero crescente di studi sta dimostrando come in bacini idrografici soggetti ad intense pressioni agro-zootecniche un'ingente generazione interna di carichi azotati non si traduce necessariamente in export elevati verso le zone costiere (Lassaletta et al., 2012; Romero et al., 2016). Le dinamiche dell'azoto risultano infatti strettamente connesse alle pratiche di gestione delle acque e in particolare le pratiche irrigue possono creare condizioni favorevoli per trasformare l'azoto, aumentando i tempi di ritenzione dei volumi d'acqua che prelevati dai corpi idrici principali vengono distribuiti nelle terre agricole (Barakat et al., 2016). Ne deriva che la capacità di ritenzione dell'azoto dei territori aumenta in relazione alla densità di ambienti lotici di ridotte dimensioni (canali di bonifica e irrigazione) e la disponibilità delle forme azotate disciolte nelle acque superficiali diminuisce all'aumento del grado di ricircolo delle masse d'acqua irrigue che possono operare anche numerosi lavaggi sul territorio prima di essere convogliate a mare (Hitomi et al., 2006; Törnqvist et al., 2015). Le reti di canali sono state identificate quali efficaci trappole per la rimozione permanente dell'azoto tramite denitrificazione (Pierobon et al., 2013; Goeller et al., 2020; Taylor et al., 2020). Tale potenzialità è attribuibile ad alcune caratteristiche peculiari: 1) l'elevata

estensione lineare del reticolo minore, generalmente superiore a quella del reticolo idrografico principale anche di alcuni ordini di grandezza; 2) la distribuzione capillare, che lo rende il principale elemento di connessione tra gli ambienti terrestri e i corpi idrici principali, quindi anche il principale recettore dei carichi inquinanti; 3) la presenza di vegetazione acquatica.

Nella situazione attuale i canali non esprimono appieno la loro potenzialità auto-depurativa, anche in qualità di vicarianti di altri ambienti acquatici ormai scomparsi nei contesti antropizzati (es. zone umide, zone tampone riparie), a causa delle modalità di progettazione e di gestione indirizzate quasi sempre solo al mantenimento della capacità di trasporto dell'acqua e di riduzione del rischio idraulico. La vegetazione acquatica è generalmente considerata un ostacolo alla circolazione dell'acqua quindi le principali attività di manutenzione operate dai Consorzi di bonifica sono rappresentate da interventi di rimozione delle macrofite, sia sulle sponde che in alveo, congiuntamente ad operazioni di dragaggio ed espurgo dei sedimenti. È stata invece trascurata la possibilità di gestire questo sistema allo scopo di sfruttare le molteplici funzioni ecologiche che è in grado di svolgere, tra le quali la capacità di trasformare e rimuovere i carichi di inquinanti.

Studi sul funzionamento del reticolo idrografico secondario e la sua capacità di controllare i carichi inquinanti sono stati condotti nell'ultimo decennio prevalentemente nel bacino del Burana-Po di Volano-Canale Navigabile, area dichiarata vulnerabile ai nitrati di origine agricola. Questo territorio (~2,600 km²) costituisce la porzione terminale del sistema idrografico del fiume Po, è caratterizzato da un prevalente uso agricolo (>85% della superficie) ed è attraversato da un'estesa rete di canali (>8200 km) con funzione mista di drenaggio e irrigazione. Data l'assenza di sorgenti interne, l'irrigazione nel bacino dipende quasi esclusivamente dall'acqua derivata dal fiume Po. Questa peculiare caratteristica ha consentito di effettuare stime accurate dei carichi di azoto in ingresso e in uscita dalla rete idrica, sulla base di monitoraggi regolari dei volumi d'acqua e della qualità chimica. È stato dimostrato che il bacino esporta in Adriatico un carico di azoto inferiore a quello che entra tramite l'acqua destinata all'irrigazione (Castaldelli et al., 2013). Questo suggerisce come il territorio presenti un'elevata capacità di metabolizzazione interna, supportata anche da un accumulo irrilevante di forme minerali dell'azoto nel suolo e nella falda superficiale. L'abbattimento netto di azoto evidenziato dal bilancio input-output nelle acque superficiali

rappresenta una prima evidenza indiretta del ruolo del reticolo idrografico nella dissipazione dei carichi azotati. Le ritenzioni maggiori riscontrate nei mesi estivi supportano ulteriormente questa ipotesi, dal momento che il reticolo assume una rilevanza particolare nel periodo irriguo, quando ingenti volumi di acqua fluviale vengono derivati e distribuiti sul territorio. Il periodo irriguo coincide con la fase vegetativa delle comunità di macrofite e con il momento in cui le temperature più alte delle acque favoriscono il metabolismo batterico. Rappresenta quindi il periodo in cui le trasformazioni dei composti azotati risultano maggiori, sia in termini di stoccaggio temporaneo nelle biomasse dei produttori primari, sia in termini di rimozione definitiva tramite denitrificazione.

La prima evidenza indiretta del ruolo del reticolo idrografico nella dissipazione dei carichi azotati ha dato l'impulso all'avvio di numerosi studi volti ad indagare le trappole di azoto lungo il continuum suolo-acque interne-mare. Obiettivo delle ricerche è stato duplice:

- 1) parametrizzare la funzione depurativa nei canali individuando le condizioni che massimizzano la ritenzione di azoto;
- 2) estendere a scala di intero reticolo i risultati per valutare quanto i processi di dissipazione dei nutrienti che avvengono nei canali possano avere ripercussioni in termini di miglioramento della qualità delle acque.

Il ruolo della vegetazione acquatica e del consorzio batterico ad essa associato nel controllo e nella mitigazione dei carichi di azoto è stato indagato applicando l'approccio metodologico detto "N₂ open-channel", basato sull'impiego della spettrometria di massa con iniezione a membrana (MIMS) per la misura del rapporto N₂/Ar in acqua. Tale innovativa tecnica, nata all'inizio degli anni 2000 negli Stati Uniti per corsi d'acqua di grandi dimensioni, è stata recentemente adattata e applicata agli ambienti del reticolo idrografico secondario nel bacino del fiume Po (Castaldelli et al., 2015; Soana et al., 2017). La tecnica è stata validata con metodi biogeochimici classici (es. bilanci monte-valle di gas e nutrienti, incubazioni in laboratorio di carote di sedimento e mesocosmi) e implementata metodologicamente, per incrementarne la potenza descrittiva ed estenderne l'applicabilità (Soana et al., 2018a).

Un ampio dataset di misure acquisite durante il periodo irriguo su numerosi tratti di canali soggetti a fonti di inquinamento puntiforme e diffuso (Pierobon et al., 2013) mostra come questi sistemi siano particolarmente efficienti nel rimuovere azoto (1.52-4.97 kg N km⁻¹ d⁻¹).

¹⁾ in presenza di vegetazione emergente (*Phragmites australis* o *Typha latifolia*), mentre i tassi risultano significativamente inferiori in assenza di piante acquatiche (0.04-0.24 kg N km⁻¹ d⁻¹) (Figura 51).

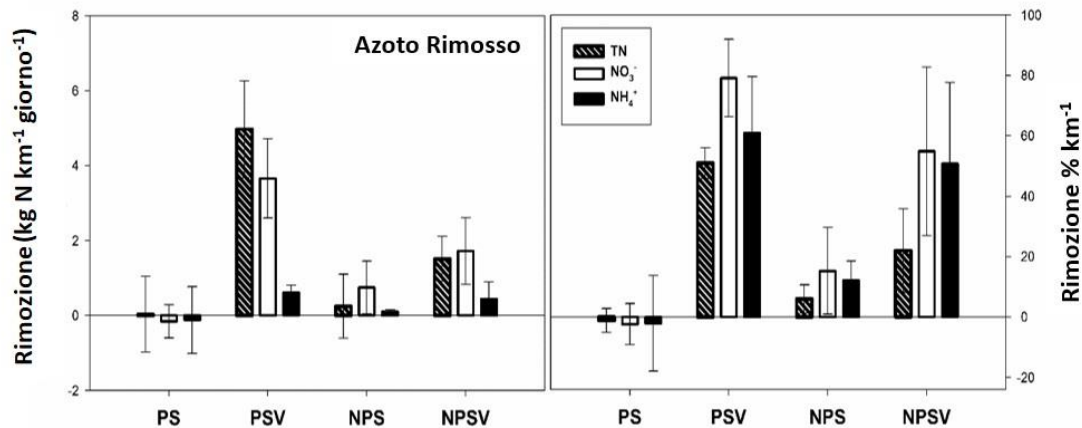


Figura 51 - Tassi giornalieri di rimozione di azoto totale, nitrato e ammonio, espressi per chilometro lineare (box a sinistra) e in termini di riduzione percentuale (box a destra), misurati in canali non vegetati soggetti ad apporti puntiformi (PS) e diffusi (NPS) e in canali vegetati soggetti ad apporti puntiformi (PSV) e diffusi (NPSV) (tratto da Pierobon et al., 2013).

Da una serie di studi effettuati sia su campo che in laboratorio con metodiche complementari risulta che la rimozione del nitrato, a parità di condizioni di contorno (es. caratteristiche chimico-fisiche e idrauliche, substrato, etc.) è in media dieci volte maggiore in presenza di vegetazione rispetto alla condizione di sedimento nudo. L'uptake da parte della vegetazione, sebbene risulti proporzionale ai tassi di rimozione totali, rappresenta una frazione poco rilevante (5-10%) della quantità complessivamente rimossa (Figura 52). Questo risultato confuta un assunto ancora radicato nella gestione degli ecosistemi acquatici, derivante da un analogo con l'agricoltura, cioè che il taglio della biomassa nel periodo di massima crescita costituisca una pratica efficace per controllare l'inquinamento da azoto. Ciò può avere un senso per i metalli o per il fosforo mentre per l'azoto incide in modo trascurabile. La rimozione della vegetazione fa invece venir meno l'elemento chiave che sostiene la capacità di autodepurazione dei canali nei confronti del carico di azoto.

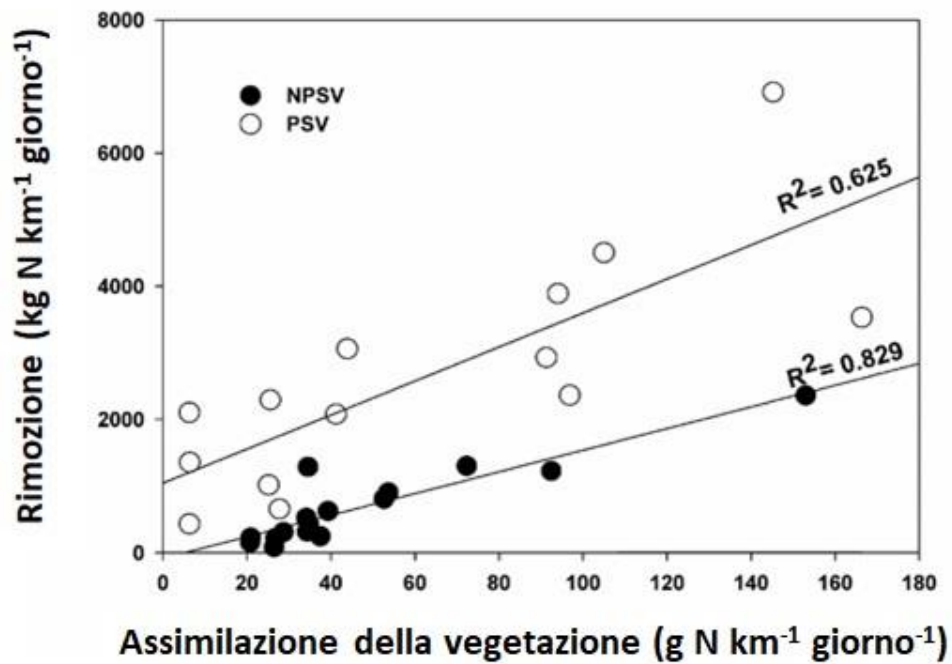


Figura 52 - Relazione tra assimilazione da parte della vegetazione e rimozione totale di azoto in canali soggetti ad inquinamento puntiforme (PSV) e diffuso (NPSV) (tratto da Pierobon et al., 2013).

La corrispondenza 1:1 tra tassi di consumo di nitrato e tassi di produzione di N_2 in sedimenti vegetati, riscontrata sia a piccola scala in condizioni controllate di laboratorio che di intero tratto di canale (Soana et al., 2019), conferma come la rimozione dell'azoto sia sostenuta prevalentemente dalla denitrificazione, processo chiave in ottica di contrasto all'eutrofizzazione (Figura 53).

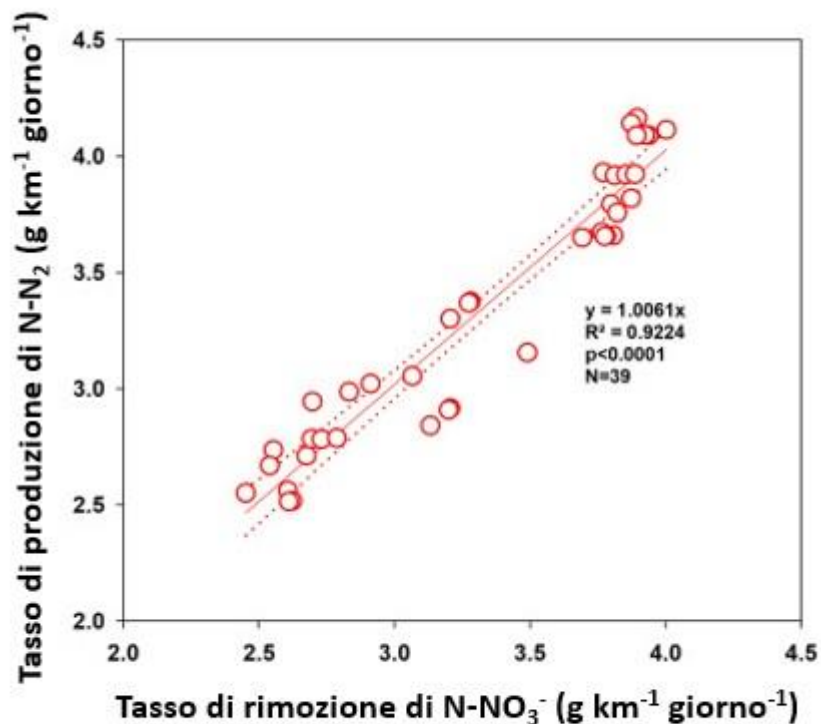


Figura 53 - Relazione logaritmica tra tassi di rimozione di nitrato e tassi di produzione di N₂ in canali vegetati (tratto da Soana et al., 2019).

Questo risultato evidenzia anche il ruolo indiretto della vegetazione nell'incentivare i processi microbici responsabili della dissipazione dell'azoto. Le modalità secondo cui le piante acquatiche promuovono la denitrificazione sono molteplici, sintetizzabili nel favorire lo sviluppo di interfacce multiple sia in colonna d'acqua (biofilm) che nella rizosfera (nicchie ossiche nel sedimento anossico) dove si instaurano le condizioni ottimali per le comunità denitrificanti. Il biofilm, complessa matrice di batteri, microalghe e detrito che riveste le porzioni sommerse delle piante acquatiche, rappresenta un mezzo ideale per i processi microbici (Figura 54).



Figura 54 - Biofilm che colonizzano fusti di *P. australis* (foto di E. Soana).

In particolare, l'elevata disponibilità di sostanza organica labile, le condizioni ipossiche-anossiche negli strati più profondi del biofilm e la disponibilità di nitrato che diffonde dall'acqua circostante, favoriscono la rimozione del nitrato tramite denitrificazione. Estendendosi su superfici enormi, esposte a condizioni favorevoli di costante rinnovo dell'acqua in contatto con esse, tali da massimizzare l'efficienza dei processi di scambio dei substrati e di conseguenza aumentare le cinetiche dei processi microbici, il biofilm rappresenta il principale hotspot di denitrificazione nei canali vegetati.

Sono stati condotti esperimenti di laboratorio su sedimenti vegetati con *P. australis* con la finalità di indagare quali fattori regolano la capacità depurativa e in quali condizioni viene massimizzata. La potenzialità di dissipare i carichi azotati viene valutata in relazione a driver di regolazione sia biotici (es. presenza di piante acquatiche, biofilm microbici) che abiotici (es. temperatura, disponibilità di nitrato, velocità della corrente). I tassi di denitrificazione sono risultati proporzionali alla disponibilità di nitrato in acqua lungo un ampio gradiente

che copre le concentrazioni trovate nelle acque di runoff agricolo e anche oltre, verso concentrazioni tipiche di scarichi di impianti di depurazione (Figura 55). La denitrificazione viene stimolata da una maggiore concentrazione di nitrato in acqua, in quanto la comunità denitrificante può rapidamente adattare il suo livello di attività alla crescente disponibilità di substrato (Soana et al., 2020). I tassi raggiungono una situazione di plateau, verosimilmente in seguito a saturazione dei complessi enzimatici o limitazione da carbonio organico labile, solo a concentrazioni $>20 \text{ mg N L}^{-1}$.

Il ruolo chiave dei biofilm quale principale hotspot di denitrificazione nei canali vegetati è stato confermato conducendo esperimenti anche al di fuori della stagione vegetativa che hanno dimostrato come la capacità auto-depurativa del reticolo venga comunque mantenuta sebbene inibita dalle temperature basse. Anche a temperature di circa 12°C , 1m^2 di canale in cui sia presente vegetazione emergente senescente, ma colonizzata da biofilm, rimuove da 2 a 3 volte più azoto di 1m^2 di sedimento nudo, a causa dell'incremento delle superfici biologicamente attive (Soana et al., 2018b). L'attività denitrificante dei biofilm risponde in modo quasi lineare a concentrazioni crescenti di nitrato (Figura 55), anche in condizioni di basse temperature quando i carichi di nutrienti transitanti nei corsi d'acqua possono essere elevati per effetto del dilavamento dai campi coltivati.

Altro fattore cruciale nella regolazione della dissipazione di azoto, sebbene generalmente omissa dalla parametrizzazione della funzione di denitrificazione, è la velocità dell'acqua. Esperimenti condotti in mesocosmi con *P. australis* in cui sono state stabilite condizioni di flusso differenziate, coprendo un tipico range di velocità riscontrabile in canali di pianura poco profondi e a basso scorrimento ($0\text{-}6 \text{ cm s}^{-1}$), hanno dimostrato un aumento significativo dei tassi di denitrificazione lungo il gradiente di velocità (Figura 56). Negli ambienti lotici a basso idrodinamismo l'apporto di soluti al sedimento e alle superfici biologicamente attive è dominato dai processi diffusivi che sono generalmente lenti. Un aumento della velocità del flusso riduce lo spessore dello strato diffusivo a contatto con le superfici biologicamente attive incrementando il trasporto del nitrato verso gli strati più profondi dei biofilm, dove le condizioni redox risultano generalmente più favorevoli alla denitrificazione. Maggiori velocità del flusso determinano un rinnovo continuo dell'acqua a contatto con le superfici attive garantendo un costante apporto di nitrato alle comunità denitrificanti e riducendo il

rischio che i tassi di consumo siano superiori ai tassi di rifornimento, condizione che di fatto limiterebbe la dissipazione (Castaldelli et al., 2018).

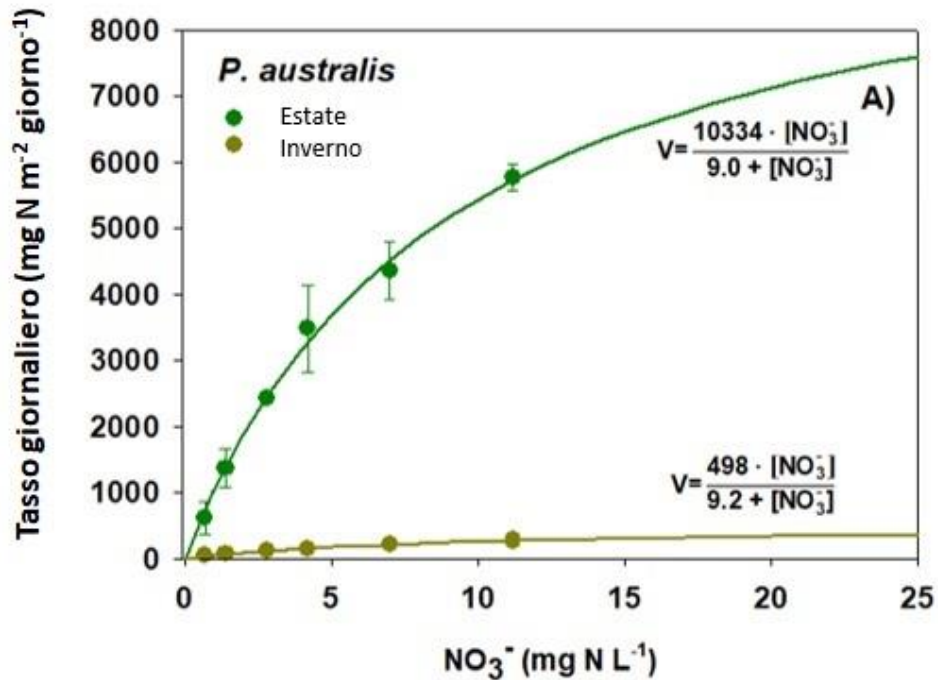


Figura 55 - Tassi giornalieri di denitrificazione misurati lungo un gradiente di nitrato in acqua (0.7–11.2 mg N L⁻¹) in sedimenti vegetati con *P. australis* in estate (26°C) e inverno (12°C) (tratto da Soana et al., 2020).

Per le zone umide viene solitamente menzionato il tempo di ritenzione quale elemento chiave per la capacità di dissipazione, ma è stato anche evidenziato che flussi troppo bassi limitano la capacità del sistema di tamponare l'azoto. Esiste quindi una finestra di condizioni in cui è ottimale l'equilibrio tra apporto di nitrato tramite il flusso della corrente e il tempo di ritenzione delle masse d'acqua a contatto con le superfici biologicamente attive, il che si traduce in elevata efficienza di processamento.

In sintesi, le attività sperimentali hanno dimostrato come un canale ideale per l'abbattimento dell'azoto dovrebbe avere profondità di 30-40 cm, velocità di deflusso di alcuni (3-6) cm s⁻¹, concentrazioni di nitrato nell'intervallo 3-10 mg N L⁻¹ e buon contenuto di materia organica biodegradabile (es. BOD₅ > 10 mg O₂ l⁻¹). Elevati tempi di ritenzione delle masse d'acqua ed elevato rapporto tra superfici microbiologicamente attive e volumi d'acqua, sono infatti due elementi che massimizzano il processamento dell'azoto. Date

queste condizioni, in presenza di vegetazione, in un tratto di circa un chilometro di lunghezza, si arriva ad un abbattimento fino al 40% del carico di azoto transitante nel periodo primaverile-estivo.

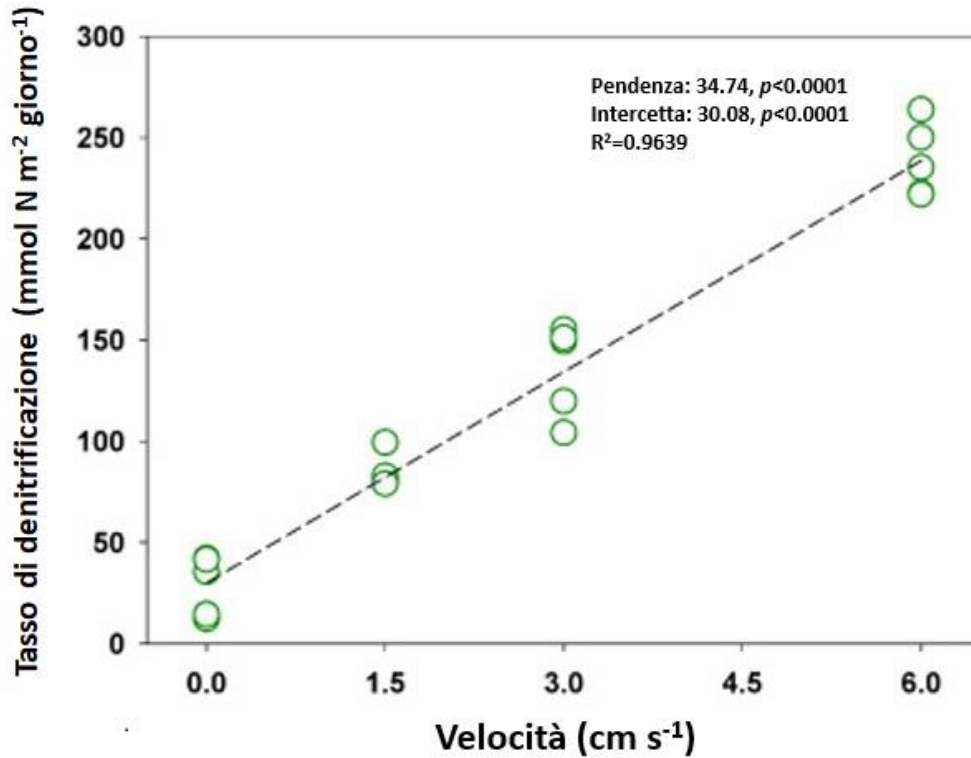


Figura 56 - Tassi giornalieri di denitrificazione misurati in sedimenti vegetati con *P. australis* lungo un gradiente di velocità del flusso (tratto da Castaldelli et al., 2018).

Diversamente, in assenza di vegetazione, o quando le componenti biologiche sono particolarmente semplificate, il carico di azoto assume un comportamento pressoché conservativo. Quando le temperature delle acque risultano superiori a 20-25°C e in presenza di vegetazione, il fattore principale di regolazione dell'abbattimento di nitrato risulta essere la disponibilità in acqua del nitrato stesso.

Le pratiche di sfalcio sono diventate molto efficienti dall'inizio degli anni '90 grazie all'introduzione di mezzi meccanici come gli escavatori con benne falcianti. Sul finire degli anni '70, l'aumento repentino dell'uso di fertilizzanti e dell'allevamento intensivo ha portato ad un aumento delle concentrazioni di nitrati tale da determinare una crescita abnorme della vegetazione acquatica, al punto da impedire il transito idraulico nei canali.

Parallelamente è aumentato il fabbisogno irriguo di un'agricoltura sempre più industrializzata, pertanto, sono state intensificate le pratiche di sfalcio nei canali della bassa padana che hanno portato, già nella seconda metà degli anni '90, ad un controllo molto efficiente della vegetazione acquatica e in molti casi alla sua pressoché totale rimozione. L'ecosistema dei canali di bonifica ha subito quindi una semplificazione, con perdita di struttura (vegetazione acquatica) e di complessità delle relazioni trofiche a tutti livelli (invertebrati, anfibi, rettili, pesci e uccelli). Nonostante diverse evidenze sperimentali acquisite di recente suggeriscono il mantenimento di una rilevante capacità di metabolizzazione dei carichi di azoto, la gestione della vegetazione acquatica nei canali è attualmente indirizzata alla rimozione o al contenimento delle specie con maggiore produttività al fine di garantire la funzionalità idraulica. Non viene invece considerata la possibilità di gestire la vegetazione acquatica in modo "gentile", con l'obiettivo di migliorare la qualità chimica delle acque e dei sedimenti. Al fine di rendere predittiva, in termini di effetto depurante, l'applicazione a scala ampia di tecniche di gestione conservativa della vegetazione acquatica è stato costruito un modello di upscale estendendo all'intero reticolo della bassa pianura del Po i dati sperimentali ottenuti in un ampio range di condizioni ambientali (Soana et al., 2019). Le sperimentazioni sulla capacità metabolica dei canali disponibili ad oggi per la Pianura Padana sono state condotte quasi esclusivamente in sistemi appartenenti al bacino del Po di Volano che risultano però rappresentativi della totalità degli ambienti del reticolo minore della bassa pianura del Po, in termini di disponibilità di nutrienti, substrato, regime idraulico, modalità di gestione e, se presente, vegetazione emergente in alveo, generalmente rappresentata da stand di *P. australis* o *Typha* spp. L'area considerata è la bassa pianura del Po al di sotto di 50 m s.l.m., circa 9000 km² tra la Lombardia e l'Emilia-Romagna (Figura 57). L'agricoltura costituisce l'uso del suolo prevalente, occupando oltre l'80% dell'area, con mais, frumento e foraggere colture prevalenti, e attraversata da un reticolo di oltre 18 mila km di canali.

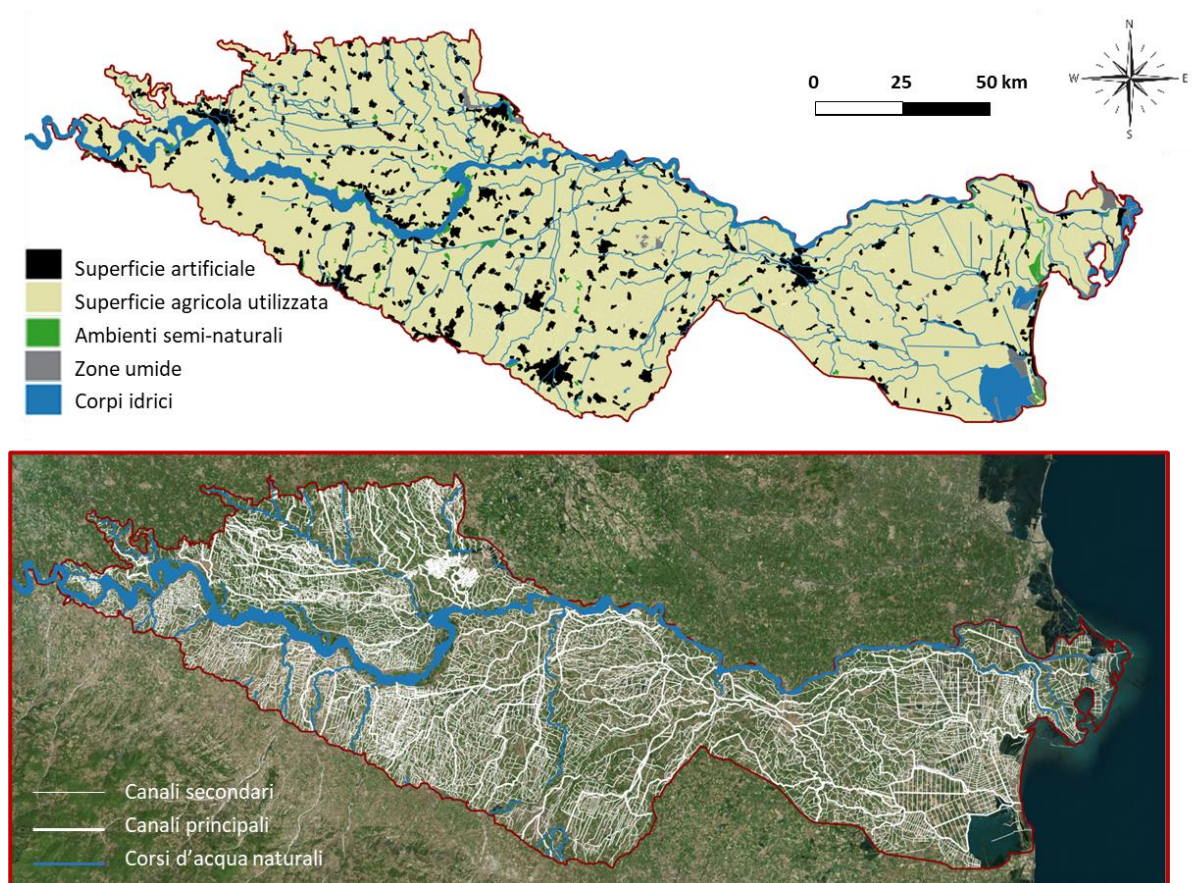


Figura 57 - Mappa dell'uso del suolo e dello sviluppo del reticolo idrografico nella pianura del Po sotto 50 m slm (tratto da Soana et al., 2019).

La valutazione si è avvalsa di tassi di rimozione dell'azoto, ottenuti sia sperimentalmente che da modellizzazioni su dataset di dati idrochimici, integrandoli ed estrapolandoli a scala di intero reticolo tramite approccio GIS in modelli previsionali di upscale. La rete dei canali di pianura della zona indagata presenta caratteristiche chimico-fisiche tipiche degli ecosistemi eutrofici d'acqua dolce con concentrazioni di nitrato mai limitanti, buona disponibilità di sostanza organica e temperature delle acque in media superiori a 20°C nel periodo primaverile-estivo (Figura 58). Queste condizioni risultano quindi potenzialmente favorevoli per l'instaurarsi di processi di denitrificazione in grado di mantenersi per diversi mesi durante il periodo irriguo, quando grandi volumi di acque fluviali vengono derivati e circolano sul territorio.

Sono stati ipotizzati un totale di otto scenari che si differenziano per due aspetti: l'estensione del reticolo in cui sia mantenuta la vegetazione e la modalità di gestione della stessa (gestione attuale vs gestione conservativa). Attualmente i consorzi effettuano infatti

il taglio della vegetazione in alveo generalmente due volte l'anno, nel mezzo dell'estate per facilitare i deflussi nel periodo di maggior richiesta irrigua e ad ottobre prima del periodo di piogge intense al fine di ridurre il rischio idraulico. In questa condizione l'effetto depurativo della vegetazione si manifesta da aprile a luglio, mentre si estenderebbe fino a settembre nel caso di una gestione più conservativa, con taglio a fine stagione irrigua. È opportuno precisare che per canale vegetato non si intende qui un canale completamente invaso da vegetazione in alveo, ma un canale che abbia un bordo di vegetazione vicino alle sponde. Alcuni studi effettuati su canali danesi (Madsen, 1995) e sperimentazioni in territorio veneto condotte dal Consorzio delle Acque Risorgive (Monaci et al., 2011) hanno messo in evidenza che dal punto di vista idraulico il mantenimento di un canale di corrente bordato da vegetazione pari ad 1/3 o 2/3 della larghezza dell'alveo non causa innalzamenti significativi dei livelli idrici.

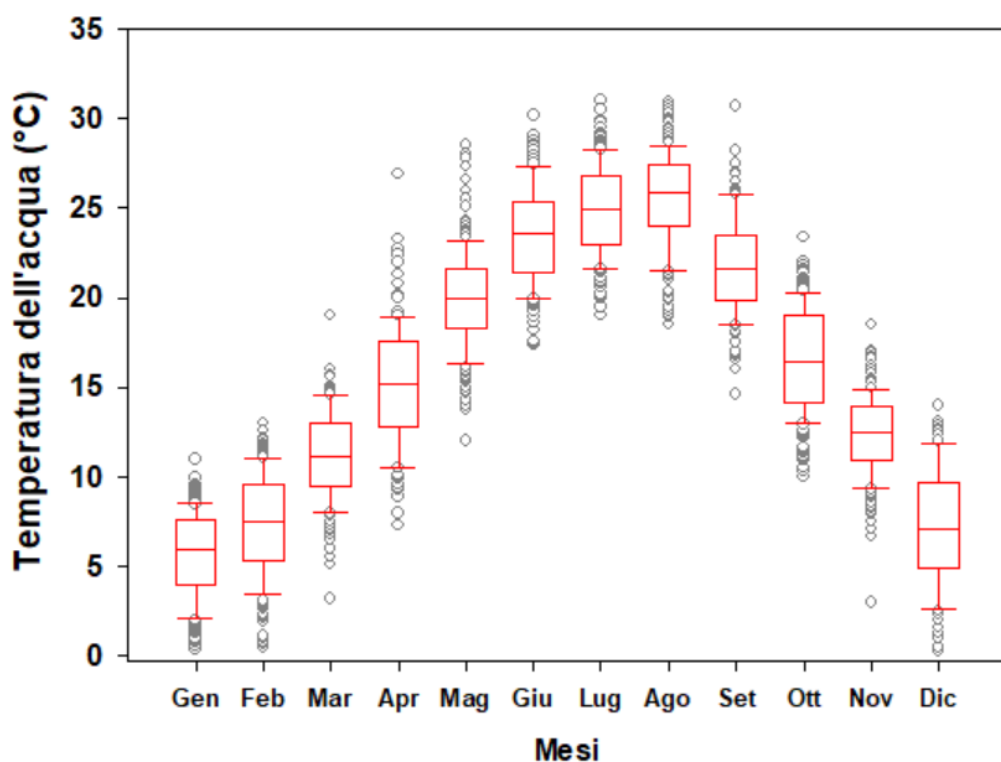


Figura 58 - Caratteristiche chimico-fisiche dei canali della pianura del Po al di sotto di 50 m s.l.m. (ARPA 2000-2016, 70 stazioni sul reticolo artificiale). Sono riportati i valori di temperatura dell'acqua.

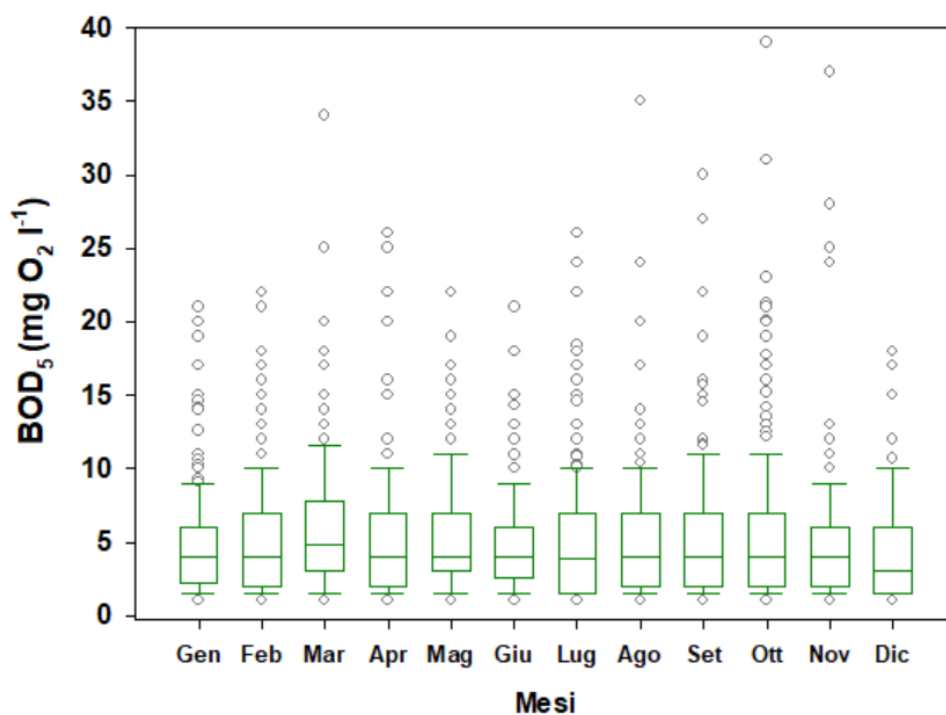
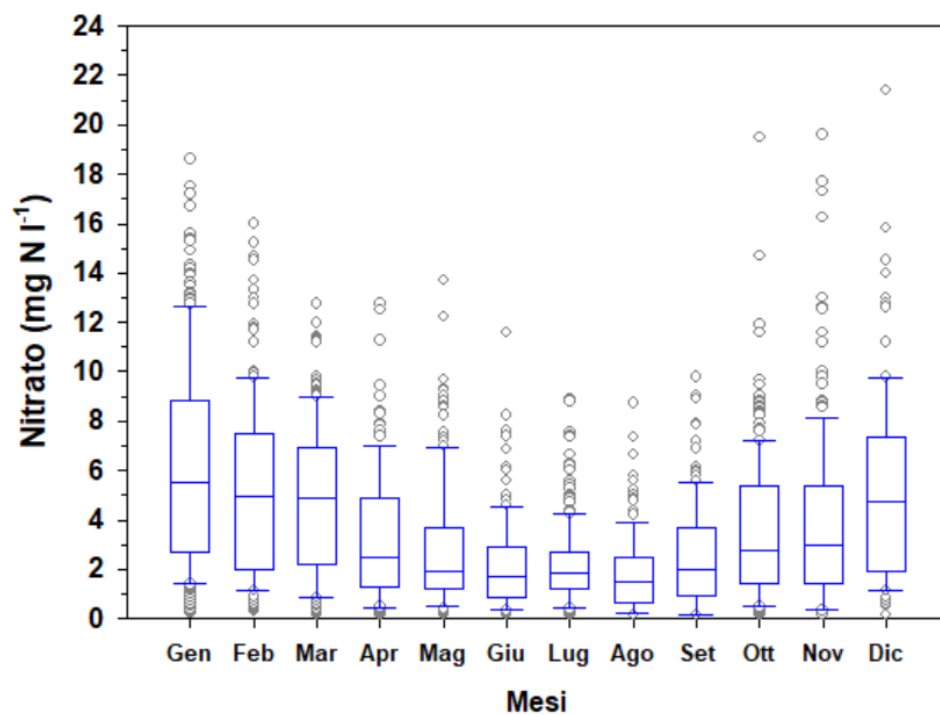


Figura 59 - Caratteristiche chimico-fisiche dei canali della pianura del Po al di sotto di 50 m s.l.m. (ARPA 2000-2016, 70 stazioni sul reticolo artificiale). Sono riportati i valori di concentrazione di nitrato e concentrazione di BOD₅-Domanda Biochimica di Ossigeno.

La realizzazione di un canale di corrente consiste nel limitare lo sfalcio della vegetazione ad una fascia centrale, conferendogli un andamento sinusoidale, così da riprodurre le

condizioni che si presentano in un corso d'acqua naturale. La gestione del taglio della vegetazione finalizzata a lasciare un canale di corrente centrale, non necessariamente rettilineo, causa una diminuzione del livello idrico che si attesta su valori di poco inferiori al massimo ottenibile con il taglio completo. Questo suggerisce la possibilità di tutelare parte della vegetazione acquatica senza compromettere la funzione idraulica chiave che i canali hanno.

In Figura 60 sono riportate le rimozioni potenziali di azoto predette per l'intero reticolo sotto i diversi scenari di mantenimento e gestione della vegetazione descritti in precedenza. Lo scenario del 5% rappresenta la condizione attuale, in cui la vegetazione è presente in condizione relitta e frammentata in pochi tratti di canali, isolati, marginali e non critici dal punto di vista idraulico e soggetta a taglio da parte dei consorzi. Il potenziale attuale del reticolo ($5000 \text{ t N anno}^{-1}$) risulta irrisorio rispetto a quelli che sono ad esempio i carichi di azoto transitanti in Po alla sezione di chiusura bacino, superiori di due ordini di grandezza. Lo scenario del 90% rappresenta invece la situazione antecedente agli anni '90 quando è stato introdotto lo sfalcio meccanizzato della vegetazione (è stato ipotizzato che solo i canali di maggiore dimensione e profondità, circa il 10% del totale, non presentassero vegetazione). In tale situazione la potenzialità della rete (circa $40000 \text{ t N anno}^{-1}$) sarebbe maggiore di un ordine di grandezza rispetto alla capacità attuale. Programmare il ripristino della vegetazione su un chilometraggio così elevato risulterebbe poco realistico date le finalità e le modalità con cui la rete di bonifica è attualmente gestita, ma gli scenari simulati qui dimostrano che il mantenimento della vegetazione anche su porzioni ridotte potrebbe contribuire in modo rilevante al miglioramento delle qualità delle acque. Ad esempio, con il mantenimento della vegetazione sul 25% della rete, la potenzialità di dissipazione arriverebbe a tamponare oltre il 30% del surplus di azoto generato nelle terre agricole. La potenzialità della rete in tale condizione eguaglierebbe il carico che annualmente viene sottoposto a depurazione prodotto da una popolazione di quasi cinque milioni di abitanti, quasi un terzo della popolazione residente nell'intero bacino del Po.

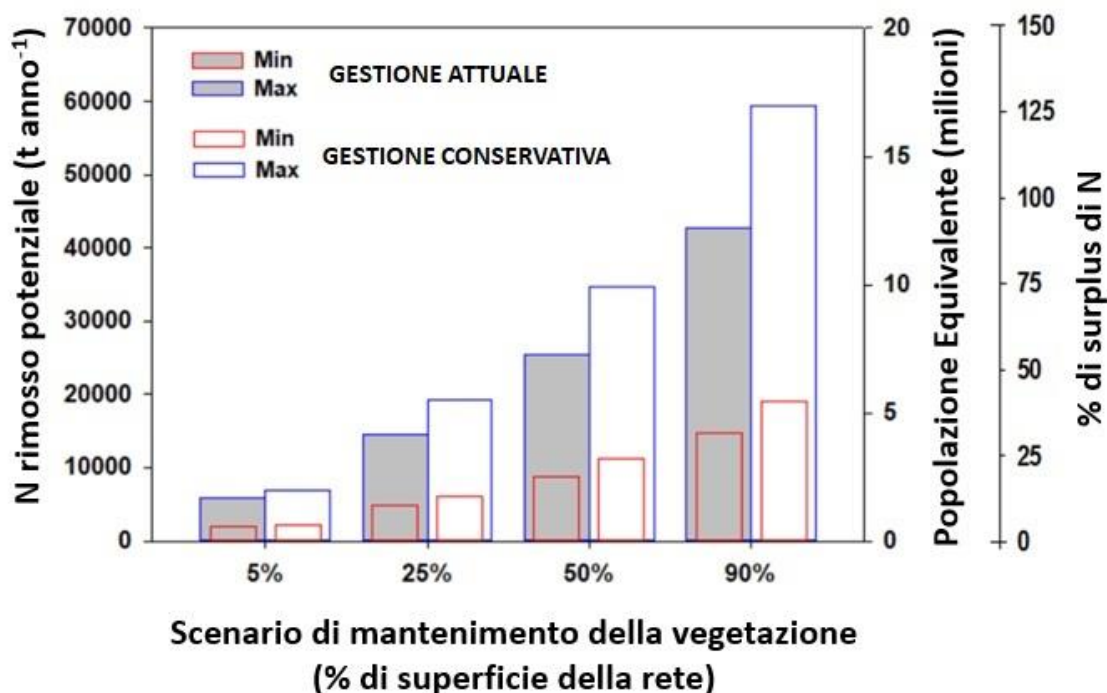


Figura 60 - Potenzialità di rimozione dell'azoto della rete dei canali della bassa pianura del Po sotto diversi scenari di mantenimento della vegetazione (5%, 25%, 50% e 75% dell'estensione del reticolo) e adottando la gestione attuale o pratiche di gestione conservative (modificato da Soana et al., 2019).

Sebbene le reti di canali siano elementi ubiquitari dei bacini idrografici agricoli, le evidenze sperimentali sul loro elevato potenziale di mitigazione dell'inquinamento diffuso da nitrato sono acquisizioni recenti tanto da non essere ancora state adottate nell'ambito di piani e protocolli per contrastare l'eutrofizzazione. Tuttavia, la possibilità di sfruttare la vegetazione acquatica quale componente chiave della capacità tampone nei paesaggi agricoli risulta al momento, uno dei pochi strumenti efficaci e a basso costo per raggiungere gli obiettivi di qualità fissati dalla Diretta Quadro Acque.

Per meglio comprendere come l'implementazione della fitodepurazione nei canali possa avere ripercussioni rilevanti in termini di miglioramento della qualità delle acque, è stato stimato di quale quota andrebbero ridotti, rispetto alla condizione attuale, i carichi di nitrato esportati dal bacino del Po di Volano (Figura 61) durante il periodo irriguo (maggio-settembre) imponendo una concentrazione costantemente inferiore a 1.2 mg N L^{-1} , limite superiore dello stato buono secondo l'indice LIMeco.

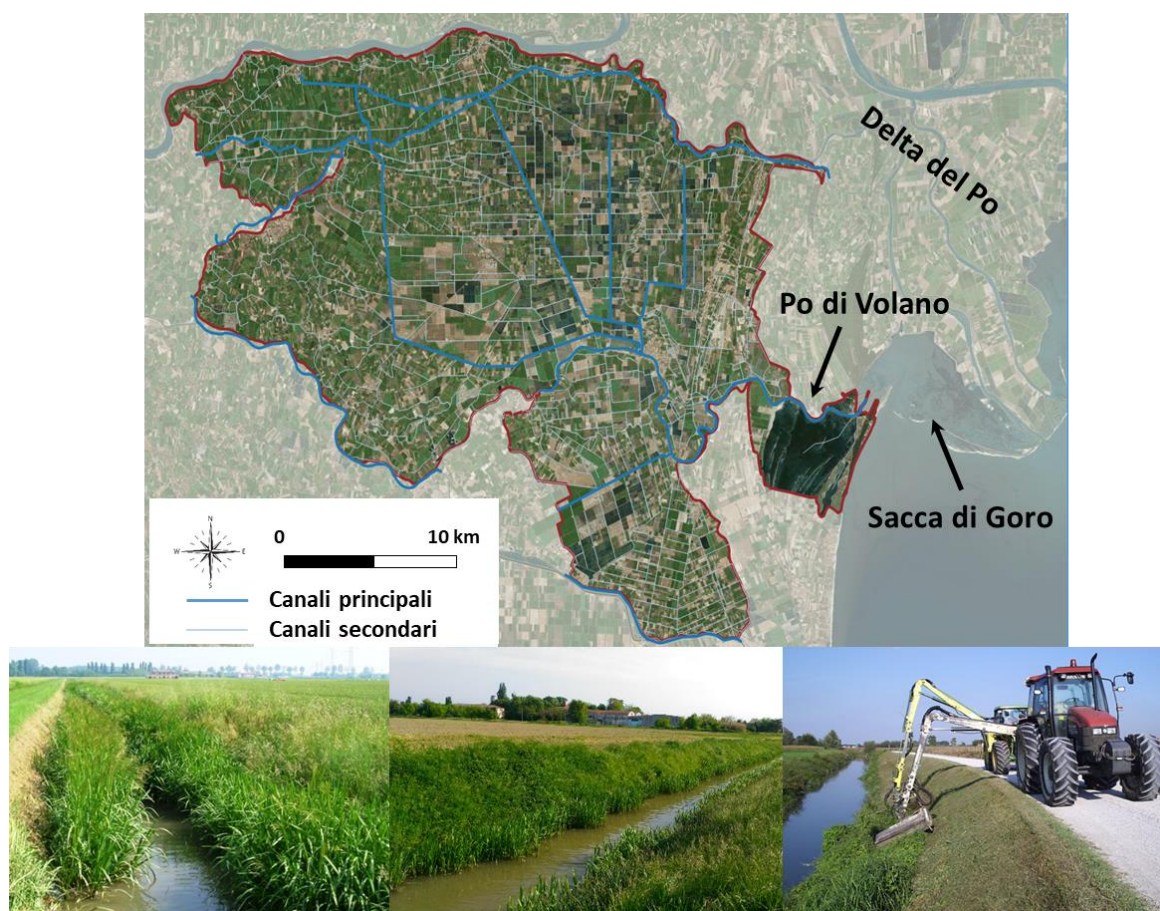


Figura 61 - Mappa del reticolo idrografico nel bacino del Po di Volano e immagini di alcuni canali oggetto delle sperimentazioni (foto di E. Soana e F. Vincenzi).

Questo target di riduzione è stato confrontato con la potenzialità di dissipazione della rete di canali (circa 1300 km) sotto diversi scenari di gestione che si differenziano per una diversa percentuale della rete (5%, 20%, 40%, 60%) dove il taglio della vegetazione viene posticipato al termine della stagione vegetativa (Soana et al., 2021). I modelli di upscale hanno dimostrato che posticipando lo sfalcio della vegetazione nel 20% della rete, la capacità denitrificante del sistema consentirebbe di raggiungere l'obiettivo di riduzione del carico di nitrati da maggio a settembre (Figura 62, Figura 63). Questo incrementato di capacità di rimozione dell'azoto contribuirebbe a ridurre sostanzialmente il potenziale eutrofizzante delle acque convogliate nelle zone costiere. La capacità di rimozione dell'azoto della rete di canali è un servizio ecosistemico di regolazione (i.e. la depurazione delle acque) che può essere valutato economicamente traducendolo in un costo evitato. Il gap rispetto al carico target rappresenta infatti un costo potenziale per la società per

sostenere i trattamenti di depurazione delle acque (ad esempio tramite la costruzione e gestione di zone umide) e che va a sommarsi all'attuale costo per la gestione della rete di bonifica (Tamburini et al., 2020). Il mantenimento della vegetazione in meno di un quarto della rete di canali consentirebbe di risparmiare circa 15 milioni € all'anno per ridurre le concentrazioni di nitrato nelle acque superficiali del solo Po di Volano al di sotto della soglia per il buono stato ecologico (Figura 62).

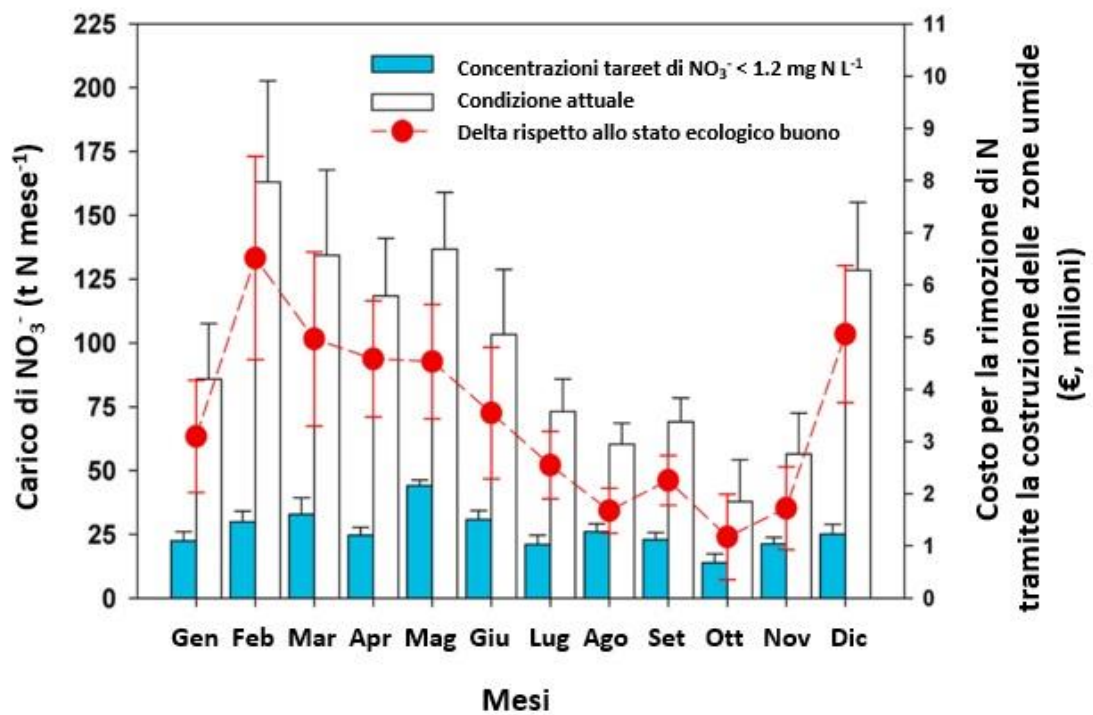


Figura 62 - Carichi di nitrato esportati dalla rete di canali del bacino del Po di Volano (periodo 2000–2018) nella condizione attuale e carichi target. Il delta rappresenta il gap rispetto allo stato buono, cioè la differenza tra il carico attuale esportato dal bacino e il carico teorico calcolato ipotizzando di non superare mai la concentrazione soglia di 1.2 mg N L^{-1} nelle acque in uscita dal bacino. Sull'asse y (a destra) è riportato il costo che sarebbe necessario sostenere per rimuovere tali carichi tramite la costruzione e la gestione di zone umide (tratto da Soana et al., 2021).

Verificata la potenzialità della fitodepurazione nei canali per l'obiettivo di rimozione del carico di azoto diffuso, occorre pianificarne l'impiego quale *nature-based solution* tenendo conto dei vincoli a cui i canali sono soggetti. La rete dei canali rappresenta infatti un sistema complesso, soggetto a vincoli importanti in termini di sicurezza idraulica e di uso delle

acque. Per esigenze idrauliche sempre più stringenti, anche a causa dell'estremizzazione degli eventi piovosi a seguito del cambiamento climatico, e per l'attuale assetto delle sezioni dei canali, sussistono dei limiti generalmente difficili da superare. Il trasferimento a scala reale di pratiche di gestione conservativa della vegetazione richiederebbe due azioni principali da implementare in sequenza:

- 1) individuare tratti di canali che siano idonei per la riqualificazione idraulica-ambientale da attuare con il rimodellamento delle sezioni al fine di mantenere la vegetazione acquatica fino al termine della stagione vegetativa, senza ostacolare la capacità di trasporto dell'acqua;
- 2) concentrare gli interventi operando una scelta mirata verso dove si riscontrano le condizioni (in termini chimico-fisici e idraulici) che massimizzano l'abbattimento di azoto.

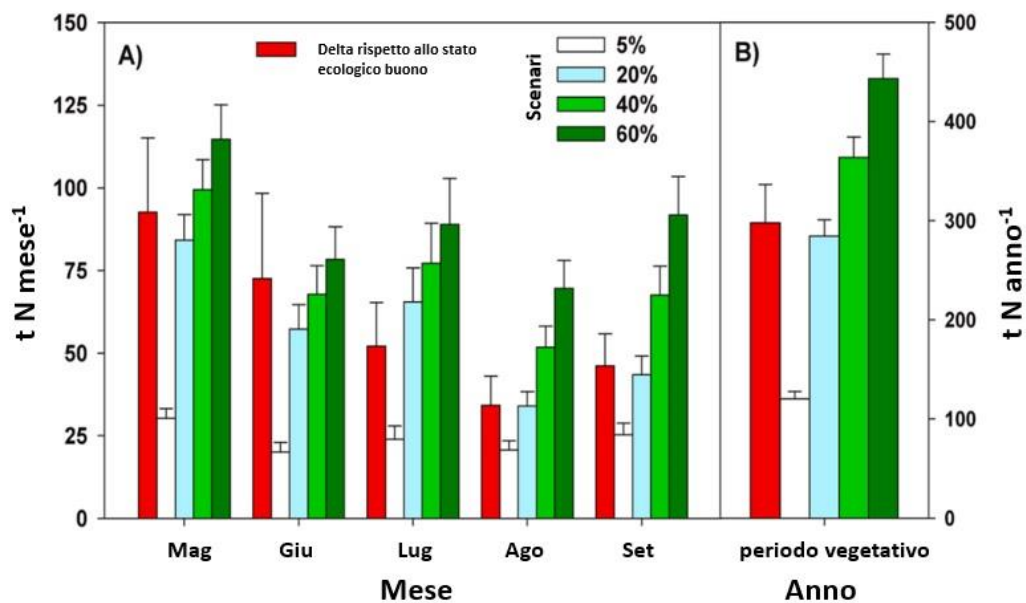


Figura 63 - Potenzialità di rimozione dell'azoto della rete dei canali del bacino del Po di Volano sotto diversi scenari di mantenimento della vegetazione (5%, 20%, 40% e 60% dell'estensione del reticolo). Il delta rappresenta il gap rispetto allo stato buono, cioè la differenza tra il carico di nitrato attuale esportato dal bacino e il carico teorico calcolato ipotizzando di non superare mai la concentrazione soglia di 1.2 mg N L⁻¹ nelle acque in uscita dal bacino (tratto da Soana et al., 2021).

Considerazioni di sintesi e prospettive future

Gli studi sul funzionamento del reticolo secondario forniscono un'importante base di conoscenze che potrebbe avere promettenti ricadute nella gestione e nel controllo dei carichi di origine diffusa. La parametrizzazione della capacità depurativa di un canale vegetato risulta fondamentale per pianificare e realizzare interventi di riqualificazione volti al ripristino o al potenziamento di tale funzione nei bacini irrigati. Su questa base possono essere infatti prodotte linee guida per sfruttare il ruolo di "filtro" di questi ecosistemi.

In sintesi, i principali risultati indicano che la presenza di vegetazione acquatica è in grado di regolare a scala di intero reticolo la dissipazione di azoto per effetto dell'azione congiunta con le comunità batteriche.

Il reticolo secondario, peculiarità dei territori di pianura banalizzati paesaggisticamente e altamente modificati dal punto di vista idraulico, viene ad assumere una connotazione positiva quale "regolatore metabolico" e fornitore di servizi ecosistemici, e non solo il ruolo storico di mantenimento dell'equilibrio idrico di un territorio;

Anche in un hotspot di eutrofizzazione quale il bacino del Po, ci potrebbe essere la possibilità di controllare i carichi diffusi di azoto tramite la potenziale funzione denitrificante dei canali vegetati, grazie ad interventi distribuiti sul territorio e localizzati nelle stesse zone di generazione.

La gestione conservativa della vegetazione nel reticolo secondario potrebbe rappresentare una valida strategia per contribuire al raggiungimento degli obiettivi di qualità delle acque ad oggi ancora mancati.

In conclusione, una gestione multi-obiettivo dei canali, che sia in grado di coniugare le esigenze di sicurezza idraulica e l'espressione delle funzioni ecologiche, potrebbe avere ripercussioni importanti sulla qualità delle acque, garantendo un contributo significativo al controllo dei carichi azotati e in generale alla fornitura di servizi ecosistemici (es. mantenimento della biodiversità e della connessione ecologica del territorio). Tematiche interessanti su cui proseguire le ricerche sono la valutazione dei costi energetici ed economici della fitodepurazione rispetto alla depurazione convenzionale e l'individuazione delle possibili modalità di pagamento del servizio ecosistemico (PES) di fitodepurazione agli enti gestori.

8. EVIDENZE PRELIMINARI PER LO SVILUPPO DI INDICI DI VALUTAZIONE DELLO STATO TROFICO FLUVIALE

Riassunto

All'interno di bacini idrografici antropizzati i corpi idrici costituiscono da un lato sistema di raccolta e trasporto dei carichi generati nella porzione terrestre del bacino e dall'altro rispondono alle variazioni del carico in ingresso e lo trasformano. Una delle manifestazioni più evidenti di questa risposta è il processo di eutrofizzazione che costituisce una delle principali cause di degrado degli ambienti acquatici.

La messa a punto di metodologie per la classificazione trofica dei corsi d'acqua su base biologica, attraverso lo studio dell'associazione tra la concentrazione dei nutrienti e le comunità di diatomee e macroinvertebrati bentonici costituisce uno degli obiettivi per la conservazione della qualità degli ecosistemi fluviali.

La definizione di soglie di concentrazione nelle acque di azoto e fosforo che supportino lo stato ecologico "buono" è, a livello comunitario, una delle sfide più attuali nella gestione dei fiumi. Si tratta di un obiettivo complesso che richiede un'analisi accurata dei dati fin qui raccolti per la classificazione ecologica dei corsi d'acqua appartenenti a diversi macrotipi. A questo scopo, il DBIOS -Università di Torino ha fatto un'analisi preliminare su un dataset già disponibile sul sito di Arpa Piemonte, comprendente due macrotipi fluviali: centrale e Alpino siliceo, particolarmente significativi nella prima porzione del bacino del fiume Po. Il dataset comprende dati relativi alle diatomee bentoniche e alle concentrazioni di elementi nutritivi negli stessi punti di monitoraggio.

L'obiettivo di questa attività è stato quello di testare diverse metriche biologiche e chimiche ed analizzarne le relazioni preliminarmente all'analisi che verrà effettuata sui dati provenienti dall'intero bacino. Tra le metriche biologiche, sono state analizzate la composizione specifica, metriche funzionali ("guild ecologiche") e l'indice previsto dalla normativa italiana (ICMi). Per i nutrienti, sono state considerate le concentrazioni di azoto ammoniacale, nitrati, azoto totale, fosforo reattivo solubile e totale, e l'indice complessivo LIMECO.

I risultati preliminari indicano un ruolo significativo dell'azoto, più che del fosforo, sulla comunità di diatomee; questo può essere dovuto al range più ampio di valori riscontrato nelle concentrazioni dell'azoto, mentre il fosforo presenta in un numero non trascurabile di campioni con valori inferiori al limite di 50 µg/l. In circa la metà dei campioni non vi è concordanza tra i due indici previsti dalla normativa (LIMECO e ICMi).

Diversi possono essere i motivi di questa mancata concordanza tra l'indice chimico e quello diatomoico, tra cui alcune problematiche insite nella stessa formulazione degli indici come, ad esempio, i valori di riferimento dell'ICMi, attualmente in fase di revisione.

Premessa

Secondo una recente indagine dell’Agenzia Europea per l’Ambiente EEA (Kirstensen et al., 2018) meno della metà dei fiumi europei hanno raggiunto l’obiettivo della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60 (di seguito indicata come DQA) che mira al raggiungimento dello stato ecologico “buono” o “elevato” per i corpi idrici inclusi nella rete di monitoraggio. Molteplici sono le cause che possono determinare uno stato ecologico non soddisfacente. Tra queste, l’eccesso di nutrienti gioca tuttora un ruolo di primo piano, come sottolineato nello stesso rapporto della EEA, nonostante i miglioramenti tecnologici dei processi di depurazione e gli interventi normativi volti al controllo dei carichi puntuali e diffusi.

Tra gli indicatori biologici utilizzati per determinare lo stato ecologico dei fiumi previsti dalla DQA, le diatomee bentoniche risultano tra quelli più direttamente correlabili alla concentrazione di nutrienti, dato il ruolo fondamentale che questi ultimi ricoprono come fattori di crescita algale. Per la maggior parte delle specie di diatomee comunemente presenti nelle acque dolci è nota la sensibilità/tolleranza alle concentrazioni di fosforo. Proprio la risposta alla concentrazione di fosforo è uno dei parametri su cui si basano gli indici diatomici utilizzati a livello internazionale per la classificazione ecologica dei corsi d’acqua. Tuttavia, a differenza di quanto avvenuto per i laghi, non è stata ancora identificata con precisione una relazione chiara tra la concentrazione di nutrienti nelle acque e lo stato di salute della comunità algale.

A questo proposito, negli ultimi anni numerosi studi sono stati intrapresi per pervenire ad una classificazione trofica dei corsi d’acqua su base biologica, con risultati interessanti ma ancora discordanti, come riportato in Poikane et al., 2021. L’approccio più utilizzato per fissare le soglie di concentrazione di nutrienti che corrispondano allo stato ecologico “buono” calcolato con gli indici biologici è di tipo statistico e consiste nell’applicare modelli di regressione univariata tra un singolo nutriente (generalmente il fosforo reattivo solubile SRP e l’azoto totale) e l’indice diatomico utilizzato nel singolo Stato membro dell’Unione Europea. In Italia l’indice adottato per le diatomee, l’ICMi, ha una storia di applicazione molto recente essendo stato formulato da poco più di un decennio (Mancini e Sollazzo, 2009) e ancora molto poco vagliato dalla letteratura scientifica internazionale. L’Italia è inoltre caratterizzata dall’assenza quasi totale di dati storici sulle diatomee dei corsi d’acqua, dal momento che solo dalla fine degli anni 90 si è avuto un forte impulso agli studi

diatomologici nel nostro territorio, grazie ad alcuni centri di ricerca quali il MUSE di Trento per le Alpi orientali a partire dal 1998 (Cantonati, 1998); l'Università di Camerino per l'Appennino centrale a partire dal 1999 (Dell'Uomo *et al.*, 1999); l'Arpa Piemonte (Battezzore *et al.*, 2004) e l'Università di Torino (a partire da Bona *et al.*, 2007) per le regioni nord occidentali. La ben nota diversificazione geografica della nostra penisola si riflette nella presenza di un numero molto elevato di idrocoregioni (24), altra caratteristica che rende indispensabile un'attenta analisi dei dati raccolti durante questi primi anni di applicazione del monitoraggio biologico dei fiumi, passaggio fondamentale per pervenire alla classificazione trofica dei corsi d'acqua su base biologica.

Obiettivi

In quest'ottica l'Università di Torino ha recentemente effettuato uno studio (Bona *et al.*, 2021) per indagare la relazione statistica tra metriche legate alla comunità diatomica e nutrienti, prendendo in esame i dati raccolti da Arpa Piemonte dal 2009 al 2016 e disponibili sul sito <https://webgis.arpa.piemonte.it>. I campioni selezionati per questo studio ricadono nella porzione iniziale del bacino del fiume Po, corrispondente ai macrotipi fluviali R-A2 (Alpino siliceo) e R-C (Centrale) compresi in Piemonte. La mappa delle stazioni campionate è riportata nella Figura 64.

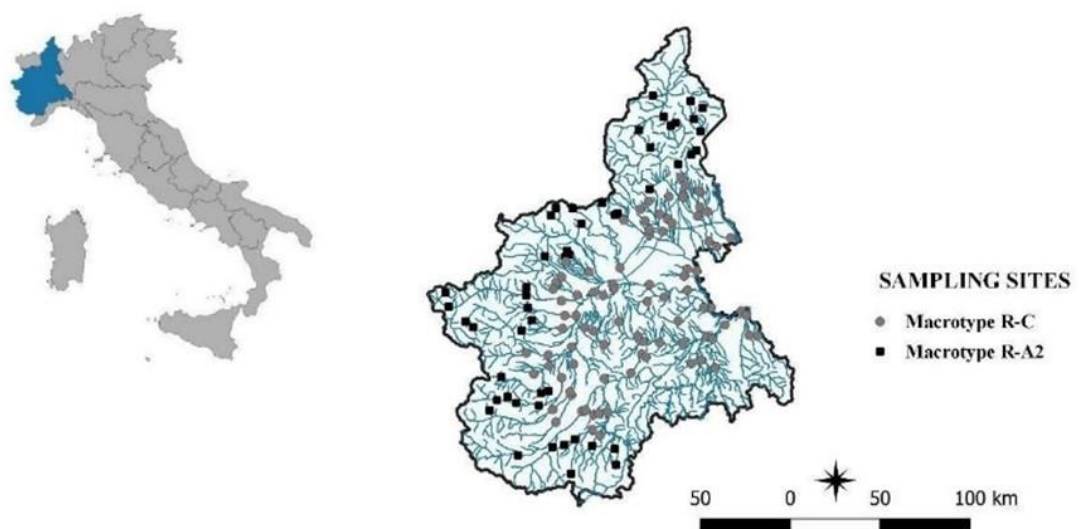


Figura 64 - Mappa dei siti di campionamento dell'Arpa Piemonte per i macrotipi C e A2.

Si tratta di due macrotipi particolarmente rappresentati nel bacino padano e quindi molto significativi. Nel complesso l'analisi dei dati ha riguardato 390 campioni raccolti in 139 siti, di cui 50 nel macrotipo R-A2 e 89 nel macrotipo Centrale. Oltre all'indice diatamico ICMi, sono stati considerati parametri strutturali e funzionali della comunità quali la composizione specifica e le guilds ecologiche definite da Rimet e Bouchez (2012), ovvero raggruppamenti di specie omogenei dal punto di vista dell'utilizzo delle risorse e della sensibilità alle alterazioni idromorfologiche.

Per quanto riguarda i nutrienti, sono stati considerati la concentrazione di fosforo totale, nitrati, azoto ammoniacale e totale; inoltre, è stata analizzata la concordanza tra l'indice diatamico e il LIMECO, ossia l'indice italiano previsto dal DM 260/2010 per classificare i fiumi dal punto di vista della qualità chimica delle acque.

Principali risultati

Per una lettura approfondita dei risultati, si rimanda alla pubblicazione originale (Bona et al., 2021); qui di seguito sono riportate le principali risultanze e le problematiche emerse che, seppure riferite a un sottoinsieme del bacino del fiume Po, possono fornire utili indicazioni per estendere l'analisi ai dati dell'intero bacino padano.

La qualità delle acque nei siti considerati è in generale soddisfacente, soprattutto nel macrotipo R-A2, in cui solo il 5% dei campioni risulta classificato come "non buono" in base al parametro chimico di sintesi, il LIMECO. Nel macrotipo centrale la qualità chimica manifesta qualche criticità con una percentuale di campioni che non raggiungono lo stato "buono" pari al 25%. I dati relativi alle diatomee sono stati analizzati sia come composizione in specie sia come indice diatamico. La composizione tassonomica della comunità diatamica riflette in generale la qualità delle acque; anche in questo caso si nota qualche differenza tra i due macrotipi: nel R-C è significativa l'abbondanza di specie tipiche di ambienti ad elevata trofia come *Navicula gregaria*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Cocconeis euglypta*, *Eolimna minima*. Taxa considerati oligotrofici come *Achnantheidium minutissimum*, *Achnantheidium pyrenaicum* e *Encyonema silesiacum* sono risultati dominanti nelle acque di qualità più elevata, in entrambi i macrotipi. L'analisi dei dati ha valutato anche la "classificazione funzionale" delle diverse specie, che possono essere classificate in diversi gruppi funzionali chiamati "guild ecologiche". Le diatomee

appartenenti alla guild "low profile" (piccole dimensioni, forte ancoraggio ai ciottoli, elevati tassi di riproduzione) caratterizzano il macrotipo R-A2, mentre il macrotipo R-C vede la presenza significativa della guild "motile" (specie dotate di una certa mobilità quindi in grado di spostarsi verso microhabitat più favorevoli al loro sviluppo), confermando così le osservazioni di letteratura (Passy, 2007; Novais et al., 2014; Stenger-Kovács et al., 2020). Il confronto tra i dati delle diatomee e i dati chimici ha messo in evidenza un ruolo significativo dell'azoto (sia dei nitrati che del totale) sulla composizione della comunità diatomica, mentre il ruolo del fosforo totale appare significativo solo nel macrotipo centrale, probabilmente perché in molti siti del macrotipo R-A2 questo parametro è sotto il limite di $50 \mu\text{g L}^{-1}$ presente nel database come valore minimo considerato. A questo proposito, un valore minimo così alto implica che qualsiasi concentrazione inferiore sia riportata come $< 50 \mu\text{g L}^{-1}$, quando invece dati di letteratura evidenziano che nell'intervallo tra 0 e 50 la risposta delle diatomee può essere molto diversa (Poikane et al., 2021).

Considerazioni di sintesi

Lo studio qui descritto, che è parte integrante dell'accordo di collaborazione con l'Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, per lo studio "Origine e dinamica dei carichi inquinanti veicolati dal bacino del fiume Po e dagli altri bacini che sfociano nel mare Adriatico" ha permesso di identificare e standardizzare alcuni passaggi chiave nell'analisi della relazione tra nutrienti e dati biologici che sarà successivamente estesa all'intero bacino del Po. I punti principali di questa analisi includono: 1) sistematizzazione e aggiornamento tassonomico del database contenente i dati biologici; 2) creazione di un database chimico corrispondente ai campioni biologici selezionati; 3) data exploration dei due database per la validazione dei dati (es. Analisi outliers, analisi dei dati mancanti e di quelli inferiori alla soglia di rilevabilità analitica etc); 4) scelta delle metriche di risposta (indici diatomici, indici sulla composizione tassonomica, metriche funzionali); 5) scelta delle variabili esplicative legate ai nutrienti (forme di azoto e fosforo); 6) applicazione di tecniche statistiche univariate, multivariate e modelli di regressione per valutare la relazione tra nutrienti e comunità diatomiche. Il percorso è finalizzato all'identificazione delle concentrazioni di nutrienti che supportino lo stato ecologico "buono" calcolato sulla base delle metriche legate alle comunità diatomiche.

Questa analisi preliminare ha inoltre evidenziato alcuni punti critici. La concordanza tra le classi LIMeco e quelle ottenute con l'ICMi è piuttosto bassa, intorno al 50%, con una prevalenza di casi (soprattutto nei siti alpini) in cui l'ICMi perviene a una classificazione più severa. Sono necessari ulteriori approfondimenti per interpretare questa discordanza tra i due indici. Tra le altre problematiche emerse, si conferma la presenza significativa di campioni in cui l'ICMi risulta maggiore dei valori di riferimento (circa nel 22% dei casi), già evidenziata per altre aree come la Liguria (Falasco et al., 2012, 2016) e la Lombardia (Salmaso et al., 2019). Pertanto, è piuttosto frequente una sovrastima della qualità ambientale che non coincide con la reale condizione ambientale dei siti interessati. È emerso inoltre che quasi il 20% delle specie identificate nei campioni raccolti non vengono considerate nel calcolo dell'indice in quanto non esistono i valori di sensibilità e affidabilità necessari per il calcolo del sub-indice TI che assieme all'IPS concorre alla formulazione dell'ICMi. Infine, per quanto riguarda i parametri di tipo chimico, oltre alla problematica legata alla soglia di $50 \mu\text{g L}^{-1}$, si rileva che il LIMeco considera l'azoto nitrico e l'azoto ammoniacale ma non l'azoto totale che è la forma più utilizzata a livello europeo negli studi sulla correlazione con gli indici biologici; tra le forme di fosforo, non considera il fosforo reattivo che è la forma effettivamente disponibile per la crescita algale.

9. OSSERVAZIONI CONCLUSIVE E PROSPETTIVE FUTURE

Questo documento ha riportato una sintesi dell'evoluzione delle pressioni e dei carichi nel bacino del fiume Po. Sono inoltre stati riportati i risultati di ricerche che concorrono a comprendere come alcune componenti del reticolo idrografico, quali ad esempio il reticolo idrografico artificiale, possono contribuire a mitigare i carichi generati dalle attività antropiche.

L'analisi dei dati presentati, consente di evidenziare come l'evoluzione temporale della qualità e dello stato trofico delle acque fluviali e di quelle costiere dell'Emilia-Romagna segua un andamento largamente sovrapponibile alle profonde trasformazioni del bacino del Po e di alcuni degli sforzi intrapresi per la mitigazione dei carichi. La radicale trasformazione del settore agro-zootecnico, tra gli anni '70 e '90 del secolo scorso, ha rappresentato un rilevante punto di rottura, che è però stato accompagnato da altre trasformazioni che non debbono essere ignorate. La sola valutazione dell'impatto dei reflui zootecnici e dei concimi minerali sugli ecosistemi acquatici non considera, infatti, altre variabili che non siano il carico animale e le modalità di allevamento e/o l'uso agricolo dei suoli. Altri fattori possono avere un ruolo altrettanto rilevante nel modulare il trasferimento del carico al recettore finale: l'impermeabilizzazione dei suoli, lo sviluppo invasivo di centri urbani e infrastrutture, la pesante modificazione degli alvei fluviali dovuta all'attività estrattiva di materiali inerti direttamente in alveo e alla costruzione di opere fluviali di vario tipo che hanno inciso in modo pesante sull'idro-morfologia e sulla capacità di autoregolazione biogeochimica dei corsi d'acqua.

A fronte di pressioni così rilevanti, sono state avviate politiche ambientali che hanno avuto effetti positivi, a partire dalla legge 319/1976 (legge Merli), seguita dalla costruzione degli impianti di depurazione dei reflui urbani, ai decreti legislativi per la riduzione del contenuto di P nei detersivi, alla promozione di buone pratiche agricole e zootecniche per contenere i consumi di acqua e uso di fertilizzanti e per migliorare la dieta animale (Rinaldi, 2014). Questi provvedimenti hanno, nel loro insieme, generato effetti apprezzabili già negli anni '90 e sono stati particolarmente efficaci nel contenimento del fosforo, uno dei fattori principali nello sviluppo dell'eutrofizzazione della costa (Palmeri *et al.*, 2005). Resta invece irrisolto il problema del massiccio carico diffuso di azoto, per il quale si presenta anche una pesante eredità del passato, in quanto una quota non quantificabile, ma sicuramente molto

elevata, è stata accumulata nelle acque sotterranee sotto forma di nitrato che ritorna in ciclo attraverso le sorgenti di pianura, i pozzi e il flusso di subalveo (Bartoli *et al.*, 2012; Taherisoudejani *et al.*, 2018; van Meter *et al.*, 2018; Racchetti *et al.*, 2019; Rotiroti *et al.*, 2019; Severini *et al.*, 2020). Questa sproporzione tra azoto e fosforo non deve però trarre in inganno, lasciando supporre che ci possa essere un problema di limitazione da fosforo. Nel Po e nei suoi affluenti, le concentrazioni di SRP e TP restano ancora elevate rispetto al fondo naturale che è di pochi $\mu\text{g l}^{-1}$. Si rileva piuttosto un eccesso incontrollato di azoto che può avere altre influenze, ad esempio può essere di stimolo per la vegetazione nitrofila e può causare fioriture micro e macroalgali, anche di alghe tossiche (Billen e Garnier, 2007). Infine, è stato per lungo tempo sottovalutato il ruolo della silice, che è oggi oggetto di un crescente interesse per il ruolo che svolge nel determinismo delle reti trofiche marine (Humborg *et al.*, 1997, Viaroli *et al.*, 2013).

Il fatto che i carichi del fosforo si siano notevolmente ridotti potrebbe far pensare che il problema sia risolto. Restano però in sospeso diverse questioni. Il fosforo abbattuto nei depuratori può rientrare in circolo attraverso l'uso agronomico dei fanghi di depurazione. Questa sorgente si va a sommare al fosforo immesso nell'ambiente per oltre cinquant'anni. Probabilmente si è accumulato in suoli e sedimenti, grazie a processi di co-precipitazione o con la formazione di complessi e composti con metalli che sono particolarmente stabili, ma non è noto quanto potranno incidere su questi processi il cambiamento climatico e i suoi effetti sull'idrologia. Si tratta di temi di grande attualità, in quanto si ipotizza una possibile "eredità del fosforo", ovvero un ritorno in circolo di parte del fosforo che al momento è inerte (Jarvie *et al.*, 2013). In altri paesi, il problema del fosforo è tuttora oggetto di attenzione non solo perché è causa di eutrofizzazione, ma anche per il possibile esaurimento delle fonti di approvvigionamento. In questo contesto, l'orientamento delle politiche ambientali è indirizzato al recupero e al riciclo del P attraverso una gestione tecnologicamente avanzata degli impianti di depurazione che tende a chiudere il ciclo di questo elemento (<http://www.phosphorusplatform.eu>).

Per l'azoto la situazione sembra essere più chiara: diverse attività antropiche hanno immesso nella biosfera quantitativi delle forme più reattive (ammoniaca e nitrati) misurabili in decine di teragrammi ogni anno (Erisman *et al.*, 2008). Una parte consistente di questo carico è costituita da azoto nitrico, particolarmente solubile, che si accumula nei

suoli superficiali e nella zona radicale, e negli acquiferi sotterranei. Questi ultimi agiscono come serbatoi che accumulano nitrato in concentrazioni crescenti rilasciandolo poi in superficie attraverso il flusso di subalveo, le sorgenti di pianura e i pozzi (Van Meter *et al.*, 2018). Questo fenomeno è stato descritto anche nelle aree della bassa pianura lombarda dove massimi sono i carichi generati di azoto (Bartoli *et al.*, 2012; Delconte *et al.*, 2014). Ne consegue che gli effetti delle attuali azioni di contenimento e riduzione dei carichi azotati potranno avere effetti ed essere apprezzati tra decine di anni e, conseguentemente, potrebbero essere messe in discussione le attuali politiche ambientali in questo settore (Van Meter *et al.*, 2018). Sarebbe un gravissimo errore che potrebbe portare ad un collasso generalizzato dei sistemi acquatici superficiali e profondi. Piuttosto, queste evidenze suggeriscono come le attuali tecnologie, pur essendo necessarie, non siano sufficienti a risolvere il problema dell'inquinamento da azoto (Palmeri *et al.*, 2005; Pirrone *et al.*, 2005). Diversi interventi e soluzioni possono essere presi in considerazione, sfruttando ad esempio la capacità di assorbire e trasformare il carico da parte degli ambienti acquatici artificiali (i.e. laghi di cava e canali di bonifica) ma, più in generale, occorre un cambio di paradigma: gli interventi a valle degli scarichi devono essere integrati con la ricostruzione del territorio, legando la soluzione dei problemi dell'eutrofizzazione a quella di altre emergenze, ad esempio alla pianificazione dell'adattamento al cambiamento climatico (Viaroli *et al.*, 2014; Tagliapietra *et al.*, 2014).

In relazione a quanto esposto, le azioni e gli argomenti di ricerca ritenuti strategici per colmare le carenze conoscitive che ancora sussistono possono essere così riassunti:

- mantenere costantemente aggiornata la quantificazione delle pressioni (bilanci di massa) per verificare se gli andamenti individuati sono una tendenza consolidata e accertare l'efficacia delle azioni di contenimento dei carichi. Inoltre, questa analisi per essere maggiormente informativa ed efficace dovrebbe essere effettuata non solo a livello di intero bacino del Po, ma ampliando la scala di dettaglio. Nello specifico i carichi netti di N e P importati in seguito all'attività antropica, il surplus di N e P sulla superficie agricola e i carichi puntiformi potenziali e sversati nei corpi idrici fluviali andrebbero analizzati a livello di singoli bacini idrografici.
- analizzare in che misura la modificazione degli alvei fluviali, l'intermittenza idrologica, il consumo e l'impermeabilizzazione dei suoli e lo sviluppo urbano

possano concorrere alla formazione dei carichi complessivi di N, P, Si, con particolare attenzione a: rapporti stechiometrici tra gli elementi; incidenza degli scolmatori fognari; incidenza della velocità di deflusso, precipitazioni. In questo quadro, oltre alla progettazione di specifiche attività di ricerca si dovrebbe pensare ad una parziale ridefinizione dei monitoraggi istituzionali. Nello specifico i campionamenti di qualità delle acque dovrebbero essere riprogettati includendo anche gli eventi di piena o di precipitazione intense che rappresentano una componente critica della vicenda temporale di un corso d'acqua. Inoltre, è necessario includere nell'elenco delle variabili da monitorare quei parametri che sono indicatori di importanti processi biogeochimici: la silice reattiva disciolta che è legata al metabolismo delle microalghe silicee, in particolare le diatomee, e la clorofilla-a fitoplanctonica (solo nei tratti potamali) che è un proxy della biomassa fitoplanctonica e, dunque, della produttività primaria fluviale. Questa strategia di campionamento dovrebbe essere estesa almeno alle stazioni terminali dei corpi idrici che sfociano in Po allo scopo di determinare con maggiore accuratezza il carico veicolato.

- avviare studi e progettare piani di monitoraggio per i piccoli fiumi e canali della costa che possono esercitare forti pressioni localmente, entro la fascia di transizione e la zona marina-costiera; in questi corsi d'acqua si dovranno in particolare considerare le piene lampo che seguono periodi di bassa portata se non di secca, durante i quali le portate fluviali sono in larga misura rappresentate da acque reflue e/o da acque trattate, laddove siano presenti depuratori.
- chiarire, con indagini specifiche, il ruolo che hanno gli scarichi civili e, in modo particolare, gli scolmatori di piena dei depuratori, sull'entità e sulle dinamiche di formazione dei carichi e sull'evoluzione monte-valle dei rapporti stechiometrici tra i principali nutrienti.
- rivedere il significato che viene attribuito al P totale nella valutazione dei carichi e dello stato trofico alla luce della speciazione del fosforo. Il fosforo particellato (componente del P totale) presenta infatti una speciazione complessa e, almeno una parte del P particellato è di origine geologica e non immediatamente biodisponibile. Gli studi sulla speciazione di N, P e Si indicano che una frazione,

anche consistente, del materiale particellato (e, probabilmente, anche della frazione organica disciolta) non è biodisponibile. La valutazione della reale disponibilità di N, P e Si totali potrà dunque essere verificata attraverso l'integrazione degli studi della speciazione con indagini ad hoc su biodegradabilità e biodisponibilità delle specie non reattive.

- valutare la capacità residua di suolo e sedimenti di trattenere il fosforo e quantificare l'effetto degli eventi meteorici estremi che ne regolano erosione/risospensione e trasporto (es. ruolo di regime delle deposizioni umide e crescente variabilità idrologica).
- valutare la capacità dei suoli di dissipare azoto tramite denitrificazione in relazione a fattori locali (es. tessitura, disponibilità di sostanza organica) chiarendo la rilevanza di tale processo nelle dinamiche azotate a scala di bacino, anche in ottica di gestione delle aree dichiarate vulnerabili ai nitrati.
- individuare strategie e definire linee guida di gestione e riqualificazione del reticolo idrografico minore e delle sue componenti più reattive (canali, laghi di cava, zone umide residuali), per ridurre il carico diffuso di azoto.
- omogeneizzare e abbassare i limiti di rilevazione di azoto e fosforo. le soglie di concentrazione dell'azoto e del fosforo che delimitano lo stato elevato dei corsi d'acqua sono poste nel LIMeco rispettivamente a $600 \mu\text{g N L}^{-1}$ e $50 \mu\text{g P L}^{-1}$. Si tratta di valori molto alti rispetto a quelli correntemente usati per la classificazione dello stato trofico. Di conseguenza i limiti di rilevazione delle diverse specie chimiche di azoto e fosforo nella base di dati delle agenzie regionali appaiono elevati con differenze, anche significative, tra le diverse sedi provinciali. Sarebbe opportuno renderli omogenei fissando le soglie per tutti i laboratori a $5 \mu\text{g P L}^{-1}$ per il fosforo reattivo solubile e totale, a $20 \mu\text{g N L}^{-1}$ per l'azoto ammoniacale e a $50 \mu\text{g N L}^{-1}$ per l'azoto nitrico.
- approfondire le relazioni tra biomassa dei produttori primari nei sistemi fluviali, metabolismo e concentrazioni di azoto e fosforo (ed eventualmente silice). Queste misure potrebbero rappresentare un valido supporto per individuare relazioni causa-effetto tra pressioni dominanti nel bacino, disponibilità di nutrienti e risposta

del sistema acquatico che potranno essere utilizzate per classificare lo stato trofico, una volta che siano confermate da studi *ad hoc*.

ALLEGATO A

Descrizione dei metodi di studio e analisi e riferimenti bibliografici
citati nel testo

PREMESSA

Il presente documento rappresenta una sintesi dei principali risultati di ricerche condotte nel periodo 2014 – 2020 dalle Università di Parma, Ferrara e Torino nell’ambito dei progetti di ricerca riportati nella seguente tabella.

Monitoraggio dei carichi di nutrienti veicolati dal Po in Adriatico. Collaborazione di ricerca tra l'Università degli Studi di Parma, l'Università di Ferrara e la Regione Lombardia. 2014 – 2015. Coordinatore Scientifico Prof. Pierluigi Viaroli.
Valutazione di criteri di classificazione dello stato trofico, della suscettibilità all'eutrofizzazione dei sistemi fluviali e dei carichi di nutrienti veicolati nelle acque superficiali. Collaborazione di ricerca tra l'Università degli Studi di Parma, l'Università di Ferrara e la Regione Lombardia. 2015 - 2016. Coordinatore Scientifico Prof. Pierluigi Viaroli.
Carichi fluviali, allevamento dei molluschi e processi biogeochimici nelle lagune del delta (Sacca di Goro) (Progetto RITMARE CNR- CONISMA; SP3_LIY_WP0_UO8). 2016-2017
Valutazione delle pressioni antropiche e della qualità delle acque dei sistemi acquatici della regione Lombardia nell'ambito dell'attuazione del Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA) e delle direttive comunitarie 2000/60 (direttiva quadro acque) e 676/91 (direttiva nitrati). Collaborazione di ricerca tra l'Università degli Studi di Parma, l'Università di Ferrara e la Regione Lombardia. 2017 – 2019. Coordinatore Scientifico Prof. Pierluigi Viaroli.
CLARA EU project (Climate forecast enabled knowledge services - grant agreement No 730482). Responsabile Scientifico Università di Parma Prof. Pierluigi Viaroli.
Origine e dinamica dei carichi inquinanti veicolati dal bacino del fiume Po e dagli altri bacini che sfociano nel mare Adriatico - finanziato dall'Autorità di Distretto del Fiume Po nell'ambito di un accordo di collaborazione di ricerca tra l'Università degli Studi di Parma, Università degli Studi di Ferrara, Università degli Studi di Torino. 2020 – in corso. Coordinatore Scientifico dott. Daniele Nizzoli
Accordo di collaborazione tra l'Università di Ferrara e il Consorzio di Bonifica Pianura di Ferrara. Programma di ricerca per la gestione della cassa di espansione Ponte Alto in comune di Cento, la sua fruizione pubblica e la fitodepurazione (Responsabile scientifico: Prof. G. Castaldelli). https://youtu.be/iqDtVFNm8ic . 2020-in corso.
Fondo di Ateneo per la Ricerca, Università di Ferrara – FAR 2019. Indagine della capacità di autodepurazione di ecosistemi acquatici e suoli in territori ad elevato impatto antropico (Responsabile scientifico: Dott.ssa Elisa Soana). 2019
LIFE AGREE - coAstal laGoon long teRm management - LIFE13 NAT/IT/000115 2015 – 2021. https://lifeagree.eu/ . Provincia di Ferrara (beneficiario coordinatore), Comando Unità per la Tutela Forestale, Ambientale e Agroalimentare (C.U.T.F.A.A.), Università di Ferrara Ente di Gestione per i Parchi e la Biodiversità – Delta del Po; Consorzio Sacca di Goro società consortile a r.l. (CO.SA.GO.), Regione Emilia-Romagna Direzione Generale Ambiente e difesa del suolo e della costa Servizio Tecnico di Bacino Po di Volano e della Costa, Comune di Goro (Responsabile scientifico: Prof. G. Castaldelli)
PRS 2014-2020 Regione Emilia-Romagna. “GO-NITRATI” - Tecniche agronomiche per la prevenzione dell'inquinamento da nitrati e la conservazione della sostanza organica (Responsabile scientifico: Prof. G. Castaldelli)
Accordo Quadro 2013-2015 Regione Lombardia/CNR - Progetto FILAGRO (Strategie innovative e sostenibili per la filiera agroalimentare. Convenzione tra il CNR-IRSA e l'Università di Ferrara dal titolo “Valutazione dell'importanza delle reti di canali secondari nella rimozione degli eccessi di nitrati tramite denitrificazione” (Responsabile scientifico: Prof. G. Castaldelli)
EU-Water (Transnational integrated management of water resources in agriculture for the EUropean WATER emergency control, South-East Europe, Transnational Cooperative Programme, contract no. SEE/A/165/2.1/X). 2010-2012 http://www.southeast-europe.net/en/projects/approved_projects/?id=84 Provincia di Ferrara (beneficiario coordinatore), Responsabile scientifico: Prof. G. Castaldelli
2019-2021 D-River Network Fondazione CRT (Bando competitivo 2018) per la costituzione di un centro di riferimento per lo studio delle diatomee dei fiumi alpini

Carichi di azoto e fosforo derivanti da produzione, commercio e consumo di beni alimentari nel bacino del fiume Po

Reperimento delle informazioni censuarie relative alle principali colture agricole, alle diverse tipologie di allevamento e all'uso dei fertilizzanti

L'analisi ha avuto come riferimento spaziale la porzione italiana del bacino idrografico del fiume Po (Figura A1). Il bacino occupa una superficie complessiva di ~74.000 km², dei quali circa 71.000 km² ricadono in territorio italiano e i rimanenti in Francia ed in Svizzera. In territorio italiano, il bacino comprende, del tutto o parzialmente, 3209 comuni appartenenti a 32 Province (inclusa la Provincia Autonoma di Trento) e distribuiti in sette Regioni: Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Liguria, Veneto, Emilia-Romagna, Toscana (Figura A1).

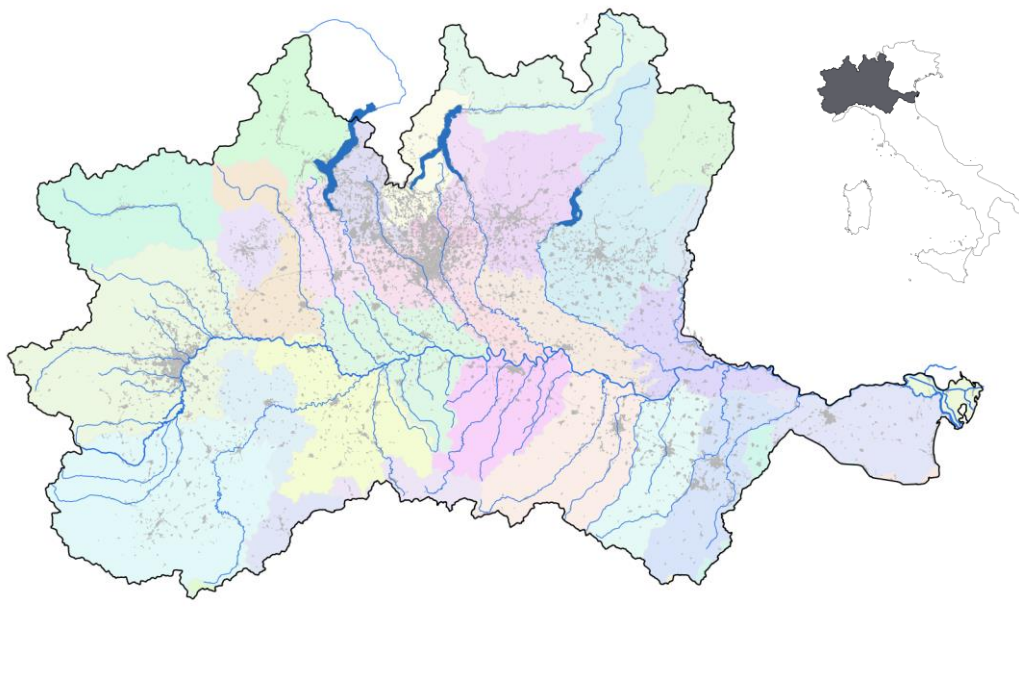


Figura A1 - Bacino idrografico del fiume Po.

L'analisi è stata effettuata utilizzando le province come unità territoriale di riferimento. Le serie storiche di dati relativi all'evoluzione del settore agro-zootecnico negli ultimi 58 anni sono state estratte dalle banche dati dell'Istituto Nazionale di Statistica (ISTAT) raccolte

nell'ambito dei censimenti generali dell'agricoltura e della popolazione, dagli annali di statistica agraria e dai database dell'Anagrafe Zootecnica Nazionale (Tabella A1). I censimenti sono effettuati con cadenza decennale e la scala minima rispetto a cui sono disponibili i dati è il comune. La raccolta del materiale è stata effettuata tramite ricerche web nei data warehouse ISTAT e consultazione di volumi a stampa dei censimenti antecedenti gli anni 2000. La pubblicazione degli annali di statistica agraria (la denominazione dei volumi è cambiata più volte nel corso del tempo) avviene invece con cadenza annuale e il dettaglio massimo è quello provinciale. Allo scopo di avere una base territoriale omogenea si è quindi deciso di operare a scala provinciale.

Tabella A1 - Sintesi dei dati statistici utilizzati per il calcolo dei bilanci di N e P e relative fonti.

Tipologia di dato	Anno	Fonti
Estensione della superficie agricola utile suddivisa per utilizzazione dei terreni e relative produzioni	1961, 1970, 1982	Annuario di Statistica Agraria, ISTAT
	1990, 2000	Statistiche dell'agricoltura, zootecnia e mezzi di produzione, ISTAT
	2010, 2018	Statistiche ISTAT relative all'Agricoltura (http://dati.istat.it)
Consistenza del patrimonio zootecnico	1961, 1970	I e II Censimento Generale dell'Agricoltura, ISTAT
	1982, 1990, 2000, 2010	III, IV, V e VI Censimento Generale dell'Agricoltura, ISTAT (http://dati-censimentoagricoltura.istat.it)
	2018	Anagrafe Zootecnica Nazionale (https://www.vetinfo.it/j6_statistiche/#/report-list/2)
Quantità di fertilizzanti distribuiti	1961, 1970, 1982	Annuario di Statistica Agraria, ISTAT
	1990, 2000	Statistiche dell'agricoltura, zootecnia e mezzi di produzione
	2010, 2018	Statistiche ISTAT relative all'Agricoltura (http://dati.istat.it)
Consistenza della popolazione residente	1961, 1971, 1981, 1991, 2001, 2011, 2018	IX, X, XI, XII, XIII, XIV, XV Censimento Generale della Popolazione e delle Abitazioni Dati ISTAT sulla popolazione residente nei Comuni italiani (http://dati.istat.it)
Deposizioni atmosferiche di azoto (forme ossidate)	1961, 1971, 1981, 1991, 2001, 2011, 2018	EMEP-Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air pollutants in Europe (www.emep.int)

I dati censuari, raccolti a scala provinciale, sono stati corretti sulla base della percentuale di superficie di ogni provincia ricadente nel territorio del bacino del Po, infine aggregati a scala di intero bacino del Po. I dati relativi gli anni 1961 e 1970 risultano meno dettagliati rispetto a quelli dei decenni successivi, e talvolta non vi è corrispondenza diretta tra le sottocategorie sia di colture che zootecniche. Si è quindi reso necessario ricorrere ad operazioni di scorporamento o aggregazione al fine di rendere omogenee le serie storiche dei dati censuari quindi dei budget di N e P da essi ottenuti.

Quantificazione dei carichi netti di azoto e fosforo generati dall'attività antropica e delle eccedenze (surplus) da agricoltura e allevamento sul suolo agricolo

I budget di azoto e fosforo nel bacino del Po sono stati calcolati per il periodo 1961-2018 con cadenza approssimativamente decennale (1961, 1970, 1982, 1990, 2000, 2010, 2018) e risoluzione provinciale.

I carichi netti di azoto e fosforo derivanti dall'attività antropica sono stati quantificati utilizzando i modelli NANI (Net Anthropogenic Nitrogen Input) e NAPI (Net Anthropogenic Phosphorus Input). Questo approccio metodologico è stato inizialmente introdotto da Howarth et al. (1996), per quanto riguarda il calcolo del carico di N, e poi adattato e applicato anche per il P (Russel et al., 2008, Hong et al., 2012; Han et al., 2013). L'input netto di azoto di origine antropica è stato calcolato come somma di quattro contributi: (1) fissazione biologica derivante dalla coltivazione di specie azoto-fissatrici, (2) applicazione di fertilizzanti azotati sintetici, (3) deposizioni atmosferiche e (4) movimento netto di azoto in prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale. L'input netto di fosforo di origine antropica è stato calcolato come somma di quattro contributi: (1) applicazione di fertilizzanti fosfatici sintetici, (2) deposizioni atmosferiche, (3) movimento netto di fosforo in prodotti destinati all'alimentazione umana ed animale, e (4) utilizzo non alimentare di fosforo, ad esempio contenuto nei detersivi. La somma dei contributi fornisce un'indicazione dell'ammontare dell'arricchimento (se > 0) o dell'impovertimento (se < 0) di nutrienti.

Il surplus di N e P a livello del suolo agricolo e le efficienze di utilizzo di questi due nutrienti sono state invece quantificate applicando la metodica del *Soil System Budget* (SSB, Oenema et al., 2003; de Vries et al., 2011; Viaroli et al., 2018; Lassaletta et al., 2014). L'approccio del

Soil System Budget prevede la quantificazione degli apporti di nutrienti di origine agricola e zootecnica (spandimenti di reflui zootecnici, fertilizzazioni chimiche, deposizioni atmosferiche, fissazione biologica - questo ultimo termine solo per l'N) e delle perdite (asportazione delle colture, volatilizzazione di NH₃, denitrificazione nei suoli - questi ultimi due termini solo per l'N) attraverso le superfici coltivate. La differenza tra input e output costituisce un indice dell'arricchimento (se input > output) o dell'impovertimento (se output > input) di nutrienti. Il calcolo del surplus, quindi, fornisce indicazioni sull'ammontare dei nutrienti ancora potenzialmente disponibili al termine dell'annata agraria, ovvero dell'efficienza di utilizzo nel sistema. Indirettamente, costituisce anche una stima del carico generato di origine diffusa e del potenziale rischio di inquinamento degli ecosistemi acquatici confinanti, sia superficiali che sotterranei. Le efficienze nell'uso dell'azoto (NUE) e del fosforo (PUE) sono state calcolate tramite il rapporto tra asportazione di azoto e fosforo (export) e gli apporti complessivi di azoto e fosforo al campo (import) (Lassaletta et al., 2014).

Le metodiche del NANI e del NAPI e del *Soil System Budget* sono state adattate alla realtà italiana (del Bacino del Po in particolare) e applicate a scala di bacino idrografico per diversi tributari del fiume Po, identificando i flussi prevalenti di nutrienti attraverso le superfici agricole e standardizzando gli algoritmi di calcolo e le tipologie di dati statistici e di coefficienti impiegati (Soana et al., 2011; Castaldelli et al., 2013; Viaroli et al., 2015; Pinardi et al., 2018; Viaroli et al., 2018; Nizzoli et al., 2018). Per una descrizione dettagliata dei metodi di calcolo e dei coefficienti utilizzati si rimanda alle pubblicazioni citate.

Quantificazione del carico puntiforme generato dal comparto civile ed esportato dagli impianti di depurazione

Sono state raccolte ed elaborate informazioni relative alla posizione e al dimensionamento dei singoli impianti di depurazione delle acque reflue e ai carichi in ingresso e in uscita allo scopo di quantificare:

- i carichi di P e N generati dagli impianti di depurazione a livello provinciale;
- i carichi generati di N e P in relazione al dimensionamento degli impianti;
- la capacità di abbattimento dei carichi di N e P in relazione al dimensionamento degli impianti.

I dati relativi a posizione, dimensione, portata e concentrazione o carico di azoto e fosforo nelle acque in ingresso ed in uscita nei singoli depuratori (Figura A2) sono stati forniti da ADBPO e sono riferiti agli anni 2017 – 2019. Per la maggior parte degli impianti, erano disponibili i dati riportati in Tabella A2.

Tabella A2 - Riassunto delle informazioni disponibili relative agli anni di monitoraggio, al numero di depuratori in cui è disponibile il dato delle coordinate dello scarico (Coordinate), al numero di depuratori in cui è disponibile il dato degli abitanti equivalenti serviti (AE), al tipo di dato di portata disponibile (Q), al tipo di dati di concentrazione o carico di fosforo totale (TP) e azoto totale (TN) in ingresso e uscita dagli impianti di depurazione delle acque reflue nel bacino del fiume Po, suddivisi per regioni.

Regione	Anno	Coordinate	AE	Q	TP e TN
Emilia Romagna	2018	145*	1488	Annuale	Carico Annuale
Liguria	2017 – 2019	168	168	Giornaliera	Concentrazione Giornaliera o Carico Annuale
Lombardia	2017 – 2019	3712	1828**	Annuale	Carico Annuale
Piemonte	2018	3739	3739	Giornaliera	Concentrazione Annuale
Trentino	2017 – 2019	322	322	Oraria	Concentrazione Oraria
Valle d'Aosta	2017 – 2019	3139	3139	Giornaliera	Concentrazione Giornaliera
Veneto	2017 – 2019	390*	**	Annuale < 2000 AE Mensile > 2000 AE	Concentrazione Annuale o Mensile
Totali		11615*	10684**	Ingresso: 6576 Uscita: 6657	Ingresso 6246 (TP) e 6227 (TN) Uscita 6370 (TP) e 6247 (TN)
* In assenza delle coordinate degli scarichi sono utilizzate le coordinate dell'impianto di trattamento di acque reflue. ** In assenza del dato di AE serviti sono stati utilizzati gli AE potenziali previsti da progetto per il dimensionamento degli impianti.					

In alcuni casi il dato di carico era assente, ma erano presenti dati di concentrazione e portata da cui sono stati ricavati i carichi. Infine, per alcuni depuratori era disponibile solo il dato relativo alla tipologia di impianto e agli abitanti equivalenti trattati. Per questi impianti il carico in ingresso e in uscita di fosforo totale e azoto totale è stato stimato utilizzando il dato di dimensionamento (AE) e i coefficienti unitari di carico ($N = 11 \text{ g AE}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $P = 1.6 \text{ g AE}^{-1} \text{ d}^{-1}$) (Provini et al., 1998, Tabella A3). I carichi di P e N stimati sono circa 4000 (Tabella A3), di cui la quasi totalità appartiene a depuratori < 2000 AE. Di questi ultimi, circa il 90% appartengono ai depuratori della regione Piemonte (3569). Il carico in uscita dal

depuratore è stato calcolato allo stesso modo del carico in ingresso applicando un coefficiente che tiene conto dell'efficienza del processo di depurazione in relazione alla dimensione dell'impianto (Tabella A4). L'efficienza del processo di depurazione è stata associata alle categorie dimensionali degli impianti individuate in precedenza. Questa associazione potrebbe introdurre un errore nella stima ma, mancando per la maggior parte degli impianti il livello di trattamento delle acque reflue applicato, si è ritenuta una buona approssimazione.

Tabella A3 - Numero di impianti per cui i carichi di fosforo totale (TP) e di azoto totale (TN) in ingresso o in uscita sono stati stimati. Il numero è suddiviso per categoria dimensionale (categoria 1 < 2000 AE; 2000 AE < categoria 2 < 10000 AE; categoria 3 > 10000 AE).

Categoria/Regione	Ingresso		Uscita	
	TP	TN	TP	TN
1	4016	3937	4053	3937
Emilia Romagna	142	62	179	62
Lombardia	53	53	53	53
Piemonte	3569	3569	3569	3569
Trentino	8	8	8	8
Valle d'Aosta	230	231	230	231
Veneto	14	14	14	14
2	31	49	31	49
Lombardia	1	1	1	1
Piemonte	27	45	27	45
Valle d'Aosta	3	3	3	3
3	3	6	3	2
Piemonte	3	6	3	2
Totale	4050	3992	4087	3988

Tabella A4 - Efficienza di abbattimento del carico in ingresso di fosforo (P) e azoto (N) da parte degli impianti di depurazione in esercizio nel bacino del Po (AdBPo, 2016) e regione Emilia-Romagna (*).

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

Il dimensionamento degli impianti non influenza unicamente la quantità di nutrienti esportati, ma anche l'efficienza nell'abbattimento del P e dell'N trattati. Conoscendo il carico dei nutrienti in ingresso al depuratore (C_i) e in uscita (C_u) dallo stesso è stato calcolato l'abbattimento percentuale (R) del carico in ingresso:

$$R = (C_i - C_u)/C_i * 100$$

Questo calcolo è stato effettuato esclusivamente sui depuratori di cui erano disponibili i dati di carico in ingresso e in uscita e sono stati pertanto esclusi i depuratori per i quali il carico è stato stimato.

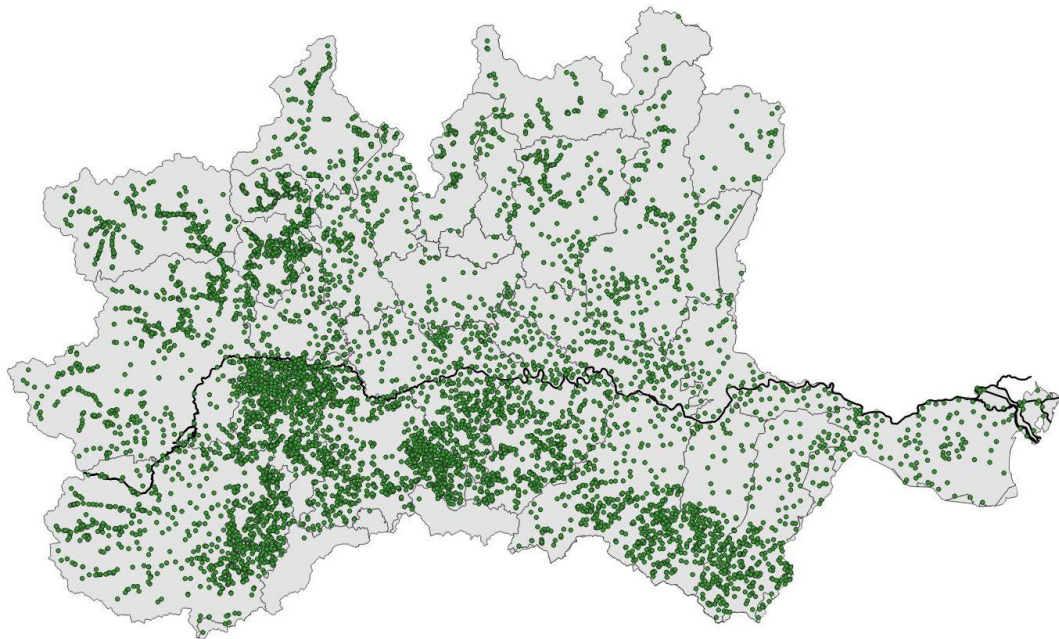


Figura A2 - Ubicazione degli impianti di depurazione delle acque (cerchi verdi) nelle diverse province del bacino idrografico del fiume Po (bacino in grigio e asta principale del fiume Po in nero). Non sono stati considerati i depuratori per i quali non erano disponibili le coordinate o il numero di AE trattati. Nello specifico sono stati rimossi 38 depuratori che ricadono nella regione Lombardia, tutti al di sotto dei 1600 AE in quanto le coordinate erano assenti, 3 depuratori della regione Veneto, al di sotto dei 100 AE, e 3 depuratori della regione Piemonte in quanto gli AE serviti risultavano pari a 0 e non erano presenti né il dato di portata né quello di concentrazione. La mappa è stata ottenuta con il software di georeferenziazione QGIS (3.16.0).

Ogni singolo depuratore è stato infine associato alla provincia di appartenenza tramite operazioni GIS e il carico associato alla provincia è stato calcolato sommando i carichi dei singoli depuratori di ogni provincia. Al fine di effettuare questa associazione sono state

prese come riferimento le coordinate dello scarico. Il carico puntiforme di N e P generato dal comparto civile all'interno del bacino idrografico del fiume Po è stato calcolato su un totale di 6832 depuratori (Figura A2).

I carichi di P e N stimati sono circa 4000 (Tabella A3), di cui la quasi totalità appartiene a depuratori < 2000 AE. Di questi ultimi, circa il 90% appartengono ai depuratori della regione Piemonte (3569). Il carico in uscita dal depuratore è stato calcolato allo stesso modo del carico in ingresso e applicando un coefficiente che tiene conto dell'efficienza del processo di depurazione (Tabella A4).

QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO

Approccio metodologico

I risultati si riferiscono ad una attività di ricerca che è stata effettuata da novembre 2014 a ottobre 2015. Le variazioni dei carichi sono state valutate in relazione agli apporti di nove affluenti principali, di cui quattro in destra (Tebbia, Taro, Enza, Secchia) e cinque in sinistra (Agogna, Ticino, Lambro, Adda, Oglio) idrografica, che presentano bacini idrografici con differenti pressioni antropiche e usi del suolo (Tabella A5). In questo modo è stata valutata la ripartizione dei carichi nei diversi sottobacini, al fine di individuare aree critiche sulle quali intervenire prioritariamente. I prelievi in regime ordinario hanno avuto frequenza mensile e in ciascuna stazione sono stati monitorati almeno tre eventi di piena. Per ciascun evento di piena sono stati programmati prelievi di campioni di acqua in tre momenti distinti: fase crescente, colmo e fase calante. Il numero e la frequenza dei prelievi sono stati decisi di volta in volta sulla base della velocità di formazione e della durata della piena. Lo schema di campionamento adottato quindi ha permesso non solo di ripartire il carico tra i differenti sottobacini, ma anche di analizzarne la formazione in relazione alle differenti condizioni idrologiche che li caratterizzano. In particolare, la frequenza di prelievo ha permesso di caratterizzare la qualità delle acque e di quantificare i carichi esportati in occasione delle piene o di improvvisi aumenti di portata.

Tabella A5 - Principali caratteristiche dei corsi d'acqua considerati e dei loro bacini idrografici. Fonti: 6° Censimento Generale dell'Agricoltura 2010, ISTAT; 15° Censimento della popolazione e delle abitazioni 2011, ISTAT; Corine Land Cover 2012; Programma di Tutela ed Uso delle Acque 2005 Regione Lombardia Quadro Conoscitivo; Annali Idrologici Emilia-Romagna 2014 Parte Seconda.

Bacino	Superficie	Portata media annua a chiusura bacino	Lunghezza	Densità abitanti residenti	Carico zootecnico	SAU
	km ²	m ³ s ⁻¹	km	n° km ⁻²	UBA km ⁻²	%
Agogna	997	21	140	202	38	74
Ticino	7810	347	248	423	17	22
Lambro	2890	40	280	1199	51	53
Adda	8192	294	313	272	64	23
Oglio	6360	130	280	251	179	47
Tebbia	1090	22	115	61	9	31
Taro	2028	40	126	76	59	48
Enza	890	15	93	157	66	60
Secchia	2090	26	170	241	80	63

QUALITÀ DELLE ACQUE DEL FIUME PO E CARICHI DI NUTRIENTI EUTROFIZZANTI VEICOLATI IN ADRIATICO

Valutazione dell'evoluzione temporale dei carichi di azoto, fosforo e silice transitati nella sezione di chiusura del Po a Pontelagoscuro dal 1968 al 2016.

I carichi transitati nella sezione di Pontelagoscuro fino al 1991 sono stati desunti dalla bibliografia disponibile (Tabella A6). Studi approfonditi sul fiume Po e sul bacino idrografico padano sono stati condotti tra il 1970 e il 1990 e pubblicati in numerose monografie e in lavori di sintesi (Marchetti & Verna, 1992; Provini et al., 1992; Provini & Binelli, 2006).

Tabella A6 - Fonte dei dati utilizzati per ricostruire l'evoluzione negli ultimi cinquant'anni dei carichi di azoto e fosforo transitati nella sezione di Pontelagoscuro.

PERIODO	VARIABILI MISURATE	FONTE DEI DATI
1968-1976	fosforo reattivo solubile (SRP) DIN (N-NO ₃ +N-NO ₂ +N-NH ₄) silice reattiva disciolta (DSi) in modo sporadico	Marchetti et al. 1989; consultati anche Fossato, 1971; Cioce et al, 1972; Provini & Pacchetti 1982; Marchetti et al., 1985; Cozzi & Giani, 2011
1977-1987	SRP, DIN fosforo totale (TP) azoto totale (TN) e DSi in modo sporadico	
1988-1991	SRP, DIN, TP, TN	Crosa & Marchetti, 1993; Provini & Binelli 2006
1992-1998	SRP, DIN, TP	elaborazione dati ARPA Emilia-Romagna
1999-2007	SRP, DIN, TP fosforo totale disciolto (TDP) fosforo particellato (PP) azoto totale disciolto (TDN) azoto particellato (PN) silice reattiva disciolta (DSi) speciazione del PP	studio svolto da UNIPR con finanziamento di AdBPo si veda Naldi et al., 2010; Giordani et al., 2010; Viaroli et al., 2013a, 2013b
2008-2014	SRP, DIN, TP	elaborazione dati ARPA Emilia-Romagna
2015	SRP, DIN, TP, TDP., PP, TDN, PN, DSI, silice particellata biogenica speciazione del PP	studio svolto da UNIPR e UNIFE con finanziamento di regione Lombardia e in collaborazione con AdBPo ARPAe Emilia-Romagna
2016	SRP, DIN, TP, TDP., PP, TDN, PN, DSI, metalli pesanti sul particellato	studio svolto da UNIPR e UNIFE con finanziamento di Regione Lombardia e RITMARE

In particolare, il volume edito da Marchetti (1993) è diventato un riferimento importante per gli studi e gli interventi che sono stati svolti negli anni successivi. Infatti, in questo lavoro per la prima volta viene presentato e discusso il quadro d'insieme delle conoscenze multidisciplinari, in particolare di quelle ecologiche, su tutta l'asta fluviale e di tutti i sistemi acquatici ad essa connessi, compresi laghi alpini e molti affluenti. Particolare attenzione è dedicata a idrologia, geomorfologia, qualità delle acque e componenti biotiche, sia acquatiche che della parte terrestre della fascia di pertinenza fluviale. Per quanto concerne specificatamente i nutrienti, sono presentati gli andamenti di concentrazioni e carichi a partire dal 1968 sino al 1991. Per gli anni dal 1992 al 1998 e dal 2008 al 2014, i carichi sono stati calcolati a partire dai dati forniti da ARPAe regione Emilia-Romagna.

Il periodo 1999-2008 è stato analizzato in un lavoro di collaborazione tra Università di Parma e Autorità di Bacino del fiume Po, con particolare enfasi sul ruolo svolto dagli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi (Naldi et al. 2010; Giordani et al., 2010). Nell'anno idrologico 2014-2015 è stato condotto un ulteriore studio sul Po e sui principali affluenti alpini e appenninici in collaborazione con Università di Ferrara, Regione Lombardia, Autorità di Bacino del fiume Po e Regione Emilia-Romagna. In particolare, sono stati studiati i principali eventi di piena e il contributo dei diversi sottobacini al carico complessivo che transita a Pontelagoscuro (Viaroli et al. 2016). Si veda anche il capitolo precedente.

Una più intensa frequenza di campionamento è disponibile per il periodo 2003-2008, quando molte variabili sono state determinate da giornalmente a settimanalmente, a seconda della variabile considerata, nei periodi di portate ordinarie e ogni 12 ore durante le piene. I dettagli sui metodi sono reperibili nelle rispettive fonti citate; nella **Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.** sono invece riportate, per ciascun periodo, le variabili disponibili e i rispettivi riferimenti bibliografici.

Per il periodo 2008-2013 sono disponibili soltanto dati mensili di concentrazione di azoto inorganico disciolto e fosforo inorganico e totale determinati sui campioni prelevati a Pontelagoscuro (ARPAe Emilia-Romagna). I carichi sono stati pertanto calcolati con il metodo della Flow Weighed Mean Concentration (FWMC), che pesa ciascun dato di concentrazione per la portata relativa al medesimo giorno di campionamento e l'intervallo temporale considerato (Quilbè et al., 2006). Il carico annuale è quindi stato calcolato

moltiplicando la FWMC per il volume totale di acqua transitato nell'anno a Pontelagoscuro. Nel 2015 sono state utilizzate frequenze di campionamento mensili nei periodi di portate ordinarie, mentre il campionamento è stato intensificato durante le piene, di cui sono state caratterizzate le fasi crescente, di colmo e calante.

Incidenza delle piene nella formazione dei carichi di N, P e Si.

Il contributo delle piene nella formazione dei carichi di N e P che transitano a Pontelagoscuro è stato valutato a due riprese, nel 2003-2007 nell'ambito di un progetto svolto da UNIPR con finanziamento dell'Autorità di Bacino del fiume Po e dall'1 novembre 2014 al 31 ottobre 2015 nell'ambito di uno studio finanziato dalla Regione Lombardia e coordinato da UNIPR in collaborazione con UNIFE, ARPAe-SIMC, Regione Emilia-Romagna e AdBPo. In questo report riportiamo una rielaborazione dei dati per valutare l'entità, la composizione e l'andamento temporale dei carichi veicolati in Adriatico. Per il disegno del campionamento e le tecniche analitiche adottate si rimanda a Naldi et al. (2010) e Giordani et al. (2010).

ALLA RICERCA DEL “MISSING NITROGEN” NEI BILANCI DEI BACINI AGRICOLI DI PIANURA: IL CONTRIBUTO DELLA DENITRIFICAZIONE NEI SUOLI

Approccio metodologico

Un'analisi dettagliata che ha accoppiato il bilancio dell'azoto nel sistema suolo-falde acquifere-acque superficiali ha permesso di spiegare il destino del surplus di azoto discriminando la denitrificazione dallo stoccaggio nelle acque sotterranee e nei suoli e ripartendo anche il contributo dei suoli e del reticolo secondario nella rimozione del nitrato per denitrificazione (Soana et al., 2021).

È stato quantificato il bilancio dell'azoto nei suoli e nelle acque impiegando statistiche agricole e numerose misure sperimentali sulle matrici suolo e acque acquisite nell'ambito di diversi progetti di ricerca in oltre un decennio. 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 dell'ammoniaca, deposizioni atmosferiche) (Mastrocicco et al., 2011; Castaldelli et al., 2013b; Castaldelli et al., 2019; Mastrocicco et al., 2019).

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 nelle aree industriali

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

Outflow = carico esportato dalla rete dei canali

Den(c) = denitrificazione nei canali

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)). Per la descrizione dettagliata delle fonti dei dati, delle equazioni di calcolo dei singoli termini del bilancio e della relativa incertezza si rimanda a Castaldelli et al. (2020) e Soana et al. (2021).

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI CITATI NELLA RELAZIONE

- AA.VV., 1981-2016. Qualità ambientale delle acque marine in Emilia-Romagna. Rapporti annuali. Regione Emilia-Romagna- Arpa Emilia-Romagna.
- Almaraz M., Wong M.Y., Yang W.H., 2019. Looking back to look ahead: a vision for soil denitrification research. *Ecology*, 101(1): e02917.
- Andrieux-Loyer F., Aminot A., 2001. Phosphorus forms related to sediment grain size and geochemical characteristics in French coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(5): 617-629.
- Ballantine D.J., Walling D.E., Collins A.L., Leeks G.J., 2008. The phosphorus content of fluvial suspended sediment in three lowland groundwater-dominated catchments. *Journal of Hydrology*, 357(1): 140-151.
- Barakat M., Cheviron B., Angulo-Jaramillo R., 2016. Influence of the irrigation technique and strategies on the nitrogen cycle and budget: A review. *Agricultural Water Management*, 178: 225-238.
- 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.
- Bartoli M., Racchetti E., Delconte C.A., Sacchi E., Soana E., Laini A., Longhi D., Viaroli P., 2012. Nitrogen balance and fate in a heavily impacted watershed (Oglio River, Northern Italy): in quest of the missing sources and sinks. *Biogeosciences*, 9(1): 361–373.
- Barton L., McLay C.D.A., Schipper L.A., Smith C.T., 1999. Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review. *Soil Research*, 37(6): 1073–1094.
- Battegazzore M., Morisi A., Gallino B., Fenoglio S., 2004. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research*, 19(2): 149-165.
- Billen G., Garnier J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106: 148–160.
- Billen G., Garnier J., 2021. Nitrogen biogeochemistry of water-agro-food systems: the example of the Seine land-to-sea continuum. *Biogeochemistry*, 154: 307–321.
- Bona F., Falasco E., Fassina S., Griselli B., Badino G., 2007. Characterization of diatom assemblages in mid-altitude streams of NW Italy. *Hydrobiologia*, 583(1): 265-274.
- Bona F., La Morgia V., Fenoglio S., Morandi L., Falasco E., 2021. Diatom communities and ecological status classification in the upper Po River basin. *J Limnology SI 80 years of the Journal of Limnology*.
- Bowes M.J., House W.A., Hodgkinson R.A., 2003. Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the total environment*, 313(1): 199-212.
- Cantonati M, 1998. Diatom communities of springs in the Southern Alps. *Diatom Res.*, 13(2): 201-220.
- Carpenter S., Caraco N., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559–568.
- Carvalho L., Mackay E.B., Cardoso A.C., Baattrup-Pedersen A., Birk S., Blackstock K.L., Borics G., Borja A., Feld C.K., Ferreira M.T., Globevnik L., Grizzetti B., Hendry S., Hering D., Kelly M., Langaas S., Meissner K., Panagopoulos Y., Penning E., Rouillard J., Sabater S., Schmedtje U., Spears B.M., Venohr M., van de Bund W., Solheim A.L., 2019. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*, 658: 1228-1238.
- Castaldelli G., Colombani N., Soana E., Vincenzi F., Fano E.A., Mastrocicco M., 2019. Reactive nitrogen losses via denitrification assessed in saturated agricultural soils. *Geoderma*, 337: 91–98.
- Castaldelli G., Colombani N., Tamburini E., Vincenzi F., Mastrocicco M., 2018. Soil type and microclimatic conditions as drivers of urea transformation kinetics in maize plots. *Catena*, 166: 200–208.
- Castaldelli G., Colombani N., Vincenzi F., Mastrocicco M., 2013. Linking dissolved organic carbon, acetate and denitrification in agricultural soils. *Environmental Earth Sciences*, 68(4): 939–945.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Pierobon E., Mastrocicco M., Tesini E., Fano E.A., Bartoli M., 2013. Nitrogen budget in a lowland coastal area within the Po river basin (Northern Italy): multiple evidences of equilibrium between sources and internal sinks. *Environmental Management*, 52(3): 567–580.
- 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(6): 2136.
- Castaldelli G., Soana E., Racchetti E., Vincenzi F., Fano E.A., Bartoli M., 2015. Vegetated canals mitigate nitrogen surplus in agricultural watersheds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212: 253-262.
- Castaldelli G., Aschonitis V., Vincenzi F., Fano E.A., Soana E., 2018. The effect of water velocity on nitrate removal in vegetated waterways. *Journal of Environmental Management*, 215: 230–238.

- Chen J., Theller L., Gitau M.W., Engel B.A., Harbor J.M., 2017. Urbanization impacts on surface runoff of the contiguous United States. *Journal of Environmental Management*, 187: 470–481.
- Cozzi S., Giani M., 2011. River water and nutrient discharges in the Northern Adriatic Sea: Current importance and long term changes. *Continental Shelf Research*, 31: 1881–1893.
- Crosa G., Marchetti R., 1993. La qualità delle acque: asta principale e affluenti. *Acqua e Aria*, 6: 609–618.
- Davidson E.A., Seitzinger S., 2006. The enigma of progress in denitrification research. *Ecological Applications*, 16(6): 2057–2063.
- de Vries W., Leip A., Reinds G. J., Kros J., Lesschen J. P., Bouwman L. A., Butterbach-Bahl K., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. In *The European Nitrogen Assessment. Sources, effects and policy perspectives*, 317–344. Cambridge University Press.
- de Wit M., Bendricchio G., 2001. Nutrient fluxes in the Po basin. *Science of the Total Environment*, 273(1): 147–161.
- Degobbis D., Precali R., Ferrari C.R., Djakovac T., Rinaldi A., Ivančić I., Gismondi M., Smodlaka N., 2005. Changes in nutrient concentrations and ratios during mucilage events in the period 1999–2002. *Science of the Total Environment*, 353(1): 103–114.
- Degobbis D., Precali R., Ivančić I., Smodlaka N., Fuks D., Kveder S., 2000. Long-term changes in the northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *International Journal of Environment and Pollution*, 13(1-6): 495–533.
- Delconte C.A., Sacchi E., Racchetti E., Bartoli M., Mas-Pla J., Re V., 2014. Nitrogen inputs to a river course in a heavily impacted watershed: A combined hydrochemical and isotopic evaluation (Oglio River Basin, N Italy). *Science of The Total Environment*, 466–467: 924–938.
- Dollinger J., Dagès C., Bailly J.S., Lagacherie P., Voltz M., 2015. Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3): 999–1020.
- Duarte C.M., Conley D.J., Carstensen J., Sánchez-Camacho M., 2009. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, 32: 29–36.
- Dürr H. H., Meybeck M., Hartmann J., Laruelle G.G., Roubeix V., 2011. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences*, 8(3): 597–620.
- EEA-European Environment Agency, 2018. *European Waters. Assessment of Status and Pressures 2018*. EEA Report 7/2018, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Erisman J.W., Sutton M.A., Galloway J., Klimont Z., Winiwarter W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1: 636–639.
- Falasco E., Mobili L., Risso A.M., Bona F., 2012. First considerations on the ICMi diatom index application in north-west Italy. *Biologia Ambientale*, 26: 21–28.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2016. Suggestions for diatom-based monitoring in intermittent streams. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 417:38.
- Fortibuoni T., Giovanardi O., Pranovi F., Raicevich S., Solidoro C., Libralato S., 2017. Analysis of Long-Term Changes in a Mediterranean Marine Ecosystem Based on Fishery Landings. *Frontiers in Marine Science*, 4:33.
- Frascaroli F., Parrinello G., Root-Bernstein M., 2021. Linking contemporary river restoration to economics, technology, politics, and society: Perspectives from a historical case study of the Po River Basin, Italy. *Ambio*, 50: 492–504.
- Fraser A.I., Harrod T.R., Haygarth P.M., 1999. The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. *Water Science and Technology*, 39(12): 41–45.
- Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Romero E., Grizzetti B., Ne'mery J., Le Q.L.P., Pistocchi C., Aissa-Grouz N., Luu M.T.N., Vilmin L., Dorioz J-M., 2015. Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biogeochemical Cycles*, 29(9): 1348–1368.
- Garnier J., Ramarson A., Billen G., Théry S., Thiéry D., Thieu V., Minaudo C., Moatar F., 2018. Nutrient inputs and hydrology together determine biogeochemical status of the Loire River (France): Current situation and possible future scenarios. *Science of The Total Environment*, 637: 609–624.
- Giakoumis T., Voulvoulis N., 2018. The transition of EU water policy towards the Water Framework Directive's integrated river basin management paradigm. *Environmental Management*, 62(5): 819–831.
- Giani M., Cozzi S., Tartari G., 2018. Tendenze dei carichi di nutrienti riversati dal fiume Po nel Nord Adriatico. *Biologia Marina Mediterranea*, 25: 23–26.
- Giani M., Degobbis D., Cabrini M., Umani S.F., 2012. Fluctuations and trends in the northern Adriatic marine systems: from annual to decadal variability. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 115: 1–185.

- Giordani G., Roma G., Azzoni R., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. Caratterizzazione del carico di fosforo inorganico veicolato in Adriatico dalle acque del Po in relazione al regime idrologico. *Biologia Ambientale*, 24: 77-86.
- Glibert P.M., 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity - Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 591-606.
- Goeller B.C., Febria C.M., McKergow L.A., Harding J.S., Matheson F.E., Tanner C.C., McIntosh A.R., 2020. Combining tools from edge-of-field to in-stream to attenuate reactive nitrogen along small agricultural waterways. *Water*, 12(2): 383.
- Goyette J.O., Bennett E.M., Howarth R.W., Maranger R., 2016. Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub-basin over 110 years and impacts on riverine export. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(7): 1000–1014.
- Granéli E., Carlsson P., Legrand C., 1999. The role of C, N and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. *Aquatic Ecology*, 33(1): 17-27.
- Grilli F., Accoroni S., Aciri F., Bernardi Aubry F., Bergami C., Cabrini M., Campanelli A., Giani M., Guicciardi S., Marini M., Neri F., Penna A., Penna P., Pugnetti A., Ravaioli M., Riminucci F., Ricci F., Totti C., Viaroli P., Cozzi S., 2020. Seasonal and interannual trends of oceanographic parameters over 40 years in the northern Adriatic Sea in relation to nutrient loadings using the EMODnet Chemistry data portal. *Water*, 12: 2280.
- Grilli F., Bernardi Aubry F., Bastianini M., Bergami C., Cabrini M., Camatti E., Campanelli A., Cataletto B., Cozzi S., Del Negro P., Giani M., Guicciardi S., Marini M., Penna A., Penna P., Pugnetti A., Ravaioli M., Riminucci F., Rinaldi A., Ricci F., Totti C., Viaroli P., 2018. Seasonal and interannual trends of trophic status in northern Adriatic Sea in relation to nutrient loadings. *Biologia Marina Mediterranea*, 25: 51–52.
- Groffman P.M., Butterbach-Bahl K., Fulweiler R.W., Gold A.J., Morse J.L., Stander E.K., Tague C., Tonitto C., Vidon P., 2009. Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93(1–2): 49–77.
- Han Y., Yu X., Wang X., Wang Y., Tian J., Xu L., Wang C., 2013. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in Mainland China. *Chemosphere*, 90: 329-337.
- Hitomi T., Yoshinaga I., Feng Y. W., Shiratani E., 2006. Nitrogen removal function of recycling irrigation system. *Water science and technology*, 53(2): 101-109.
- Hofstra N., Bouwman A.F., 2005. Denitrification in agricultural soils: summarizing published data and estimating global annual rates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 72(3): 267–278.
- Hong B., Swaney D.P., Mörth C.M., Smedberg E., Hägg H.E., Humborg C., Bouraoui F., 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling*, 227: 117-135.
- Hou Y., Ma L., Sárdi K., Sisák I., Ma W., 2015. Nitrogen flows in the food production chain of Hungary over the period 1961–2010. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102(3): 335–346.
- House W.A. 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*, 18(5): 739-748.
- Howarth R., Swaney D., Billen G., Garnier J., Hong B., Humborg C., Johnes P., Mörth C., Marino R., 2012. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(1): 37–43.
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D.P., Townsend A., Jaworski N.A., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., 1996. Riverine inputs of N to the North Atlantic Ocean: fluxes and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.
- Howarth R., Chan F., Conley D.J., Garnier J., Doney S.C., Marino R., Billen G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1): 18-26.
- Huijun H., Zhigang Y., Qingzheng Y., Hongtao C., Tiezhu M., 2010. The hydrological regime and particulate size control phosphorus form in the suspended solid fraction in the dammed Huanghe (Yellow River). *Hydrobiologia*, 638(1): 203-211.
- Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A., Bodungen B.V., 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386(6623): 385-388.
- Ittekkot V., Humborg C., Schäfer P., 2000. Hydrological Alterations and Marine Biogeochemistry: A Silicate Issue? Silicate retention in reservoirs behind dams affects ecosystem structure in coastal seas. *BioScience*, 50(9): 776-782.

- Jarvie H.P., Sharpley A.N., Withers P.J.A., Scott J.T., Haggard B.E., Neal C., 2013. Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and «Postnormal» Science. *Journal of Environment Quality*, 42: 295–304.
- Jensen H.S., Bendixen T., Aandersen F.Ø., 2006. Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interface in a Danish estuary. In: *The interactions between sediments and water*. Springer, Dordrecht, 2006., 183-191.
- Justić D., Rabalais N.N., Turner R.E., Dortch Q., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40: 339-356.
- Kolbe T., De Dreuzy J.R., Abbott B.W., Aquilina L., Babey T., Green C.T., Fleckenstein J.H., Labasque T., Laverman A.M., Marçais J., Peiffer S., Thomas Z., Pinay G., 2019. Stratification of reactivity determines nitrate removal in groundwater. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(7): 2494-2499.
- Koschorreck M., Downing A.S., Hejzlar J., Marcé R., Laas A., Arndt W.G., Keller P.S., Smolders A.J.P., van Dijk G., Kosten S., 2020. Hidden treasures: human-made aquatic ecosystems harbour unexplored opportunities. *Ambio* 49(2): 531–540.
- Kristensen P., Whalley C., Zal F.N.N., Christiansen T., 2018. European waters assessment of status and pressures 2018. EEA Report, 7/2018.
- Kulkarni M.V., Groffman P.M., Yavitt J.B., 2008. Solving the global nitrogen problem: it's a gas!. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(4): 199–206.
- Kuzyakov Y., Blagodatskaya E., 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review. *Soil Biology & Biochemistry*, 83: 184–199.
- Lassaletta L., Billen G., Garnier J., Bouwman L., Velazquez E., Mueller N.D., Gerber J.S., 2016. Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand. *Environmental Research Letters*, 11(9): 095007.
- 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(10): 105011.
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Garnier J., Leach A.M., Galloway J.N., 2014a. Food and feed trade as a factor in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118: 225–241.
- Lassaletta L., Billen G., Garnier J., Romero E., Aguilera E., 2014b. How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at national scale: the case of Spain (1961–2009). *Regional Environmental Change*, 14: 785–797.
- Lassaletta L., Romero E., Billen G., Garnier J., García-Gómez H., Rovira J.V., 2012. Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences*, 9(1): 57-70.
- Le Moal M., Gascuel-Oudou C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G., 2019. Eutrophication: a new wine in an old bottle?. *Science of the Total Environment*, 651: 1-11.
- Lin P., Guo L., Chen M., Cai Y., 2013. Distribution, partitioning and mixing behavior of phosphorus species in the Jiulong River estuary. *Marine Chemistry*, 157: 93-105.
- Ludwig W., Dumont E., Meybeck M., Heussner S., 2009. River discharges of water and nutrients to the Mediterranean and Black Sea: major drivers for ecosystem changes during past and future decades? *Progress in Oceanography*, 80(3–4): 199–217.
- Madsen B.L., 1995. Danish watercourses. Ten years with the New Watercourses Act. Denmark: Ministry of Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. *Rapporti ISTISAN*, 09/19: 1-32.
- Marchetti R. (ed.), 1993. Problematiche ecologiche del sistema idrografico padano. *Acqua e Aria*, 6(7): 569-794.
- Marchetti R., Provini A., Crosa G., 1989. Nutrient load carried by the River Po into the Adriatic Sea, 1968–1987. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 168-172.
- Marchetti R., Verna N., 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. *Science of the Total Environment*, Suppl.: 315-336.
- Mastrocicco M., Colombani N., Castaldelli G., 2019. Direct measurement of dissolved dinitrogen to refine reactive modelling of denitrification in agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 647: 134-140.

- Mastrocicco M., Colombani N., Salemi E., Castaldelli G., 2011. Reactive modeling of denitrification in soils with natural and depleted organic matter. *Water, Air, & Soil Pollution*, 222(1): 205–215.
- Mazziotti C., Ferrari C.R., Montanari G., Benzi M., Silvestri C., Rinaldi A., 2006. Tendenze evolutive del fenomeno eutrofico nelle acque costiere emiliano-romagnole. *Biologia Marina Mediterranea*, 13: 105–113.
- Mazziotti C., Silvestri C., Benzi M., 2008. Variazione annuale del fitoplancton in relazione alla struttura della colonna d'acqua in un'area eutrofizzata al largo di Lido Adriano (Emilia Romagna, Nord Adriatico). *Biologia Marina Mediterranea*, 15: 34–37.
- Monaci M., 2011. Manuale per la gestione ambientale dei corsi d'acqua di competenza dei Consorzi di bonifica. Regione Veneto.
- Montanari A., 2012. Hydrology of the Po River: looking for changing patterns in river discharge. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16: 3739–3747.
- Munafò M. (a cura di), 2021. Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici. Edizione 2021. Report SNPA 22/21.
- Naldi M., Pierobon E., Tornatore F., Viaroli P., 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, 24: 59–69.
- Natali C., Bianchini G., Antisari L.V., Natale M., Tessari U., 2018. Carbon and nitrogen pools in Padanian soils (Italy): Origin and dynamics of soil organic matter. *Geochemistry*, 78(4): 490–499.
- Nizzoli D., Bartoli M., Azzoni R., Longhi D., Castaldelli G., Viaroli P., 2018. Denitrification in a meromictic lake and its relevance to nitrogen flows within a moderately impacted forested catchment. *Biogeochemistry*, 137 (1–2): 143–161.
- Novais M.H., Morais M.M., Rosado J., Dias L.S., Hoffmann H., Ector L., 2014. Diatoms of temporary and permanent watercourses in Southern Europe (Portugal). *River research and applications*, 30(10): 1216–1232.
- Oenema O., Kros H., de Vries W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 20(1): 3–16.
- Pacini N., Gächter R., 1999. Speciation of riverine particulate phosphorus during rain events. *Biogeochemistry*, 47(1): 87–109.
- Palmeri L., Bendoricchio G., Artioli Y., 2005. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecological Modelling*, 184: 37–53.
- Passy S.I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic botany*, 86(2): 171–178.
- Pierobon E., Castaldelli G., Mantovani S., Vincenzi F., Fano E.A., 2013. Nitrogen removal in vegetated and unvegetated drainage ditches impacted by diffuse and point sources of pollution. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 41(1): 24–31.
- Pilotti M., Barone L., Balistocchi 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.
- Pimentel D., Allen J., Beers A., Guinand L., Linder R., McLaughlin P., Meer B., Musonda D., Perdue D., Poisson S., Siebert S., Stoner K., Salazar R., Hawkins A., 1987. World Agriculture and Soil Erosion. *BioScience*, 37: 277–283.
- Pinardi M., Soana E., Bresciani M., Villa P., Bartoli M., 2020. Upscaling nitrogen removal processes in fluvial wetlands and irrigation canals in a patchy agricultural watershed. *Wetlands Ecology and Management*, 28: 297–313.
- Pinardi M., Soana E., Laini A., Bresciani M., Bartoli M., 2018. Soil system budgets of N, Si and P in an agricultural irrigated watershed: surplus, differential export and underlying mechanisms. *Biogeochemistry*, 140(2): 175–197.
- Pinay G., Clément J.C., Naiman R.J., 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Changing Water Regimes on Nitrogen Cycling in Fluvial Systems. *Environmental Management*, 30: 481–491.
- Pirrone N., Trombino G., Cinnirella S., Algieri A., Bendoricchio G., Palmeri L., 2005. The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. *Regional Environmental Change*, 5: 111–137.
- Poikane S., Várbbó G., Kelly M.G., Birk S., Phillips G., 2021. Estimating river nutrient concentrations consistent with good ecological condition: More stringent nutrient thresholds needed. *Ecological Indicators*, 121: 107017.

- Poisvert C., Curie F., Moatar F., 2017. Annual agricultural N surplus in France over a 70-year period. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107(1): 63–78.
- Provini A., Binelli A., 2006. Environmental quality of the Po River delta. In: Wangersky P.J. (ed.) *The handbook of environmental chemistry Volume 5, Part H Estuaries*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 175-195.
- Provini A., Crosa G., Marchetti R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basins over the last 20 years. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R., (eds). *Marine Coastal Eutrophication. Science of the Total Environment; Suppl*: 291-314.
- Provini A., Galassi S., Marchetti R., 1998. *Ecologia Applicata*. Città Studi, Milano.
- Provini A., Crosa G., Marchetti R., 1992. Nutrient export from the Po and Adige river basin over the last 20 years. In: *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier: 291-313.
- Quilbé R., Rousseau A.N., Duchemin M., Poulin A., Gangbazo G., Villeneuve J.P., 2006. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, 326: 295-310.
- Racchetti E., Salmaso F., Pinaridi M., Quadroni S., Soana E., Sacchi E., Severini E., Celico F., Viaroli P., Bartoli M., 2019. Is flood irrigation a potential driver of river-groundwater interactions and diffuse nitrate pollution in agricultural watersheds?. *Water*, 11(11): 2304.
- Redfield A.C., 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. *The sea*, 2: 26-77.
- Reynolds C.S., Davies P.S., 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews*, 76(1): 27-64.
- Rimet F., Bouchez A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems*, 406:01.
- Rinaldi A., 2014. Fioriture algali in Adriatico. Il bacino padano-adriatico tra sviluppo e scienza. Editrice La Mandragora, Imola (BO): 280 pp.
- Rinaldi A., Giovanardi F., Ferrari C.R., Mazziotti C., 2018. Stato trofico dell'alto adriatico: tendenze evolutive e quadro di riferimento concettuale. *Biologia Marina Mediterranea*, 25: 43–46.
- Romero E., Garnier J., Billen G., Peters F., Lassaletta L., 2016. Water management practices exacerbate nitrogen retention in Mediterranean catchments. *Science of the Total Environment*, 573: 420-432.
- Romero E., Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Le Gendre R., Riou P., Cugier P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113(1): 481-505.
- Romero E., Peters F., Marrasé C., 2012. Dynamic forcing of coastal plankton by nutrient imbalances and match-mismatch between nutrients and turbulence. *Marine Ecology Progress Series*, 464: 69-87.
- Rotiroti M., Bonomi T., Sacchi E., McArthur J.M., Stefania G.A., Zanotti C., Taviana S., Patellia M., Nava V., Soler V., Fumagalli L., Leoni B., 2019. The effects of irrigation on groundwater quality and quantity in a human-modified hydro-system: The Oglio River basin, Po Plain, northern Italy. *Science of the Total Environment*, 672: 342-356.
- Rudi G., Bailly J.S., Belaud G., Dages C., Lagacherie P., Vinatier F., 2020. Multifunctionality of agricultural channel vegetation: A review based on community functional parameters and properties to support ecosystem function modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology* 20(3): 397-412.
- 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.
- Ruttenberg K.C., 2014. *The Global Phosphorus Cycle*, In: *Treatise on Geochemistry 2nd Edition*. University of Hawaii at Manoa, Honolulu, HI, USA, Elsevier Ltd., pp. 499-558.
- 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.
- Salmaso F., Quadroni S., Compare S., Gentili G., Crosa G., 2019. Benthic diatoms as bioindicators of environmental alterations in different watercourses of northern Italy. *Environmental monitoring and assessment*, 191(3): 1-17.
- Schmitz C., Biewald A., Lotze-Campen H., Popp A., Dietrich J.P., Bodirsky B., Krause M., Weindl I., 2012. Trading more food: Implications for land use, greenhouse gas emissions, and the food system. *Global Environmental Change* 22: 189-209.
- Severini E., Bartoli M., Pinaridi M., Celico F., 2020. Reactive Silica Traces Manure Spreading in Alluvial Aquifers Affected by Nitrate Contamination: A Case Study in a High Plain of Northern Italy. *Water*, 12(9): 2511.
- Soana E., Racchetti E., Laini A., Bartoli M., Viaroli P., 2011. Soil budget, net export, and potential sinks of nitrogen in the lower Oglio River watershed (Northern Italy). *Clean - Soil, Air, Water*, 39: 956–965.

- Soana E., Gavioli A., Vincenzi F., Fano E.A., Castaldelli G., 2020. Nitrate availability affects denitrification in *Phragmites australis* sediments. *Journal of Environmental Quality*, 49(1): 194–209.
- Soana E., Balestrini R., Vincenzi F., Bartoli M., Castaldelli G., 2017. Mitigation of nitrogen pollution in vegetated ditches fed by nitrate-rich spring waters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 243: 74–82.
- Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., 2018a. Estimate of gas transfer velocity in the presence of emergent vegetation using argon as a tracer: Implications for whole-system denitrification measurements. *Chemosphere*, 213: 526–532.
- Soana E., Fano E.A., Castaldelli G., 2021. The achievement of Water Framework Directive goals through the restoration of vegetation in agricultural canals. *Journal of Environmental Management*, 294: 113016.
- Soana E., Gavioli A., Tamburini E., Fano E.A., Castaldelli G., 2018b. To mow or not to mow: reed biofilms as denitrification hotspots in drainage canals. *Ecological Engineering*, 113: 1–10.
- Soana E., Bartoli M., Milardi M., Fano E.A., Castaldelli G., 2019. An ounce of prevention is worth a pound of cure: Managing macrophytes for nitrate mitigation in irrigated agricultural watersheds. *Science of the Total Environment*, 647: 301–312.
- Soana E., Vincenzi F., Colombani N., Mastrocicco M., Fano E.A., Castaldelli G., 2021. Soil Denitrification, the Missing Piece in the Puzzle of Nitrogen Budget in Lowland Agricultural Basins. *Ecosystems*, in press.
- Spillman C.M., Imberger J., Hamilton D.P., Hipsey M.R., Romero J.R., 2007. Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems*, 68(1): 167–200.
- Stenger-Kovács C., Lengyel E., Sebestyén V., Szabó B., 2020. Effects of land use on streams: traditional and functional analyses of benthic diatoms. *Hydrobiologia*, 847: 2933–2946.
- Swaney D.P., Hong B., Ti C., Howarth R.W., Humborg C., 2012. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(2): 203–211.
- Tagliapietra D., Magni P., Basset A., Viaroli P., 2014. Ecosistemi costieri di transizione: trasformazioni recenti, pressioni antropiche dirette e possibili impatti del cambiamento climatico. *Biologia Ambientale*, 28: 101–111.
- Taherisoudejani H., Racchetti E., Celico F., Bartoli M., 2018. Application of QUAL2Kw to the Oglio River (Northern Italy) to assess diffuse N pollution via river-groundwater interaction. *Journal of Limnology*, 77(3).
- Tamburini E., Soana E., Monti M., Fano E.A., Castaldelli G., 2020. Introducing Life Cycle Assessment in costs and benefits analysis of vegetation management in drainage canals of lowland agricultural landscapes. *Water*, 12(8): 2236.
- Tavernini S., Nizzoli D., Rossetti G., Viaroli P., 2009. Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *Journal of Limnology*, 68(2): 217–228.
- Taylor J., Moore M., Speir S.L., Testa S., 2020. Vegetated ditch habitats provide net nitrogen sink and phosphorus storage capacity in agricultural drainage networks despite senescent plant leaching. *Water*, 12(3): 875.
- Tiedje J.M., 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In *Biology of anaerobic microorganisms*, Zehnder A.J.B. Eds., Wiley and Sons, New York, pp. 179–244.
- Törnqvist R., Jarsjö J., Thorslund J., Rao P.S.C., Basu N.B., Destouni G., 2015. Mechanisms of basin-scale nitrogen load reductions under intensified irrigated agriculture. *PloS One*, 10(3): e0120015.
- Vagstad N., Stålnacke P., Andersen H.E., Deelstra J., Jansons V., Kyllmar K., Loigu E., Rekolainen S., Tumas R., 2004. Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4): 651–662.
- Van Meter K.J., Van Cappellen P., Basu N.B., 2018. Legacy nitrogen may prevent achievement of water quality goals in the Gulf of Mexico. *Science*, 360: 427–430.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37: 130–137.
- Viaroli P., Azzoni R., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Nizzoli D., 2010. Primary productivity, biogeochemical buffers and factors controlling trophic status and ecosystem processes in Mediterranean coastal lagoons: a synthesis. *Advances in Oceanography and Limnology*, 1: 271–293.
- Viaroli P., Bartoli M., Bolpagni R., Pecora S., Rossetti G., 2014. Stato attuale e vulnerabilità dei tratti planiziali dei corsi d'acqua nel bacino del Po in relazione a pressioni locali e cambiamento climatico. *Biologia Ambientale*, 28: 75–86.

- Viaroli P., Bartoli M., Castaldelli G., Naldi M., Nizzoli D., Rossetti G., 2013a. Recent evolution and expected changes of nutrient loads in a heavily exploited watershed: the Po River, Italy. In Arheimer B., Collins A., Krysanova V., Lakshmanan E., Meybeck M., Stone M. (eds) *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. IAHS Publ., 361: 176-182.
- Viaroli P., Ferrari C.R., Benzi C., Mazziotti C., Naldi M., Nizzoli D., Soana E., Rinaldi A., 2018a. Variazioni recenti dello stato trofico delle acque costiere dell'Emilia Romagna in relazione alle pressioni antropiche e ai carichi dei nutrienti nel bacino del Po. *Biologia Marina Mediterranea*, 25: 2–18.
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Rossetti G., Bartoli M., 2013b. Factors affecting dissolved silica concentrations, and DSI and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po River, Italy). *Silicon*, 5: 101-114.
- Viaroli P., Nizzoli D., Pinardi M., Soana E., Bartoli M., 2015. Eutrophication of the Mediterranean Sea: a watershed—cascading aquatic filter approach. *Rendiconti Lincei*, 26(1): 13-23.
- Viaroli P., Soana E., Pecora S., Laini A., Naldi M., Fano E.A., Nizzoli D., 2018b. Space and time variations of watershed N and P budgets and their relationships with reactive N and P loadings in a heavily impacted river basin (Po river, Northern Italy). *Science of The Total Environment*, 639: 1574–1587.
- Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Naldi M., Orfanidis S., Zaldivar J.M., 2008. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(S1): S105-S117.
- Viaroli P., Puma F., Ferrari I., 2010. Aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico padano: una sintesi. *Biologia Ambientale*, 24: 7-19.
- Vollenweider R.A., 1992. Coastal Marine Eutrophication: principles and controls. In: Vollenweider R.A., Marchetti R., Viviani R. (eds). *Marine Coastal Eutrophication*. *Science of the Total Environment Suppl.*: 1-20.
- Vollenweider R.A., Kerekes J.J. (eds), 1982 - *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. OECD, Paris, 154 pp.
- Vollenweider R.A., Rinaldi A., Montanari G., 1992. Eutrophication, structure and dynamics of a marine coastal system: results of ten year monitoring along the Emilia-Romagna coast (Northwest Adriatic sea). In: R.A. Vollenweider, R. Marchetti, R. Viviani (Eds.), *Marine Coastal Eutrophication*, Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, pp. 63–19.
- Voulvoulis N., Arpon K.D., Giakoumis T., 2017. The EU Water Framework Directive: from great expectations to problems with implementation. *Science of the Total Environment*, 575: 358–366.
- Wallenstein M.D., Myrold D.D., Firestone M., Voytek M., 2006. Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods. *Ecological Applications*, 16(6): 2143–2152.
- Ward J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2–8.
- Wurtsbaugh W., Paerl H.W., Dodds W.K., 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 2019, 6(5).
- Zuur A.F., Ieno E.N., Mazziotti C., Montanari G., Rinaldi A., Ferrari C.R., 2011. Estimation of common trends for trophic index series. In: Chandler R.E., Scott E.M. (eds), *Statistical methods for trend detection and analysis in the environmental sciences*. John Wiley & Sons, Ltd. Publication, UK, pp. 307–331.



**Autorità di Bacino
Distrettuale del Fiume Po**



Strada Garibaldi, 75 – 43121 Parma
<https://adbpo.gov.it/> [https://pianoacque.adbpo.it/](https://pianoacque.adbpo.it/partecipo.acque@adbpo.it)
partecipo.acque@adbpo.it