

POLITECNICO DI TORINO

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio

Tesi di Laurea Magistrale

Stima della riduzione dei carichi inquinanti in un bacino idrografico: applicazione al bacino del torrente Chisola



Relatore:

Prof. Fulvio Boano

Fulvio Boano
.....

Candidato:

Laura Spinosa matr.229481

Laura Spinosa
.....

Correlatori:

Prof. Luca Ridolfi

Ing. Anacleto Rizzo

A.A. 2017/2018

Indice

Introduzione	1
Capitolo 1 - Stato della risorsa idrica e normativa	2
1.1 Situazione idrica globale	2
1.2 Fonti di inquinamento delle acque in Piemonte	3
1.3 Stato della risorsa idrica in Piemonte	8
1.4 Legislazione e regolamenti vigenti	10
Capitolo 2 – Fitodepurazione	18
2.1 Tipologia di trattamenti	18
2.1.1 Sistemi a flusso sommerso orizzontale	19
2.1.2 Sistemi a flusso sommerso verticale	20
2.1.3 Sistemi a flusso libero	21
2.1.4 Sistemi ibridi	22
2.2 Parametri che influenzano la rimozione degli inquinanti	22
2.3 Fitodepurazione per acque reflue urbane	27
2.4 Applicazioni e prospettive future	30
Capitolo 3 – Modello Quali-logico	34
3.1 Descrizione del metodo	34
Capitolo 4 – Caso studio	41
4.1 Applicazione del modello Quali-logico al bacino del Chisola	41
4.1.1 Individuazione dei corpi idrici di interesse	43
4.1.2 Scelta degli indicatori	44
4.1.3 Suddivisione lineare della rete in tratti	50
4.1.4 Stima dei carichi puntuali insistenti sulle acque	51
4.1.5 Stima dei carichi diffusi insistenti sul bacino	56
4.1.6 Ripartizione dei carichi	62
4.1.7 Applicazione dell’algoritmo	64
Capitolo 5 – Interventi proposti	71
5.1 Miglioramento di una classe	73
5.2 Raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro Acque	75
Conclusioni	78
Bibliografia	80
Siti consultati	82
Ringraziamenti	84

Introduzione

Questo studio si occupa dell'analisi dello stato qualitativo dei corpi idrici piemontesi e in particolare, dei carichi inquinanti che interessano il torrente Chisola e i suoi affluenti principali, collocati a sud ovest dell'area torinese. Nello specifico, l'obiettivo di questa tesi di laurea è individuare su quali dei corpi idrici del bacino del Chisola, sarebbe più efficace intervenire per ridurre il carico inquinante e proporre delle soluzioni *natural-based* che possano incrementarne la naturalità e la biodiversità. Per farlo, ci si è avvalsi del modello "Quali-logico", uno strumento di indagine delle acque che, basandosi sulla sola conoscenza della ripartizione dei carichi inquinanti su una rete idrica e sul suo stato qualitativo, permette di assegnare la priorità agli interventi da effettuare per un incremento o riduzione dei carichi trasportati.

Le motivazioni di questa scelta sono duplici. A causa dell'attuale scarsità della risorsa idrica, la qualità delle acque è diventata una problematica cruciale a cui indirizzarsi. Per farlo è necessario ampliare l'ottica d'intervento, concentrandosi non solo sui corpi idrici principali, bensì anche su quelli di minore entità. Inoltre, è molto interessante poter analizzare le problematiche di situazioni territoriali vicine e ipotizzare delle possibili soluzioni.

Il lavoro è articolato in cinque capitoli: nel primo, viene descritta la situazione delle acque piemontesi e le normative attualmente vigenti. Il secondo è un capitolo di letteratura sulla fitodepurazione, tecnica scelta per questo bacino, allo scopo di illustrarne le potenzialità. Nel terzo capitolo si procede a un'illustrazione teorica del metodo di indagine qualitativa "Quali-logico". Successivamente, nel quarto capitolo, lo si applica al caso-studio del Chisola e, basandosi sulle priorità stabilite dal modello nel quinto capitolo si propone una prima stima dell'estensione e dei costi degli interventi da effettuare.

Grazie a questo lavoro di tesi è stato possibile analizzare alcuni importanti fattori legati alla qualità delle acque e come una loro variazione possa comportare significative conseguenze sulle reti idriche.

Capitolo 1 - Stato della risorsa idrica e normativa

1.1 Situazione idrica globale

Negli ultimi decenni, tra gli argomenti più discussi di attualità emerge spesso quello della scarsità delle acque e della necessità di interventi che impediscano conseguenze catastrofiche a lungo termine. Ad oggi, il 70% dei prelievi di acqua mondiale viene utilizzato per l'agricoltura, ma è previsto un grande aumento della richiesta a causa della produzione energetica ed industriale. Aggiungendo poi una intensificazione dell'urbanizzazione e una diffusione dei servizi igienico sanitari laddove non sono ancora ben sviluppati, si prevede un enorme aumento dei prelievi idrici negli anni a seguire. Tutto ciò, senza considerare cambiamenti climatici che potrebbero comportare variazioni nel ciclo idrico.

Nella situazione attuale, circa mezzo miliardo della popolazione mondiale vive in zone in cui la richiesta d'acqua è pari al doppio della sua disponibilità e almeno due terzi vive in aree soggette a siccità almeno un mese l'anno.

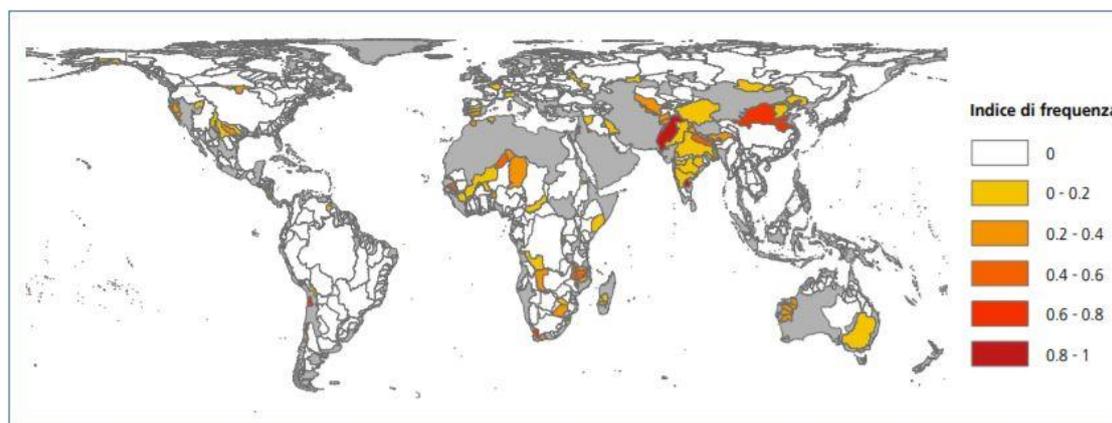


Fig.1 - Indice di frequenza della carenza di acqua disponibile all'uso su base mensile anno 2016.

Fondamentale nell'approccio alla problematica è comprendere che la disponibilità della risorsa è strettamente collegata alla sua qualità, poiché uno scarso livello qualitativo ne impedisce altri utilizzi oppure aumenta i costi di trattamento, comportando conseguenze negative su ecosistemi, salute umana, crescita sociale ed economica. Una buona qualità globale della risorsa idrica è un requisito fondamentale per garantire un progresso sostenibile che tuteli il benessere di uomo, flora e fauna.

Di recente, la contaminazione delle acque da parte di sostanze come metalli pesanti, COD, BOD, olii e nutrienti, è diventata motivo di preoccupazione per le possibili ricadute sull'uomo

e sull'ambiente. Le vie di esposizione e le sorgenti di inquinamento sono innumerevoli. Tra le più diffuse, spiccano gli effluenti industriali, domestici, ospedalieri e di tipo agricolo.

Le attività industriali possono essere una significativa fonte di inquinamento puntuale. Ogni impianto comprende più processi, ognuno dei quali si basa sull'utilizzo di sostanze che, se non rimosse correttamente e diffuse nell'ambiente, potrebbero alterarne gli equilibri. Assieme a quelle industriali, anche le acque ospedaliere e domestiche comportano rischi per la salute. Prima ancora dei residui farmaceutici, i reflui civili sono ricchi di sostanze organiche e nutrienti. Il corpo umano non metabolizza totalmente farmaci e sostanze chimiche, che attraverso le secrezioni possono raggiungere gli effluenti. Ai farmaci si aggiungono tutte le sostanze utilizzate per la pulizia personale e degli ambienti: shampoo, saponi, etc.

Altre importanti fonti di contaminazione, in questo caso diffuse, sono l'agricoltura e l'allevamento e non solo per il numero di prelievi idrici che richiedono. Fertilizzanti, fitosanitari e farmaci utilizzati per la cura e l'allevamento degli animali da pascolo raggiungono i corpi idrici superficiali e sotterranei a causa del dilavamento dei suoli. Nonostante molte di queste sostanze vengano eliminate tramite trattamenti in impianti specifici, la rimozione di inquinanti organici e non, spesso microinquinanti, non è sufficiente. Ciò comporta che queste sostanze raggiungano le acque modificandone pH, temperatura, microrganismi etc. e che da queste si diffondano anche nel suolo, nell'aria e vengano accumulate da altri organismi viventi.

Secondo alcune stime (Veolia e IFPRI, 2015), nel 2050 circa un quinto della popolazione mondiale vivrà in zone in cui l'eccesso di BOD nelle acque avrà creato un ambiente pericoloso per l'essere umano e circa un terzo della popolazione subirà le conseguenze dei rischi associati con il surplus di azoto e fosforo. La prevenzione e il miglioramento della qualità delle acque sono quindi un obiettivo da perseguire attivamente.

1.2 Fonti di inquinamento delle acque in Piemonte

In Piemonte, le pressioni più significative sui corpi idrici sono le alterazioni morfologiche, i prelievi idrici e fonti inquinanti di tipo puntuale, che interessano quasi la metà delle acque (*Fig.2*). Con il termine "pressione significativa" si fa riferimento a una pressione che può pregiudicare il raggiungimento della qualità ambientale secondo le tempistiche previste dalla direttiva comunitaria, attualmente la Direttiva Quadro delle Acque. Questi dati risultano in linea con la tendenza italiana per cui circa il 17% dei corpi idrici superficiali e circa il 24% di quelli

sotterranei, è condizionato negativamente dalla presenza di agricoltura e zootecnia e circa il 9% di falde e fiumi è contaminato dagli scarichi di acque reflue domestiche e industriali.

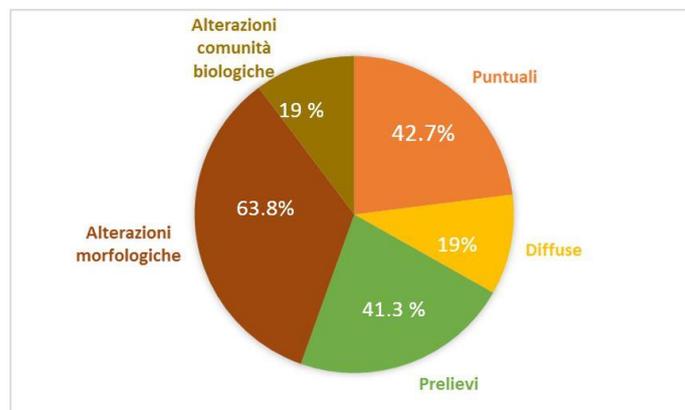


Fig.2 -Percentuale di corpi idrici piemontesi colpiti dalle differenti pressioni.

- Fonti puntuali

Le pressioni puntuali agenti sul territorio piemontese sono principalmente tre: scarichi di acque reflue urbane, scarichi di acque reflue industriali e discariche e siti inquinati. La più diffusa tra queste è la prima, ovvero lo scarico del miscuglio di acque reflue domestiche, industriali e di ruscellamento, provenienti da agglomerati urbani e convogliate in reti fognarie. Sulla regione insistono 3760 punti di scarico con un volume annuo di circa 773 milioni di m³, sottoposti a differenti livelli di trattamento come specificato dalla direttiva 91/271/CEE. Queste fonti sono principalmente causate dallo sviluppo urbano e dal turismo e tipicamente colpiscono la qualità delle acque superficiali.

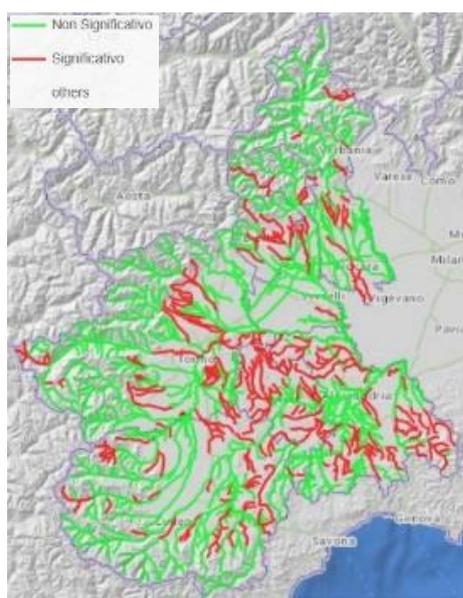


Fig.3 -Pressioni dovute alle acque reflue urbane sui fiumi per l'anno 2015.

- Fonti diffuse

Il quantitativo di fitosanitari, fertilizzanti e nitrati provenienti dalla zootecnia, sono tra le maggiori fonti di contaminazione delle acque, in particolare di quelle sotterranee.

I fitosanitari sono degli agrofarmaci composti da sostanze attive, come zolfo, rame, oli minerali, feromoni, che eliminano le piante indesiderate e proteggono i vegetali da organismi nocivi. In Piemonte il totale di principi attivi commercializzati è dell'ordine di alcuni milioni. Le colture in cui sono stati riscontrati più principi attivi per unità di superficie sono in ordine: alberi da frutto, vite e cereali.

I fertilizzanti vengono utilizzati per arricchire il terreno di nutrienti e favorire la crescita delle colture. Attualmente vengono utilizzate sostanze di sintesi, di origine minerale e organiche, di origine zootecnica. La vera minaccia proviene dal surplus di fertilizzanti sparsi per le colture, che nella regione piemontese, ammonta a più di 70 kg/ha/anno in pianura, in particolare nelle aree di Cuneo e Torino, dove sono presenti allevamenti intensivi. In Piemonte, attualmente, è infatti allevato il 10% del patrimonio zootecnico italiano.

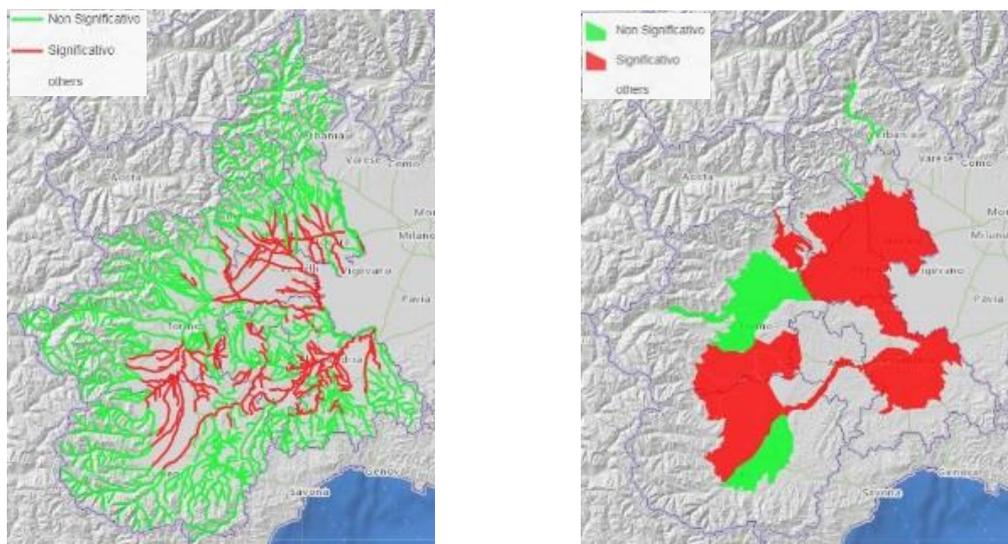


Fig.4 -Pressioni dovute ad agricoltura e zootecnia sulle acque superficiali (sx) e sulle acque sotterranee (dx) per l'anno 2015.

Le zone ad oggi interessate da queste problematiche, comprendono circa il 20 % del territorio regionale e si collocano nelle zone di Asti, Vercelli e Cuneo (Fig.4).

- Prelievi idrici

Il problema dei prelievi in Piemonte interessa circa il 42% dei corpi idrici. Gli scopi principali dell'asportazione di acqua da falde e fiumi sono: scopo irriguo e scopo idroelettrico.

Dei 6 miliardi di metri cubi prelevati ogni anno, 5 miliardi sono destinati all'irrigazione, in particolare alla coltivazione del riso (soprattutto nelle zone di Vercelli e Novara), una coltura che ne richiede grandissimi quantitativi. Circa l'80% dei prelievi viene fatto con scopo irriguo. Il restante 20%, pari a circa 1 miliardo di metri cubi l'anno, viene impiegato nella produzione di energia elettrica. Nonostante gli impianti idroelettrici usino una risorsa rinnovabile per la produzione di energia e aiutino ampiamente la riduzione di utilizzo di fonti fossili, comportano delle alterazioni morfologiche e idrologiche nei fiumi. Interrompendo la continuità fluviale, modificano il trasporto solido e incidono su habitat e servizi ecosistemici.

Questo tipo di pressione colpisce solitamente sia falde profonde e superficiali che fiumi, ma nel caso del Piemonte non risulta significativa per le falde superficiali.

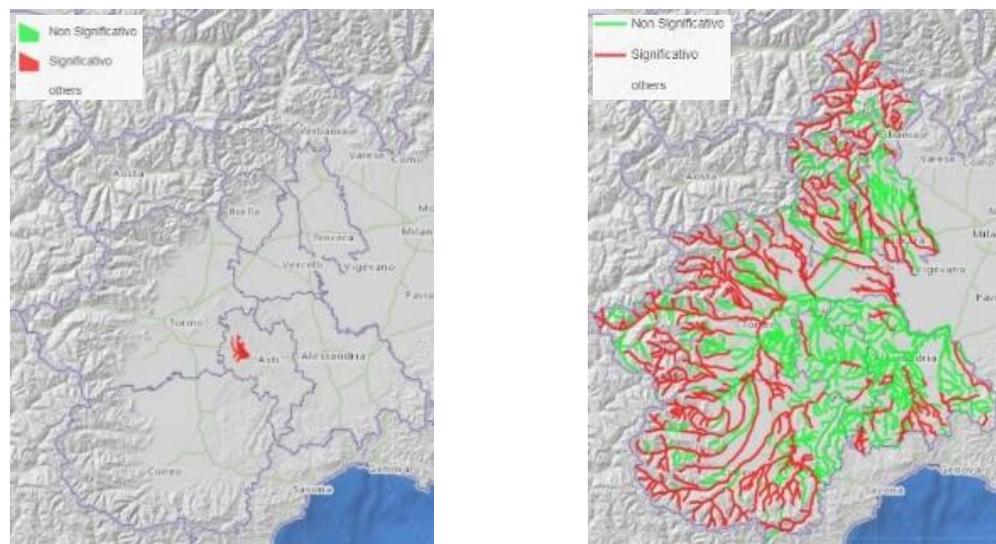


Fig.5 -Pressioni dovute a prelievi su acque sotterranee (sx) e su acque superficiali (dx) per l'anno 2015.

- Alterazioni morfologiche

I fiumi non sono sempre stati visti come una risorsa da proteggere, bensì sono stati frequentemente considerati come intralcio allo sviluppo economico di un territorio. La naturale mobilità degli alvei, la variabilità di portate, il rischio di alluvione, per anni ha portato l'uomo a considerarli come una minaccia. Ciò ha comportato che venissero apportate profonde modifiche al loro naturale corso, non solo tramite la costruzione di difese spondali o altre opere fluviali, ma anche spingendo l'uso del suolo urbano ed agricolo in prossimità dell'alveo bagnato. Queste azioni hanno comportato alterazioni del substrato, frammentazione degli ecosistemi, alterazione del passaggio dell'acqua.

Nel caso del Piemonte, su circa il 64 % dei fiumi sono state registrate delle modificazioni della zona riparia, variazioni di livello idrico, presenza di dighe, rampe e soglie.

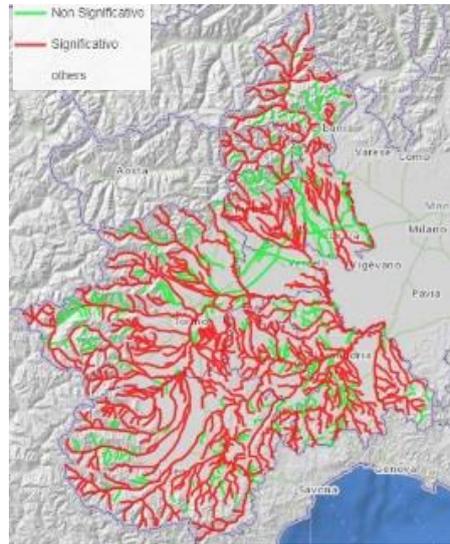


Fig.6 -Pressioni dovute alle alterazioni morfologiche dei fiumi per l'anno 2015.

- Alterazioni delle comunità biologiche

Le specie invasive vengono definite dal Ministero dell'Ambiente come “specie di animali e di piante originarie di altre regioni geografiche (volontariamente o accidentalmente introdotte sul territorio nazionale), che hanno sviluppato la capacità di costituire e mantenere popolazioni vitali allo stato selvatico e che si insediano talmente bene da rappresentare una vera e propria minaccia.”

La comparsa di queste specie costituisce una delle principali minacce ai servizi ecosistemici con gravi effetti sulle specie autoctone, poiché alterandone l'habitat, potrebbe provocare una eccessiva espansione della specie aliena per mancanza dei fattori limitanti che quest'ultima ha nel suo habitat naturale. In Piemonte quella dell'alterazione delle comunità biologiche è una pressione significativa per il 19% dei corpi idrici e le specie più problematiche al momento sono il gambero rosso *Procambarus Clarkii* e il pesce siluro, in rapida espansione.

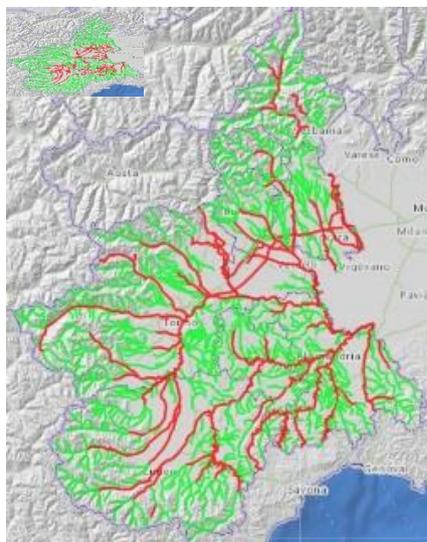


Fig.7 -Pressioni dovute alle alterazioni delle comunità biologiche per l'anno 2015.

1.3 Stato della risorsa idrica in Piemonte

Le pressioni appena elencate, comportano una riduzione della qualità delle acque superficiali e sotterranee, il cui stato viene costantemente monitorato. In Piemonte i corpi più colpiti sono le falde superficiali e i fiumi, mentre in ottimo stato si trovano le acque di balneazione.

-Stato acque sotterranee

Dall'ultimo ciclo di monitoraggio (2012-2014) delle falde è emerso che, quelle profonde, presentano una situazione assai migliore di quelle superficiali (*Fig.8*). Effettivamente l'83% delle falde profonde si trova in stato chimico Buono, in opposizione al 17% delle falde superficiali. Tale condizione qualitativa dipende soprattutto dalla presenza nelle acque di VOC, pesticidi, nitrati, nichel e cromo.

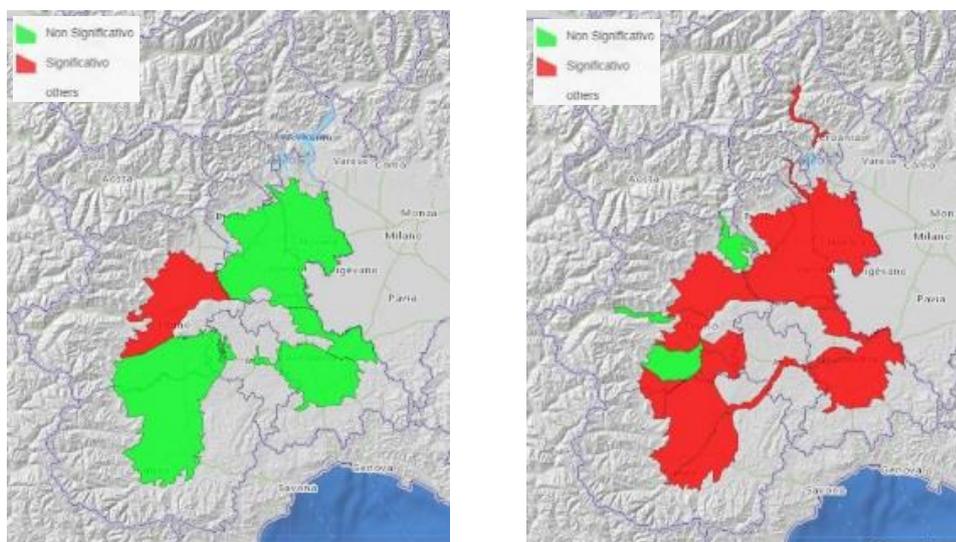


Fig.8 -Stato delle falde sotterranee e superficiali per l'anno 2015.

-Stato acque superficiali

Con acque superficiali si fa riferimento ad acque di balneazione, laghi e fiumi.

Nel 2016 sono state controllate 93 zone di balneazione e solamente 5 sono state classificate Sufficienti. Le restanti 88 esaudiscono le richieste della Direttiva 2006/7/CE riportando classi di qualità che variano tra Buono ed Eccellente.

Dei 13 laghi piemontesi, solo 6 presentano uno stato ecologico Buono, mentre nessuno presenta un Cattivo stato chimico.

Dai monitoraggi imposti dalla Direttiva 2000/60/CE, è risultato che solo il 6% dei fiumi ricadono in uno stato chimico Cattivo. Lo stato ecologico si presenta però meno positivo, con il 43% dei fiumi in stato sufficiente o scarso. Poiché lo stato complessivo di un fiume è dato dal risultato peggiore tra lo stato chimico e quello ecologico, il 56% dei corpi idrici ha raggiunto stato complessivo di buono, il restante 44% si trova in non buono.

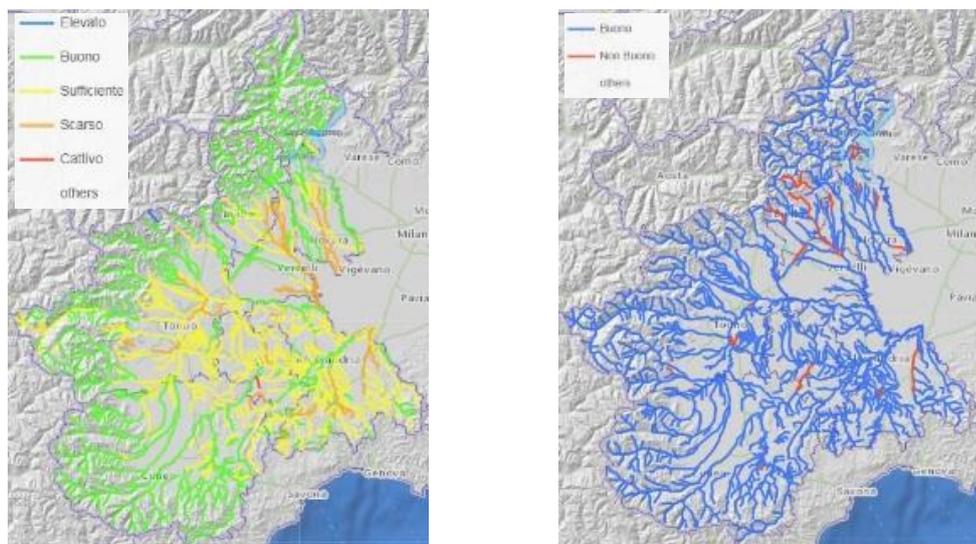


Fig.9 -Stato ecologico (sx) e stato chimico (dx) dei fiumi per l'anno 2015.

In risposta alle problematiche e agli stati qualitativi riscontrati, viene introdotta la legislazione, che a livello non solo nazionale, ma anche europeo cerca di creare una esperienza comune che possa risultare in un concreto e globale miglioramento della risorsa.

1.4 Legislazione e regolamenti vigenti

Negli ultimi anni si sono verificati importanti cambiamenti nell'approccio all'utilizzo e alla protezione delle acque interne e marino costiere, dovuti principalmente all'emanazione da parte dell'Unione Europea della Direttiva Quadro sulle acque, DQA, 2000/60/CE (Water Framework Directive). Recepita in Italia con il Dlgs. 152/2006 e applicata con successivi decreti attuativi, introduce una nuova visione nell'utilizzo delle risorse idriche, mirando a tutelare in parallelo sviluppo economico e sviluppo sostenibile. Tra gli obiettivi fondamentali della DQA spiccano:

- ricostruzione del quadro conoscitivo dello stato qualitativo dei corpi idrici;
- tutela e impedimento del deterioramento qualitativo dei corpi idrici;
- migliore sfruttamento della risorsa idrica, migliorando il bilancio idrico;
- raggiungimento dell'obiettivo di stato buono per tutte le acque al 2015.

Nel caso di impossibilità tecniche o onerosità economiche, sono state concesse deroghe e proroghe alla scadenza del 2015.

La DQA decreta che per il raggiungimento degli obiettivi suddetti, i singoli Stati Membri tutelino le acque a livello di bacino idrografico e impone come unità territoriale di riferimento il distretto idrografico, definito come "area di terra o di mare, costituita da uno o più bacini limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere" (Art. 54 comma 1, lett. *t* del Dlgs. 152/2006).

In applicazione alla Direttiva, l'Italia è stata suddivisa in 8 distretti idrografici (*Fig.10*) e per ognuno di essi è stato previsto un Piano di gestione che dovrebbe essere redatto dalla Autorità di distretto idrografico. Attualmente, a seguito delle disposizioni del Dlgs. 13 del 27 febbraio 2009, sono i Comitati Istituzionali delle Autorità di Bacino a occuparsi della stesura dei Piani di Gestione.



Fig.10 - Distretti idrografici sul territorio italiano

All'interno di questi documenti vengono presentate le caratteristiche del distretto idrografico, l'analisi delle pressioni e degli impatti significativi, l'elenco degli obiettivi ambientali previsti e le misure da intraprendere per raggiungerli e un'analisi economica dell'utilizzo idrico.

Per la caratterizzazione di ogni distretto, le acque sono suddivise tra sotterranee e superficiali e queste ultime a loro volta tra fluviali, lacustri e marino costiere. In base a diversi fattori naturali, il distretto viene diviso in differenti idroecoregioni definite come "aree geografiche nelle quali i sistemi di acqua dolce presentano una limitata variabilità di caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche" (D.M.16 giugno 2008, n. 131). È possibile così delineare i corpi idrici, che possono essere oggetto di tre tipologie di monitoraggio: di sorveglianza, operativo e di indagine. Il monitoraggio è lo strumento con il quale si verifica l'effettiva attuazione della direttiva e la sua efficacia, valutando lo stato dei corpi idrici.

Tra i cambiamenti apportati dalla 200/60/CE è presente un adeguamento dei programmi di monitoraggio, che è stato reso più accurato e flessibile alle grandi varietà ecologiche presenti in natura. Ai normali strumenti infatti, sono state affiancate metodiche e indici biologici.

Monitoraggio acque superficiali

- Indicatori Fiumi

Lo stato ambientale di un fiume, in precedenza, veniva derivato dal suo stato ecologico con l'aggiunta di una valutazione di microinquinanti specifici.

Per rendere la determinazione più cautelativa, attualmente si fa riferimento al valore più basso fra lo stato chimico e lo stato ecologico presentato dalle acque.

Lo Stato Chimico è un indice che fa riferimento alla qualità chimica dei fiumi e viene valutato riferendosi a una lista di 33+8 sostanze pericolose prioritarie, le quali non devono superare gli SQA, (Standard di Qualità Ambientale) definiti a livello comunitario dalle Direttive 2008/105 e 39/2013. Se questi limiti vengono superati, il corpo idrico ricadrà nella classe di Non Buono, altrimenti verrà valutato come Buono.

Lo Stato Ecologico, invece, si occupa di sintetizzare le alterazioni in atto sulla flora e la fauna del corso d'acqua. Al contrario di quello Chimico, si suddivide in 5 classi: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso e Cattivo e viene determinato da una valutazione integrata degli indici STAR_ICMi, ICMi, IBMR, ISECI, LIMeco e dalla verifica degli Standard di Qualità Ambientali (SQA) per gli inquinanti specifici.

Per la descrizione della flora acquatica la normativa concentra l'attenzione su macrofite e diatomee, tramite i due indicatori IBMR e ICMi, mentre per la fauna acquatica si riferisce a macrobenthos e fauna ittica tramite lo STARICMi e l'ISECI.

L'IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Rivière) si basa sulla caratteristica di alcune macrofite di essere sensibili ai cambiamenti nei corpi idrici e agli impatti antropici. In particolare, se ci si trova in presenza di sviluppo di popolazioni di taxa tolleranti e a bassa diversità, significa che c'è stata una semplificazione della morfologia dell'alveo o un inquinamento delle acque. Come per lo stato ecologico, quest'indice, si distingue in 5 classi: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Cattivo.

L'ICMi sfrutta le peculiarità delle diatomee bentoniche, alghe unicellulari che vivono aderenti al substrato, molto sensibili alle variazioni ambientali. In particolare avendo una differente sensibilità agli inquinanti e a variazioni di pH, T, velocità della corrente, nutrienti, sostanza organica e metalli, sono buoni indicatori per la qualità delle acque. La valutazione avviene tramite l'assegnazione dei cinque livelli di: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Cattivo

Lo STARICMi analizza la struttura delle comunità di macroinvertebrati bentonici, un gruppo faunistico che si ancora al substrato del fiume per resistere alla corrente. Queste popolazioni sono considerate buoni indicatori della qualità delle acque, non solo per la loro sensibilità agli inquinanti, ma anche perché essendo difficilmente movibili rendono molto semplice e immediata la determinazione di una alterazione. Come gli indici biologici elencati finora, anche questo si suddivide in 5 classi.

L'ISECI (Indice di Stato Ecologico Comunità Ittica) valuta le condizioni della popolazione ittica, soffermandosi in particolare su la presenza di specie indigene e la loro condizione biologica, presenza di specie aliene ed endemiche. Ci si riferisce a un buono stato ecologico

della comunità ittica, quando all'interno del corpo idrico si ritrovano le comunità attese e in buone condizioni ecologiche.

Alla descrizione dello stato, invece, provvede l'indice LIMeco. Valutando i parametri di ossigeno disciolto, fosforo totale, azoto ammoniacale e nitrico concorre alla definizione dello stato ecologico del fiume, e come per quest'ultimo, si suddivide in stato: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Cattivo.

Per la valutazione del regime idrologico e le condizioni morfologiche del fiume vengono rispettivamente utilizzati l'IQM e dallo IARI. Sono anche lo strumento con cui viene confermato se lo stato ecologico di un corpo idrico può essere descritto come Elevato.

L'IQM (Indice di Qualità Morfologica) descrive la funzionalità geomorfologica, l'artificialità e le variazioni morfologiche di un fiume tramite un'integrazione di analisi da rilevamento e attività in campo. Il corpo idrico è classificabile in cinque classi: Elevato, Buono, Moderato o Sufficiente, Scadente o Scarso, Pessimo o Cattivo.

L'IARI (Indice di Alterazione del Regime Idrologico) classifica il fiume nelle tre classi di Elevato, Buono e Non Buono, valutando l'alterazione del suo regime idrologico rispetto alle condizioni di riferimento.

-Laghi

Lo stesso discorso fatto per lo stato ambientale e lo stato chimico dei fiumi, è valido per i laghi. La definizione dello stato ecologico, presenta invece delle differenze.

Lo stato ecologico di un lago viene definito dalla valutazione integrata degli indici LTLeco, MacroIMMI/MTIspecies, ICF, LFI e dalla verifica degli SQA. Anche in questo caso, sono presenti cinque classi: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso e Cattivo e la conferma dello stato Elevato avviene tramite i parametri idromorfologici.

L'LTLeco sintetizza lo stato trofico delle acque, valutandone il fosforo totale, la trasparenza e l'ossigeno disciolto. La qualità è espressa in tre classi: Elevato, Buono e Sufficiente.

L'ICF concentra l'attenzione sul fitoplancton, ovvero microalghe fotosintetizzanti che vivono in sospensione, mentre il LFI (Lake Fish Index), è un indice multiparametrico che valuta lo stato di qualità delle comunità ittiche. Considerando la popolazione ittica di riferimento, valuta la sua riduzione e la comparsa di specie aliene, consentendo di categorizzare le acque in stato: Elevato, Buono, Sufficiente, Scarso, Cattivo.

I MacroIMMI/MTIspecies descrivono la qualità delle macrofite idrofite, specie vegetali macroscopiche il cui ciclo vitale avviene interamente, o quasi, in acqua. La differenza tra i due

indici è che il primo sintetizza le caratteristiche di laghi appartenenti alla categoria L-AL3, il secondo L-AL4/5/6.

-Monitoraggio acque profonde

Per le acque sotterranee non si fa riferimento solamente alla DQA, ma anche alla 2006/118/CE, recepita in Italia tramite il Dlgs.30/2009. Al contrario delle acque superficiali, in questo caso lo stato ambientale è dato dal peggior risultato tra lo stato chimico e lo stato quantitativo.

Lo stato chimico riassume la qualità delle acque e viene valutato confrontando le concentrazioni medie annue di determinati parametri chimici, con gli SQA imposti dal Dlgs.30/2009. Se questi vengono oltrepassati, il corpo idrico ricadrà nella classe di Scarso, altrimenti verrà valutato come Buono.

Lo Stato Quantitativo descrive l'impatto antropico sulla qualità dell'acqua mettendo in relazione le caratteristiche dell'acquifero e il relativo sfruttamento e la capacità di recupero. Si suddivide anch'esso nelle due classi "Buono" e "Scarso".

Oltre alla definizione dello stato qualitativo delle acque, gli indici di monitoraggio appena descritti per le acque superficiali e sotterranee, consentono la determinazione delle pressioni e degli impatti significativi per i distretti. La presenza antropica sul territorio, infatti, comporta inevitabilmente un'alterazione degli ecosistemi e della qualità naturale; lo sviluppo urbano, il turismo, l'agricoltura, i cambiamenti climatici e trend socio-economici sono solo alcuni fra gli elementi impattanti.

La DQA richiede che queste alterazioni vengano quantificate e analizzate, sia per i corpi idrici superficiali che per quelli sotterranei, in modo da implementare soluzioni che ne riducano le conseguenze.

Per le acque superficiali è imposto di stimare l'inquinamento significativo da fonte puntuale e diffusa, dovuto in particolare alle sostanze elencate nell'allegato VII, quantificare i prelievi idrici, le perdite nella rete di distribuzione e le alterazioni morfologiche significative dei corpi idrici. Per le acque sotterranee è necessario individuare non solo le fonti diffuse e puntuali di inquinamento, ma anche quantificare il ravvenamento artificiale e l'estrazione.

Dopo aver effettuato una classificazione delle pressioni, la normativa impone che ne vengano individuate le effettive conseguenze sui corpi idrici sia superficiali che profondi e che sia data particolare attenzione a quelle che comportano il rischio del non adempimento degli obiettivi di qualità, definite appunto pressioni significative. I criteri per la distinzione tra pressioni

significative e non, sono frutto di un coordinamento di attività a livello interdistrettuale, poiché sono assenti linee guida nazionali.

La DQA, infatti, non impone specifiche metodologie per la individuazione di pressioni e impatti, ogni bacino può scegliere come analizzarli, a patto che vengano determinati e che siano formulate delle misure che permettano la mitigazione di questi fattori, nell'ottica del raggiungimento dello stato buono delle acque.

Dopo aver fissato per ogni corpo idrico, sotterraneo e non, un obiettivo da raggiungere nei successivi anni di pianificazione, si deve procedere alla stesura di misure atte allo scopo.

In aiuto agli Stati Membri, la Commissione Europea, dopo aver analizzato le principali problematiche comuni dei distretti, ha elaborato il Piano per la salvaguardia delle risorse idriche, nel quale sono state stilate 26 misure chiave, le Key Type Measures (KTM). Le KTM sono delle tipologie generali di azioni da intraprendere per mitigare gli impatti e le pressioni individuati.

Nr KTM	Key Type Measure
KTM.1	Costruire o ammodernare gli impianti di trattamento delle acque reflue
KTM.2	Ridurre l'inquinamento dei nutrienti di origine agricola
KTM.3	Ridurre l'inquinamento da pesticidi in agricoltura.
KTM.4	Bonificare i siti contaminati (inquinamento storico compresi i sedimenti, acque sotterranee, suolo).
KTM.5	Migliorare della continuità longitudinale (ad es. attraverso i passaggi per pesci, demolizione delle vecchie dighe).
KTM.6	Migliorare le condizioni idromorfologiche dei corpi idrici, diverse dalla continuità longitudinale, (ad es: restauro fluviale, miglioramento delle aree ripariali, rimozione di argini, riconnessione dei fiumi alle loro pianure alluvionali, miglioramento delle condizioni idromorfologiche delle acque di transizione, ecc.)
KTM.7	Migliorare il regime di deflusso e/o definizione della portata ecologica
KTM.8	Misure per aumentare l'efficienza idrica per l'irrigazione, l'industria, l'energia e l'uso domestico
KTM.9	Misure relative alla politica dei prezzi dell'acqua per l'attuazione del recupero dei costi dei servizi idrici (uso domestico)
KTM.10	Misure relative alla politica dei prezzi dell'acqua per l'attuazione del recupero dei costi dei servizi idrici (uso industriale)

KTM.11	Misure relative alla politica dei prezzi dell'acqua per l'attuazione del recupero dei costi dei servizi idrici (uso agricolo)
KTM.12	Servizi di consulenza per l'agricoltura
KTM.13	Misure di tutela dell'acqua potabile (ad esempio istituzione di zone di salvaguardia, fasce tampone, ecc)
KTM.14	Ricerca e miglioramento dello stato delle conoscenze al fine di ridurre l'incertezza
KTM.15	Misure per la graduale eliminazione delle emissioni, degli scarichi e perdite di sostanze pericolose prioritarie o per la riduzione delle emissioni, scarichi e perdite di sostanze prioritarie.
KTM.16	Ammodernare gli impianti di trattamento delle acque reflue industriali (comprese le aziende agricole)
KTM.17	Misure per ridurre i sedimenti che origina dall'erosione e dal deflusso superficiale dei suoli
KTM.18	Misure per prevenire o per controllare gli impatti negativi delle specie esotiche invasive e malattie introdotte
KTM.19	Misure per prevenire o per controllare gli impatti negativi degli usi ricreativi, tra cui la pesca
KTM.20	Misure per prevenire o per controllare gli impatti negativi della pesca e dello sfruttamento / rimozione di piante e animali
KTM.21	Misure per prevenire o per controllare l'inquinamento da aree urbane e dalle infrastrutture viarie e di trasporto
KTM.22	Misure per prevenire o per controllare l'inquinamento da silvicoltura
KTM.23	Misure per la ritenzione naturale delle acque
KTM.24	Adattamento ai cambiamenti climatici
KTM.25	Misure per contrastare l'acidificazione delle acque
KTM.26	Governance

Tab.1- Key Type Measures elaborate dalla Commissione Europea

Ogni Stato Membro, ispirandosi alle KTM principali, sviluppa le proprie misure individuali, più specifiche e calibrate sulle peculiarità distrettuali. All'interno delle KTM, si integrano anche le misure del Piano di Bilancio idrico, una specificazione di settore del Piano di distretto idrografico che analizza il rapporto tra l'offerta e la domanda d'acqua necessaria a garantire uno sviluppo antropico ed ecosistemici sostenibili, tutelando l'aspetto quantitativo della risorsa.

Affiancati ai Piani di Gestione di distretto, come strumento di attuazione della DQA, entrano in gioco i Piani di Tutela delle Acque (PTA). Il PTA è un mezzo di pianificazione introdotto col Dlgs.152/99, che garantisce la tutela dei sistemi idrici su scala regionale. Viene stilato dalla Regione, in accordo con l'Autorità di Bacino e contiene anch'esso l'analisi delle caratteristiche dei bacini considerati, obiettivi ambientali in linea con la 2000/60/CE e le misure necessarie a raggiungerli. Dato che in molti casi i contenuti dei PdG e dei PTA coincidono, vige il principio di sussidiarietà verticale tra i due livelli di pianificazione: si prevede l'intervento degli

organismi superiori nel momento in cui l'operato degli organismi inferiori sia inadeguato al raggiungimento degli obiettivi ambientali.

In aggiunta a questi due strumenti di pianificazione, per indirizzare specificatamente per le problematiche sollevate da fertilizzanti e fitosanitari, sono state introdotte la Direttiva Nitrati e il Piano Nazionale di azione (PAN) per l'uso sostenibile di fitosanitari.

La gestione della fertilizzazione organica è affidata alla direttiva europea 91/676/CEE, più conosciuta come la Direttiva Nitrati, recepita in Italia con il Dlgs. 152/99 e col decreto ministeriale del 7 aprile 2006. La Direttiva Nitrati ha come obiettivo primario, l'individuazione per ogni regione delle cosiddette ZVN, Zone Vulnerabili ai Nitrati, all'interno delle quali la qualità delle acque è a rischio compromissione e viene imposto un limite di spargimento di 170 kg di azoto zootecnico per ettaro l'anno, con proroghe di 250 kg, in casi particolari e documentati. È previsto inoltre un calendario di distribuzione di liquami più rigido rispetto alle altre zone, con una sospensione della distribuzione invernale che varia dai 90 ai 120 giorni. Per le aree non definite vulnerabili ai nitrati, viene comunque imposto un limite massimo di azoto zootecnico pari a 340 kg/ha. La normativa prevede anche una migliore gestione dei reflui zootecnici, tramite la definizione dei Programmi d'azione regionali. Questi regolamenti, contengono l'insieme di quelle tecniche agronomiche, che in funzione delle coltivazioni e condizioni agricole locali, riducano al minimo il rischio di percolazione dei nitrati in falde e acque superficiali.

L'utilizzo di fitosanitari, invece, è regolato dal PAN, Piano di Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, introdotto con il DM 22 gennaio 2014. In questo Piano sono raccolte tutte le misure necessarie a ridurre i rischi sulla salute umana, sull'ambiente e sulla biodiversità, facendo leva sulla formazione degli operatori, i controlli delle attrezzature e la difesa integrata. Dal 2015 gli agrofarmaci utilizzati a scopo professionale possono essere acquistati solamente da chi possiede uno specifico patentino, rilasciato solo dopo una formazione obbligatoria e le attrezzature agricole devono essere sottoposte a taratura periodica per verificare il corretto rilascio di sostanze fitosanitarie. Le applicazioni di agrofarmaci con mezzi aerei vengono consentite solamente in assenza di alternative. Infine, fondamentale nel provvedimento, è l'adozione di strategie di difesa fitosanitaria integrata e di misure di prevenzione basate sulla promozione dell'agricoltura biologica, sulle tecniche agronomiche e sull'utilizzo di prodotti a basso rischio.

Capitolo 2 – Fitodepurazione

2.1 Tipologia di trattamenti

I trattamenti principali scelti per il caso studio, sono le zone umide artificiali (constructed wetlands) e la fitodepurazione, ovvero la rimozione degli inquinanti tramite meccanismi di degradazione batterica, adsorbimento e precipitazione, consentono di apportare netti miglioramenti alla qualità delle acque trattate. La peculiarità di questa tecnica, è che riproduce artificialmente le stesse condizioni di autodepurazione delle naturali zone umide, consentendo contemporaneamente il trattamento delle acque e il rinvigorismento degli ecosistemi. Molto diffusa in Nord America, Australia ed Europa, la fitodepurazione viene principalmente utilizzata per il trattamento secondario e terziario di reflui civili, industriali, e per la depurazione di acque di piccoli aggregati urbani o strutture turistiche come campeggi, hotel, caratterizzate da elevate fluttuazioni nella produzione degli scarichi. In Italia, l'impiego della fitodepurazione come trattamento di reflui, è regolato dal Dlgs.152/2006. Nell'allegato 5 del documento, viene indicata la possibilità di utilizzare sistemi di fitodepurazione come trattamento appropriato di reflui prodotti da agglomerati inferiori a 2000 abitanti equivalenti e anche nei casi in cui i reflui provengano da agglomerati con popolazione equivalente fluttuante superiore al 30% della popolazione residente, caratterizzati da significative fluttuazioni di carico. Tuttavia, la tecnica della fitodepurazione non ha, in sé, dei limiti in termini di numero di abitanti equivalenti trattabili se vi sono gli spazi a disposizione. Esempio ne sono alcuni impianti alla francese fino a 4000 AE (Mourvannou et al., 2015), l'impianto di Dicomano in Italia (3500 AE) o l'impianto di Ohrei in Moldavia a servizio di 20.000 AE, tra i più grandi impianti di fitodepurazione per trattamento secondario al mondo (Masi et al., 2017).

Anche il Decreto Ministeriale 185/2003, che regola il riuso di acque trattate per scopi irrigui, civili e industriali, tiene conto della depurazione naturale come una valida alternativa ai normali trattamenti.

I sistemi di fitodepurazione possono essere classificati in base alla tipologia di vegetazione utilizzata per la rimozione degli inquinanti:

- Sistemi a macrofite galleggianti;
- Sistemi a macrofite radicate sommerse;
- Sistemi a macrofite radicate emergenti;
- Sistemi misti;

oppure in base all'andamento del flusso idraulico del refluo:

-SFS-h o HF: sistemi sommersi a flusso orizzontale, che consistono in vasche riempite di uno strato di inerti in cui i reflui scorrono in senso orizzontale, consentendo condizioni di saturazione continua (paragonabili a reattori plug-flow);

-SFS-v o VF: sistemi sommersi a flusso verticale, che consistono in vasche riempite di uno strato di inerti in cui i reflui vengono fatti percolare dall'alto, consentendo l'alternanza di condizioni fortemente aerobiche e anossiche (paragonabili a reattori batch);

-FWS: sistemi a flusso libero, in cui il refluo è costantemente a contatto con l'atmosfera e riproducono il più fedelmente possibile le condizioni di zone umide naturali;

-ibridi: la combinazione di più sistemi sopra descritti.

2.1.1 Sistemi a flusso sommerso orizzontale

Questi sistemi sono costituiti con vasche impermeabilizzate, riempite di inerti, attraverso i quali viene fatto passare orizzontalmente l'effluente da trattare (Fig. 11).

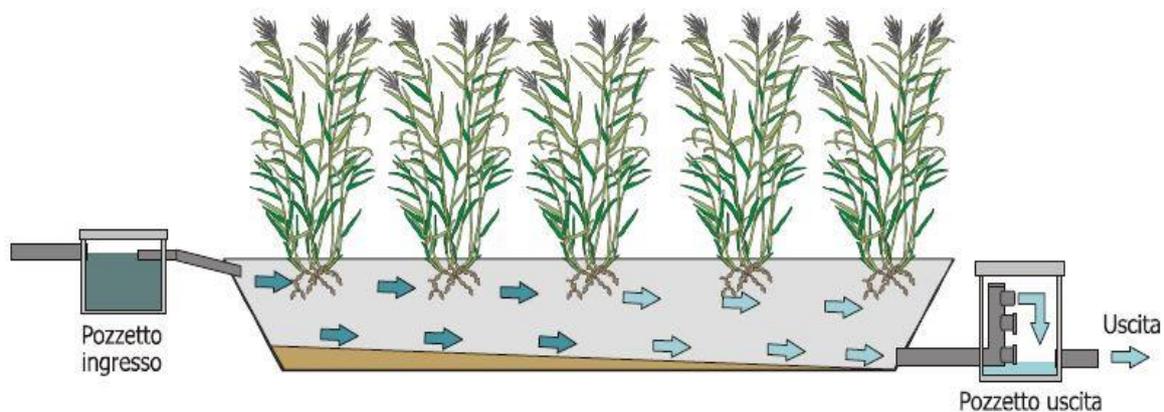


Fig.11- Schematizzazione sistema di fitodepurazione a flusso sommerso orizzontale (Linee guida ARPAT)

Il mantenimento costante del livello del refluo al di sotto della superficie, ha un duplice scopo: consente una costante saturazione con la creazione di un ambiente anossico e in più garantisce una protezione da sbalzi termici e insetti, rendendo la configurazione ideale per centri urbani e per zone con climi rigidi. Ad incrementare il rendimento di questa disposizione, si aggiunge la formazione di micrositi aerobici in corrispondenza delle radici delle piante, che crea una varietà di condizioni redox, ottimale per il trattamento di reflui con grandi fluttuazioni nella composizione.

Differenti meccanismi concorrono alla riduzione del carico inquinante. La sostanza organica, viene ridotta dai microrganismi in condizioni prevalentemente anossiche a causa della bassa quantità di ossigeno disciolto nel sistema. Meccanismi di sedimentazione e filtrazione consentono di ottenere altissimi rendimenti nella rimozione dei solidi sospesi. L'azoto, viene rimosso dai microrganismi tramite denitrificazione, il fosforo invece viene adsorbito dal substrato. La rimozione di queste due ultime sostanze è relativamente bassa nei sistemi a flusso sommerso orizzontale.

Per questo tipo di impianto, solitamente, si utilizzano macrofite emergenti come: *Typha latifolia*, *Phragmites australis* e *Sparganium*. Attualmente, questa tipologia di trattamento depurativo, è largamente utilizzata per i trattamenti secondari di acque reflue urbane, industriali, percolato e acque di dilavamento e solitamente richiede una superficie di circa 3-5m²/AE.

2.1.2 Sistemi a flusso sommerso verticale

I sistemi a flusso sommerso verticale, presentano la stessa configurazione dei precedenti, ma il refluo non viene fatto scorrere in modo continuo, bensì viene fatto percolare dall'alto, con flusso alternato (Fig.12).

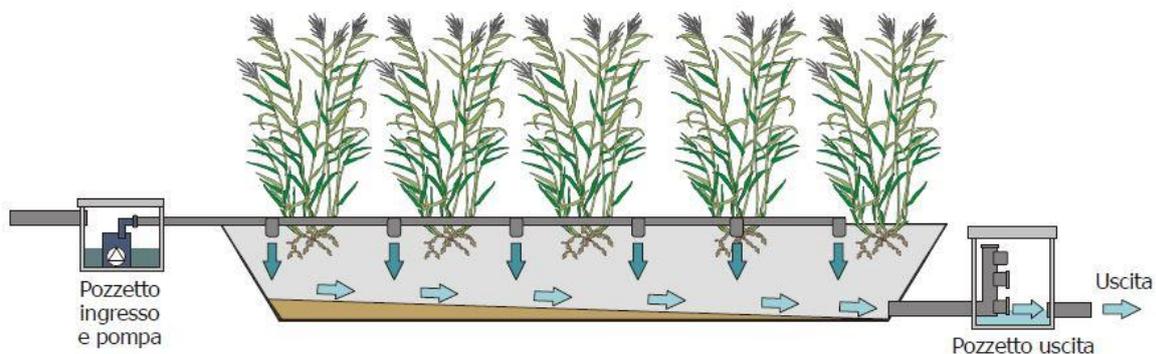


Fig.12- Schematizzazione sistema di fitodepurazione a flusso sommerso verticale (Linee guida ARPAT)

L'alimentazione discontinua dell'effluente, consente la creazione ciclica di condizioni fortemente ossidanti e riducenti, garantendo alti livelli di rimozione. Prima che il refluo venga nuovamente alimentato al sistema, infatti, si aspetta che il letto si sia svuotato, per lo meno parzialmente, per consentire un buon ricircolo dell'aria e la creazione di condizioni fortemente aerobiche. Per uno spargimento più omogeneo del refluo, che consenta una ossigenazione uniforme e per avere una maggior superficie specifica a disposizione dei microrganismi, come medium di riempimento si utilizza una sabbia a grana molto più fine rispetto all' HF.

Questi sistemi, sono ottimi per la rimozione di sostanza organica e solidi sospesi e sono molto efficienti nella nitrificazione. La riduzione della velocità del flusso da parte della sabbia, consente solamente un parziale adsorbimento del fosforo e una bassissima denitrificazione. La vegetazione solitamente utilizzata è costituita da macrofite radicate emergenti, molto spesso la *Phragmites australis*.

La configurazione appena descritta, nonostante richieda tempi di ritenzione e superfici inferiori (circa 3-4 m²/AE), trova minor diffusione rispetto a quella a flusso orizzontale, poiché richiede una maggior manutenzione: il refluo infatti deve essere alimentato in maniera discontinua.

Solitamente i VF, vengono utilizzati per il trattamento di acque municipali ricche di ammoniaca, effluenti di raffinerie e di caseifici.

2.1.3 Sistemi a flusso libero

I sistemi a flusso libero sono quelli che meglio imitano le zone umide naturali. Sono costituiti da vasche riempite con l'effluente da trattare, il quale rimane in continuo contatto con l'atmosfera (Fig. 13). Per avere maggiore efficienza di rimozione, solitamente, si alternano zone a pelo libero di differente profondità.

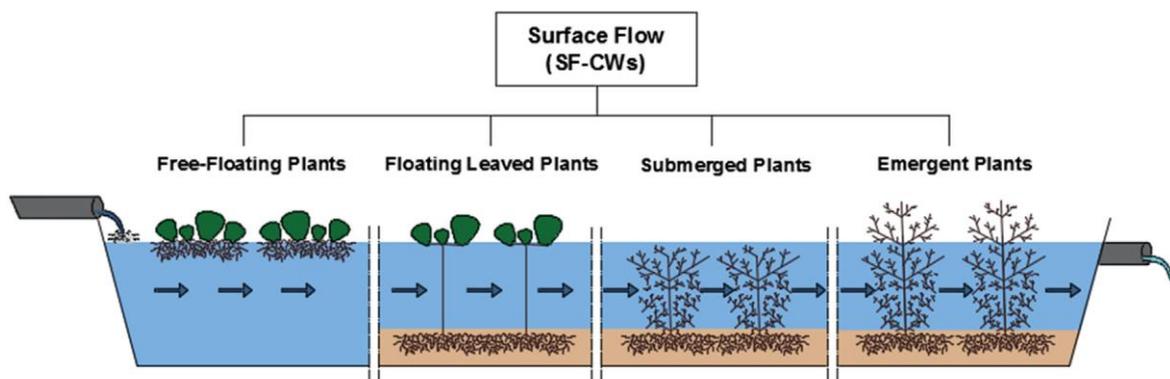


Fig.13- Schematizzazione sistemi di fitodepurazione a flusso libero (Gorito, 2018)

Per questi sistemi, si possono utilizzare sia piante radicate emergenti o sommerse (come la *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum*, *Juncus effusus*), per cui si aggiunge sul fondo delle vasche del suolo che fa da supporto alle radici, oppure piante galleggianti (come la *Lemna minor* o l'*Hydrocharis morsus ranae*), che rimangono in superficie senza necessità di ancoraggio.

Le sostanze organiche, vengono efficientemente rimosse tramite metabolismo microbico e sedimentazione delle particelle colloidali. La sedimentazione e la filtrazione riducono ampiamente il quantitativo di solidi sospesi. Per quanto riguarda i nutrienti, questa configurazione non è molto indicata per la rimozione di fosforo perché i meccanismi di assorbimento sono ridotti, mentre è ottima per la eliminazione dell'azoto, il quale viene rimosso tramite processi di nitrificazione/denitrificazione. Questi trattamenti sono solitamente utilizzati per acque municipali, effluenti agricoli e acque industriali.

2.1.4 Sistemi ibridi

Per ottenere migliori rendimenti di rimozione e ottimizzare gli spazi, le configurazioni precedentemente descritte possono essere utilizzate in combinazione.

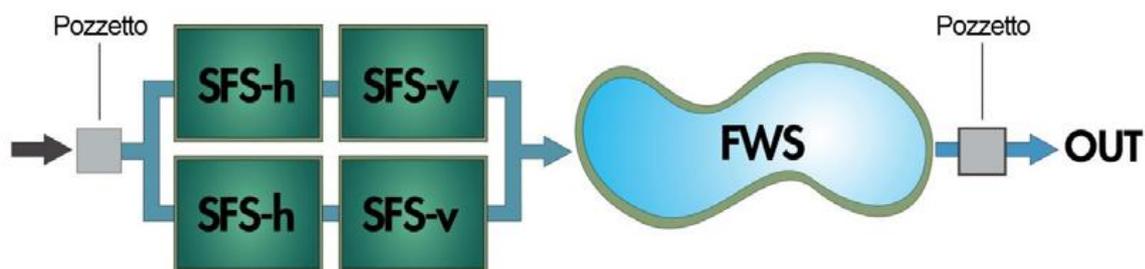


Fig.14- Esempio di schematizzazione di un sistema ibrido (Linee guida ARPAT)

Attualmente, i sistemi ibridi vengono principalmente utilizzati per la rimozione di azoto sotto forma di ammoniaca o di azoto totale (Vymazal, 2008). Ad esempio, un sistema ibrido di tipo VF+HF, rappresenta un'ottima soluzione per la rimozione dell'azoto dato che combina la capacità di nitrificazione dei sistemi a flusso verticale e l'ottimo grado di denitrificazione mostrato dai sistemi a flusso sommerso orizzontali, massimizzando le prestazioni di entrambe le configurazioni. In base alle esigenze di rimozione, si può procedere alla progettazione di sistemi molto più complessi. Questi trattamenti, sono solitamente utilizzati per la pulizia di acque municipali, percolato, acque derivanti da acquacoltura e mattatoi.

2.2 Parametri che influenzano la rimozione degli inquinanti

L'efficienza di rimozione della fitodepurazione, dipende da un grandissimo numero di fattori, che non interessa solamente la composizione delle acque, il che rende molto difficile fare delle generalizzazioni.

Table 1.2 Typical removal efficiencies of main treatment wetland types.

Parameters	HF	VF ^a	French VF	FWS
Treatment step (main application)	Secondary	Secondary	Combined primary and secondary	Tertiary
Total Suspended Solids	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Organic matter (measured as oxygen demand)	> 80%	> 90%	> 90%	> 80%
Ammonia nitrogen	20 – 30%	> 90%	> 90%	> 80%
Total nitrogen	30 – 50%	< 20%	< 20%	30 – 50%
Total phosphorus (long term)	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%	10 – 20%
Coliforms	2 log ₁₀	2 – 4 log ₁₀	1 – 3 log ₁₀	1 log ₁₀

^a Single-stage VF bed, main layer of sand (grain size 0.06 – 4 mm)

Tab.2- Efficienze di rimozione raggiungibili con la fitodepurazione, riportate da Dotro et al. (2017)

Di seguito, si riportano le componenti più discusse in letteratura, la cui variabilità può modificare la resa dei trattamenti.

-Vegetazione:

Nei sistemi di depurazione naturali vengono impiegate piante che già normalmente si trovano nelle zone umide e che quindi sono adatte a crescere in suoli saturi di acqua.

La scelta della specie da utilizzare è fondamentale per l'efficacia dei trattamenti non soltanto per il rischio che questa non possa attecchire, come comunemente si pensa. Le piante contribuiscono alla rimozione di sostanze inquinanti, patogeni e metalli tramite un gran numero di meccanismi. La struttura fisica delle loro radici, combinata con l'aerazione del suolo, è fra i maggiori meccanismi di rimozione (Tanner, 2001). La loro presenza infatti, modifica la conducibilità idraulica del mezzo, incrementa i meccanismi di filtrazione e sedimentazione, impedisce l'intasamento dei sistemi e fa da superficie di attaccamento per microrganismi, protagonisti nella riduzione della sostanza organica. Inoltre, il trasporto di ossigeno dalla parte aerea della pianta alla rizosfera, consente la formazione di micrositi aerobici vicino le radici, con una modifica del potenziale redox del terreno (Bialowiec A. 2012).

Molto importante nelle zone umide, è il meccanismo di evapotraspirazione espletato dalla vegetazione. Le zone umide, ricevono acqua tramite la pioggia e dal refluo alimentato e ne perdono con il refluo in uscita e l'evapotraspirazione. Le piante hanno un ruolo principale nell'evapotraspirazione perché in alcuni casi, infatti, la presenza di macrofite potrebbe portare a livelli di evapotraspirazione di addirittura quasi 8 volte superiori a quelli che si avrebbero se

le piante non fossero presenti. Oltre a modificare l'apporto di acqua, la vegetazione compie delle modifiche microclimatiche: spesso, la presenza di macrofite emergenti o galleggianti protegge dagli sbalzi di temperatura e dal vento, incrementando la rimozione di inquinanti.

Ovviamente la presenza di vegetazione, comporta anche effetti negativi, ad esempio l'aumento della presenza moscerini (Knight et al. 1999) o il rilascio di metano nell'atmosfera.

- *Carico idraulico:*

Con tasso di carico idraulico, si fa riferimento al volume di acqua mandata a depurazione naturale, diviso la superficie della zona umida su cui viene sparso. All'aumentare del volume d'acqua trattato, aumenta anche il quantitativo di inquinante che giunge a fitodepurazione. Questo permette ai microrganismi di avere più facilmente accesso alle sostanze, aumentando il grado di rimozione assoluta dell'inquinante nell'unità di tempo. In contemporanea però, il tempo di contatto tra il substrato e le sostanze da rimuovere si riduce, comportando un decremento del grado di rimozione relativo. Numerosi studi, infatti, confermano che all'aumentare del quantitativo di sostanze, aumenta la rimozione per unità di superficie, ma aumentano anche le concentrazioni di inquinanti negli effluenti in uscita (Kadlec 2005). Nonostante moltissimi studi siano stati effettuati e siano ancora in corso, non è possibile stabilire precisamente un tasso di carico ottimale, sta quindi al progettista tener conto di questa variabilità e modificare il design degli impianti in base al grado di abbattimento auspicato.

- *Regime di flusso idraulico:*

Come già approfondito nei paragrafi di spiegazione delle varie tipologie di sistemi di fitodepurazione, dal verso di scorrimento del refluo all'interno dei sistemi di depurazione naturale, dipende la creazione di ambienti prevalentemente aerobici o anossici, comportando una differenziazione nella tipologia e nel grado di rimozione delle sostanze che vengono abbattute.

- *Tempo di ritenzione idraulica:*

Si definisce tempo di ritenzione idraulica (Hydraulic Retention Time, HRT), il tempo medio di permanenza di una molecola del refluo all'interno del sistema di trattamento, in questo caso all'interno delle zone umide. In linea generale, maggiore l'HRT dell'effluente, più significativa sarà l'efficienza di rimozione del trattamento. Una maggiore permanenza del refluo nel sistema, permette un maggiore contatto tra microrganismi e sostanza organica, aumenta la sedimentazione e la filtrazione da parte delle piante e l'adsorbimento del medium di

riempimento. Tutto ciò, però, molto spesso si scontra con la scarsità di spazi disponibili alla costruzione di wetlands, poiché a tempi di ritenzione lunghi corrispondono grandi superfici occupate, come si può osservare dalla formula:

$$HRT = \frac{h * n * A}{Q}$$

Dove:

HRT: tempo di ritenzione idraulica [T];

h: profondità dell'acqua [L];

n: porosità del mezzo [-];

A: superficie della vasca [L²];

Q: portata del refluo [L³/T].

Sarà necessario quindi trovare un compromesso tra i due fattori, tenendo anche conto del fatto che superato un determinato HRT, molte sostanze non subiscono un aumento significativo nel grado di rimozione.

- *Medium di riempimento:*

La scelta del materiale di riempimento, ha un ruolo fondamentale nella riuscita di un sistema di fitodepurazione. Il suo compito non è solo quello di ancoraggio per le radici delle piante, ma anche di filtrazione delle sostanze e superficie di appoggio per lo sviluppo del biofilm. Il medium dovrebbe essere il più possibile uniforme e con granulometria che vari in base alle esigenze di rimozione.

Per i sistemi HF, si preferisce un materiale a granulometria maggiore (ghiaia), poiché altrimenti ci sarebbe una riduzione troppo importante della conducibilità idraulica del mezzo, che comporterebbe a sua volta una riduzione nei meccanismi di rimozione delle sostanze e intasamenti nel sistema. Per i sistemi VF, invece, si tende ad utilizzare dei materiali più fini (sabbia) per consentire uno spargimento più omogeneo del refluo all'interno del mezzo. Nel caso questo non succedesse, si creerebbe una disomogeneità nel trattamento del refluo, andando a inficiare sui risultati di rimozione finale. Va ricordato, però, che i sistemi di fitodepurazione a flusso sommerso verticale possono essere realizzati con una grande varietà di configurazioni, mezzi di riempimento e schemi di flusso (Stefanakis et al., 2014). Un esempio sono i sistemi di fitodepurazione verticale per reflui grezzi alla francese (FRB - French Reed Beds), che sono

sistemi multistadio che non utilizzano trattamenti primari a fronte del riempimento dei letti con materiale a pezzatura maggiore (ghiaia); tale sistema è largamente utilizzato in Francia (Morvannou et al., 2015).

Grandi variazioni nei risultati sono causate non solo dalle dimensioni, ma anche dal materiale di cui è costituito il medium di riempimento: ad esempio Zidan et al. (2015), riportano come in un sistema di trattamento a flusso sommerso sub-orizzontale di acque domestiche di Samaha, siano stati riscontrati risultati di gran lunga migliori preferendo dei materiali di tipo plastico rispetto a una normale ghiaia.

-Temperatura

Molti processi chimico-fisici sono fortemente influenzati dalla temperatura e tra questi anche quelli che regolano la rimozione di sostanze nelle zone umide, rendendo la temperatura del refluo e le variazioni stagionali, parametri molto importanti da considerare. La singola influenza della temperatura sull'efficacia di trattamento delle wetlands, è un processo molto complesso da studiare e quasi impossibile da isolare dagli altri meccanismi che intervengono alla rimozione (Kadlec and Raddy 2001). La preoccupazione principale, per molto tempo, è stata la possibilità di congelamento delle acque in climi molto rigidi, ma molte applicazioni effettuate con successo in paesi freddi come il Canada, la Svezia o la Germania, ha quasi eliminato questi timori.

Alcuni studi (Kadlec and Raddy 2001) affermano che la correlazione tra variazioni di temperatura e la rimozione della sostanza organica sia quasi nulla, mentre il ciclo dell'azoto dipenda grandemente dalle variazioni stagionali.

Di prassi, per considerare gli effetti del parametro della temperatura nella progettazione delle zone umide, si utilizza l'equazione di Arrhenius (Kadlec e Wallace, 2009):

$$k = k_{20} * \theta^{(T-20)}$$

Dove:

k : è il coefficiente di rimozione della sostanza;

k_{20} : coefficiente di rimozione a 20°C;

T : la temperatura del refluo;

θ : coefficiente adimensionale di correzione della temperatura.

Quelli appena elencati, sono i principali fattori a cui far riferimento per la progettazione e la buona riuscita di un trattamento di fitodepurazione.

2.3 Fitodepurazione per acque reflue urbane

Nell'ottica della scelta dei trattamenti effettuata per il lavoro di tesi, si vuole approfondire in questo paragrafo il ruolo della depurazione naturale nelle acque reflue urbane.

L'impiego della fitodepurazione per trattamenti secondari e terziari di acque provenienti da agglomerati urbani, si è dimostrata essere molto efficace sia per la rimozione di sostanze organiche, che per la rimozione di nutrienti ed agenti patogeni.

Inizialmente, questi trattamenti sono nati come soluzioni per i reflui provenienti da comunità piccole e decentrate. In letteratura sono presenti moltissime testimonianze della grande efficienza della fitodepurazione a servizio di agglomerati/impianti con capacità inferiore ai 2000 A.E. In provincia di Roma, ad esempio, in Borgo di Tragliata, è stato attivato nel 2005, un impianto di fitodepurazione secondario, a servizio della piccola comunità rurale. Composto di una vasca Imhoff e un sistema a flusso sommerso orizzontale, ha una superficie di circa 1400 m². Da quando nel 2008 è entrato a pieno regime, permette di non superare i limiti legislativi per gli scarichi. Ottimi risultati sono stati sperimentati anche in piccole comunità del Brasile (Gauss, Martin 2008), nelle quali sono stati costruiti impianti di fitodepurazione a flusso sommerso sub-superficiale, a servizio di comunità di circa 100-150 abitanti, ottenendo una rimozione di BOD e COD che nei periodi più caldi ha raggiunto anche il 98%. In Repubblica Ceca, a Spáléné Porici, per un sistema fitodepurativo, a servizio di un agglomerato di circa 700 AE sono stati registrati rendimenti dell'80% nella rimozione di BOD₅, 69% per il COD e 90% per i solidi sospesi.

La diffusione di questi piccoli impianti ha portato erroneamente sottostimare le loro potenzialità in casi di acque reflue provenienti da agglomerati di più di 2000 AE. Sparsi nel mondo, soprattutto in zone come il Nord America, ricche di grandi spazi, sono molti i casi in cui vengono preferiti sistemi di depurazione naturale a servizio di un numero cospicuo di abitanti, sia per trattamenti terziari che per secondari. Anche in Italia, nonostante gli spazi disponibili scarseggino, ne sono stati progettati alcuni degni di nota, come l'impianto di Jesi, in provincia d'Ancona. In questa zona, è stato realizzato un sistema di trattamento di fitodepurazione terziario di acque reflue da riutilizzare in processi produttivi di tipo industriale, a servizio di 60

000 AE (Global Wetland Technology). Il sistema si compone di tre stadi di trattamento (Fig.15): il primo stadio consta di uno stagno di sedimentazione di 2000 m³, il secondo di circa 1 ha, è costituito da una vasca a flusso sommerso orizzontale e il terzo consiste in 5 ha di fitodepurazione a flusso libero.

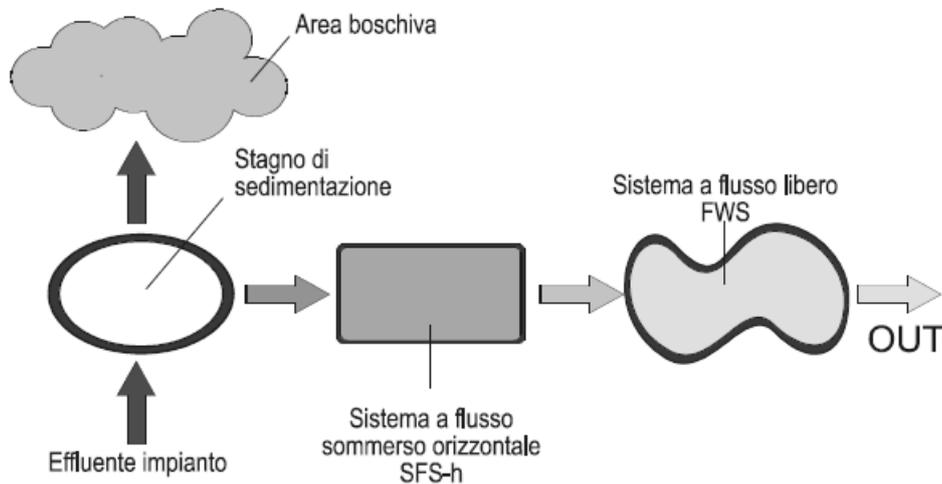


Fig.15- Schema dell'impianto di fitodepurazione di Jesi e vista dall'alto (IRDIDRA s.r.l.)

Operativo dal 2003, tratta giornalmente circa 19 000 m³ di acqua al giorno, parte dei quali viene riutilizzata nella limitrofa zona industriale. Il tempo medio di ritenzione idraulica del sistema è di circa 1 giorno e mezzo e lavora su reflui con temperature che vanno dai 9°C nei mesi più freddi, ai 18°C in quelli più caldi. Dopo circa 18 mesi dalla messa in funzione dell'impianto, sono stati registrati gradi di denitrificazione significativi, in particolare, nei primi tre anni di

funzionamento sono state registrate percentuali di rimozioni pari al 76% per i solidi sospesi, 10% per il BOD₅, 50% per l'NO₃ e il 30% per l'azoto totale.

Molto efficaci, risultano anche trattamenti di fitodepurazione secondaria a servizio di un gran numero di abitanti equivalenti. In provincia di Firenze ad esempio, nel comune di Dicomano, nel 2003 è stato attivato un impianto di fitodepurazione secondario con capacità di 3500 AE (Fig.16). La configurazione si presenta costituita di due linee parallele ognuna delle quali presenta un primo stadio a flusso sommerso sub-orizzontale, un secondo stadio a flusso sommerso verticale, un terzo stadio nuovamente a flusso sommerso orizzontale e infine una fase di affinamento effettuata con un sistema FWS (ARPAT, 2003).

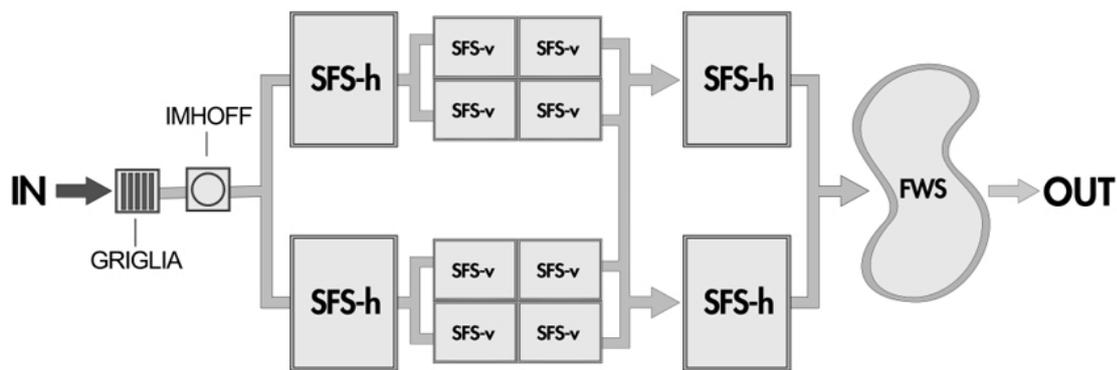


Fig.16- Schema dell'impianto di fitodepurazione di Dicomano e foto della zona umida in funzione (IRIDRA s.r.l.)

L'alternarsi dei differenti stadi permette di abbattere i solidi sospesi e il carico organico, consente un processo di denitrificazione e infine realizza un'ottimizzazione del processo depurativo, tramite la creazione di diversi microhabitat. La capacità di rimozione di sostanze organiche e azoto da parte di questo impianto sono risultate notevoli: l'87% per i solidi sospesi, il 90% per il BOD₅, l'85% per il COD e il 60% per l'azoto totale.

I casi sopra descritti, dimostrano che la realizzazione di impianti di fitodepurazione a servizio di agglomerati, più o meno numerosi, può portare a risultati pari, se non a volte superiori, ai trattamenti ortodossi più conosciuti.

2.4 Applicazioni e prospettive future

Attualmente, la fitodepurazione è una tecnologia che sta riscontrando larga diffusione, grazie ai molteplici aspetti positivi che apporta. Nonostante ciò, gran parte del potenziale di questi metodi, è ancora inesplorato o comunque poco conosciuto. Una maggiore informazione e diffusione, infatti, potrebbe portare ad un miglioramento della qualità delle acque nei paesi in via di sviluppo, consentire il riutilizzo dei reflui in agricoltura e diventare addirittura un modo per rinvigorire gli ecosistemi e far sviluppare un turismo sostenibile.

Dalla letteratura, risulta che le zone umide vengano utilizzate per il trattamento di reflui, in molte parti del mondo, ma che la maggior parte di queste sia concentrata nei Paesi sviluppati, ignorando che le constructed wetlands potrebbero essere un'ottima opzione per il trattamento delle acque reflue nei paesi in via di sviluppo, nei quali molto spesso viene registrata scarsità della risorsa idrica (Kivaisi 2000). Nonostante la maggior parte dei Paesi in via di sviluppo si trovi in zone tropicali e quindi presenti condizioni climatiche molto più favorevoli rispetto a quelle di paesi come l'Europa, Canada, Nord America, e grandissime varietà di ecosistemi, il tasso di diffusione delle wetlands in queste aree è molto basso. Si suppone che sia così perché, molto spesso, i programmi di aiuto da parte dei Paesi più ricchi tendono a non considerare la diversa realtà a cui si indirizzano, non adattando le soluzioni ai luoghi cui sono destinate (Denny 2017). Un altro grande ostacolo alla diffusione di zone umide come trattamento nei Paesi di sviluppo, sono le scarse conoscenze di queste aree. La maggior parte della letteratura e delle linee guida esistenti, fanno riferimento a paesi molto più freddi, caratterizzati da climi molto più rigidi e vegetazione completamente diversa. Alla base della diffusione di questi trattamenti dovrebbe quindi esserci prima un largo studio sul tipo di vegetazione necessaria, i processi

biologici coinvolti, le sostanze che di solito caratterizzano questi reflui e soprattutto uno studio socio-economico che possa valutare se questi possano essere i migliori trattamenti da impiegare. Nonostante tutte le variabili, i dati di letteratura riguardanti impianti costruiti in aree tropicali e semi-aride sono molto incoraggianti, come il caso in Iran di un impianto a flusso libero per il trattamento di acque urbane che ha portato ad efficienze di rimozione dell'86% del COD, 90% di BOD e addirittura del 99% di batteri coliformi (Metcalf e Eddy Inc, 1991).

Un'altra possibilità delle zone umide, è di consentire il riutilizzo in agricoltura degli effluenti trattati. Attualmente, circa il 70% dell'acqua utilizzata a livello mondiale, viene estratta a scopo irriguo, dunque un alleggerimento di questa componente, non potrebbe far altro che giovare alla situazione idrica globale. La problematica, è ben spiegata da un articolo di Lavrnic, risalente al 2016, il quale approfondisce la possibilità di reimpiegare reflui a scopo irriguo nel Sud Europa. L'articolo riporta moltissimi esempi di esperimenti effettuati su piccolissimi impianti per il raggiungimento di parametri sufficienti al riutilizzo delle acque in agricoltura, in Spagna, Italia, Portogallo e Grecia, poiché gli unici paesi in Sud Europa che presentano una legislazione a riguardo. Nonostante gli standard di qualità richiesti non vengano attualmente soddisfatti, studi specifici per l'implemento del riutilizzo delle acque trattate, potrebbero aprire nuove strade nella protezione dell'ambiente e nella riduzione di costi e prelievi di acqua.

Un'interessante applicazione delle wetlands, che si sta rapidamente diffondendo, è il rinvigorismento degli ecosistemi del sito in cui vengono posizionate, contemporaneamente al trattamento delle acque. Questo tema è strettamente legato ad un discorso più vasto e che abbraccia lo sfruttamento dei così detti servizi ecosistemici (Ecosystem Services) da parte di soluzioni nature-based intergrate in infrastrutture verdi. (Barton et al., 2017; Dunford et al., 2017; Liqueste et al., 2016; Masi et al., 2017; Reynaud et al., 2017). Le zone umide artificiali, cercano di ricreare al meglio i meccanismi di autodepurazione e le caratteristiche vegetali e faunistiche delle naturali zone umide del luogo, ma un alto tasso di agenti tossici o di carichi inquinanti potrebbe corrispondere a delle fatali modifiche dei loro ecosistemi. Hsu 2001, ha riportato che tramite un attento e mirato design, è possibile incrementare la biodiversità degli impianti. I fattori da cui dipende sono innumerevoli, e tutti strettamente collegati tra di loro. Per quanto riguarda l'aspetto faunistico, molto importanti sono le superfici occupate: molti studi hanno riscontrato un rapporto positivo tra l'area superficiale delle zone umide e la presenza di uccelli (Zedler 2003) e la biodiversità ittica. Quest'ultima, però, è molto condizionata anche dall'età delle wetlands e dalla qualità delle acque che vi vengono trattate, infatti, solitamente in queste zone si trovano specie particolarmente tolleranti. Il carico di sostanze inquinanti è un

fattore limitante anche per i macroinvertebrati: in acque particolarmente ricche di nutrienti o sostanze tossiche, è stata riscontrata una riduzione della presenza di queste specie. Lo sviluppo di macrofite però favorisce positivamente l'esistenza dei macroinvertebrati, agendo come siti di attaccamento. Una progettazione caratterizzata da diverse profondità inoltre, aiuta la creazione di differenti microhabitat. Dunque, una zona umida che ha come scopo accessorio o primario, un incremento della biodiversità ecosistemica, dev'essere di grande superficie, ricoperta di macrofite e caratterizzata da acque non troppo cariche di nutrienti (Hsu 2011). Un ottimo esempio della situazione appena descritta, è il Progetto Integrato Fusina (*Fig.17*), nato allo scopo di ridurre il carico di nutrienti nella Laguna di Venezia, provenienti da scarichi civili e acque di prima pioggia.



Fig.17- Progetto Integrato Fusina (Mantovani group)

L'impianto è situato nella Cassa Colmata A, una porzione paludosa limo-argillosa, tra Venezia e Mira utilizzata negli anni '60 come deposito per i sedimenti dragati durante la costruzione di un canale che connettesse Porto Marghera con il Mare Adriatico. L'area è grande circa 150 ha, di cui circa 20 sono destinati ad area boschiva, 30 ad usi ricreativi e i restanti 100 sono stati trasformati in zone di depurazione naturale, ripristinando la qualità dei servizi ecosistemici della zona. A questo scopo, i 100 ha sono stati suddivisi in tre lotti, ognuno dei quali presenta l'alternarsi di zone a diverse profondità. Questa caratteristica, insieme alla scelta di quattro principali comunità vegetali (piante emergenti, sommerse, galleggianti e specie di transizione), è stata alla base della formazione di habitat per uccelli, anfibi, rettili, pesci e invertebrati, e al contemporaneo aumento delle efficienze di rimozione nelle acque.

Ad aggiungersi all'incremento di biodiversità, infine, non bisogna sottovalutare il potenziale turistico-economico delle zone umide. Se ben sfruttate, possono diventare punti di ritrovo ed attrazioni per famiglie e studiosi (Ghermandi 2015). L'associazione di questi impianti, con attività di tipo ricreazionale, come ad esempio la possibilità di pesca, di nuotare e di percorsi educativi si è dimostrata una variabile fondamentale nella riuscita delle zone umide come sito turistico. Un esempio tutto italiano di zone umide come attrazione turistica, è l'Oasi Ca' di Mezzo, un impianto di fitodepurazione in provincia di Padova, che immette nella Laguna di Venezia. L'Oasi è stata realizzata in un'ex-zona agricola, spesso soggetta ad allagamenti. Di dimensioni di oltre 30 ettari, può contenere più di 5000 m³ d'acqua. Nata con lo scopo di alleggerire le acque dai nutrienti, attualmente è diventata un'attrazione turistica visitata annualmente da migliaia di persone. All'interno è possibile effettuare anche visite guidate a pagamento e grazie ad associazioni come Legambiente, viene garantita una conoscenza e divulgazione scientifica del potenziale di questi trattamenti.

Tutte queste potenziali applicazioni fanno della fitodepurazione una valida scelta per un trattamento delle acque che incentivi e incrementi uno sviluppo sostenibile.

Capitolo 3 – Modello Quali-logico

3.1 Descrizione del metodo

La redazione del programma di misure di un distretto idrografico o di un Piano di tutela delle acque è un compito particolarmente arduo, sia per la definizione di obiettivi concreti e raggiungibili in breve tempo, sia per la gestione dei fondi disponibili, spesso non sufficienti. Questa problematica pone continuamente l’Autorità di fronte a decisioni difficili, poiché è necessario stabilire il massimo carico ammissibile per il raggiungimento di una determinata qualità dei corpi idrici e scegliere a quali interventi dare la priorità. Ottimale sarebbe disporre di un modello matematico che possa, se non determinare, almeno guidare queste scelte, simulandone le conseguenze. I modelli più comuni già esistenti, basati sul bilancio di massa, fanno fatica a imporsi in questi ambiti a causa della loro complicata calibrazione. È necessario infatti individuare tutti i carichi e gli apporti al bilancio idrico, misurare portata e concentrazione di ogni inquinante, scegliere un campione di dati che sia statisticamente significativo, organizzare campagne di raccolta dati e soprattutto disporre del tempo e dei fondi necessari. Inoltre, per quanto un modello possa essere raffinato, se l’elaborazione dei dati non viene fatta nel modo corretto, o sono presenti delle lacune, si può incappare in grandi errori.

È in questa ottica che si inserisce il Modello Quali-logico (Nardini,2002).

Il Quali-logico non richiede una quantificazione precisa di tutti i parametri o appositi monitoraggi dedicati, bensì solamente la conoscenza dello stato qualitativo delle acque in un determinato momento e la ripartizione dei carichi tra carichi veicolati dal tronco di monte, dagli affluenti, puntuali e diffusi. Il metodo presuppone una dipendenza lineare tra la qualità delle acque di un corpo idrico e il carico trasportato, assumendo che a una rimozione del 100% del carico, corrisponderebbe il massimo livello qualitativo della risorsa. Per l’applicazione basta quindi conoscere lo stato qualitativo della risorsa e individuare come le differenti tipologie di carichi si ripartiscano in:

- Carico di testa, veicolato dal tronco di monte α^T_0 ;
- Carico affluente, veicolato da eventuali affluenti al tronco considerato α^A_0 ;
- Carico puntiforme, veicolato solitamente da scarichi industriali o urbani α^P_0 ;

-Carico diffuso, veicolato tipicamente dal dilavamento dei terreni agricoli o scambi con falda α^D_0 ;

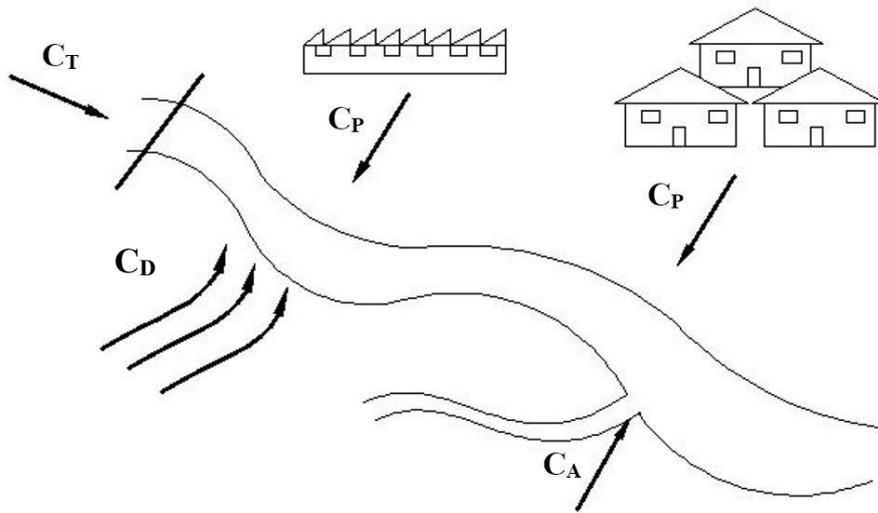


Fig.18- Esempificazione delle differenti tipologie di carico inquinante considerate dal Quali-logico.

La stima delle frazioni non deve essere legata necessariamente a una campagna di misura, ma può essere effettuata qualitativamente o tramite archivi storici di dati.

Si ipotizzi di determinare la qualità dell'acqua di una rete fluviale, tramite un indicatore, che può essere numerico e riferirsi a specifici intervalli di concentrazione di un inquinante, o essere di tipo qualitativo (es. buona, sufficiente etc.).

Valore numerico dell'indicatore	Valore in termini di concentrazione dell'inquinante	Nome della classe di qualità dell'acqua
$x_0 - x_1$	Assente	Elevato
$x_1 - x_2$	Bassa	Buono
$x_2 - x_3$	Sensibile	Sufficiente
$x_3 - x_4$	Alta	Scarso
$x_4 - x_5$	Molto alta	Cattivo

Tab.3- Esempio di indicatori di qualità delle acque

Si consideri l'i-esimo tratto della rete fluviale al tempo k, di qualità $x_k(i)$ e si immagini di voler effettuare un pacchetto di interventi di riduzione dei carichi.

La massima qualità raggiungibile dal tratto sia x^* , consentendo un intervallo di miglioramento massimo pari a $(x_k(i) - x^*)$. Allo stato di qualità $x_k(i)$ corrisponde una specifica suddivisione dei carichi $\alpha_k^T, \alpha_k^A, \alpha_k^P, \alpha_k^D$ (Fig. 19)

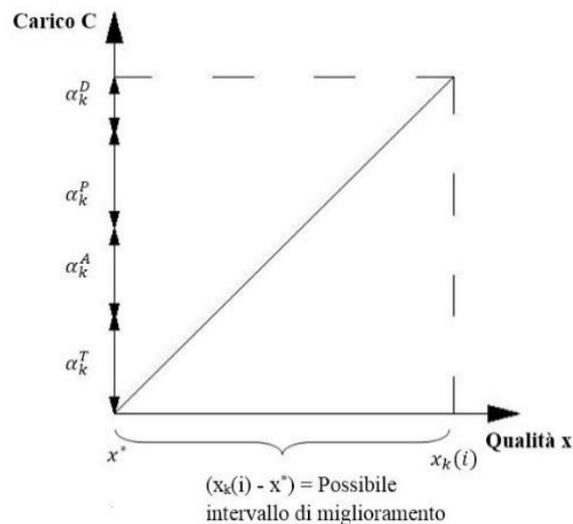


Fig.19- Rapporto lineare tra il carico e la qualità del tronco.

Il rapporto tra il carico gravante sul tronco e la sua qualità, come da ipotesi, è lineare.

Immaginando di effettuare un intervento di riduzione dei carichi sul tratto i-esimo, si modifica la qualità dallo stato iniziale $x_k(i)$ portandolo ad un nuovo migliore $x_{k+1}(i)$, rispettando la seguente proporzione:

$$\frac{x_k(i) - x_{k+1}(i)}{x_k(i) - x^*} = \frac{C_k - C_{k+1}}{C_k}$$

Ovvero, ponendo: $\lambda = \frac{(C_k - C_{k+1})}{C_k}$

$$x_{k+1}(i) = x_k(i) - \lambda * (x_k(i) - x^*)$$

Dove il rapporto λ è noto e rappresenta il rapporto tra il carico abbattuto e il carico totale iniziale. λ dipende dalla percentuale di carichi di testa, affluente, puntuali o diffusi che sono stati abbattuti nel primo pacchetto di interventi e può quindi essere espresso come:

$$\lambda = \left[\delta(i, i-1) * \alpha_k^T(i) * \left(1 - \frac{x_{k+1}(i-1) - x^*}{x_k(i-1) - x^*} \right) + \delta(i, j(i)) * \alpha_k^A(i) * \left(1 - \frac{x_{k+1}(j(i)) - x^*}{x_k(j(i)) - x^*} \right) + \alpha_k^P(i) * \eta_k^P(i) + \alpha_k^D(i) * \eta_k^D(i) \right]$$

Dove:

- $\delta(i, j)$: delta di Kronecker che annulla il membro per cui è moltiplicato se la qualità del tronco di testa o l'affluente sono già alla massima qualità possibile; in caso contrario è pari a 1;
- $j(i)$: indice dell'eventuale affluente al tronco i-esimo;
- $\eta_k^P(i), \eta_k^D(i)$: gradi di rimozione del carico puntiforme e diffuso gravanti sul tronco i-esimo al passo k-esimo; variano tra -1 (raddoppio del carico) e 1 (rimozione totale del carico).
- k : indice di fase di applicazione del pacchetto di interventi

Ognuno dei quattro membri della formula, rappresenta rispettivamente la percentuale di carico di testa, affluente, puntuale e diffuso che viene rimossa con l'intervento k+1-esimo. La qualità del tronco i-esimo al termine dell'intervento k+1-esimo sarà quindi espressa come:

$$x_{k+1}(i) = x_k(i) - (x_k(i) - x^*) * \left[\delta(i, i-1) * \alpha_k^T(i) * \left(1 - \frac{x_{k+1}(i-1) - x^*}{x_k(i-1) - x^*} \right) + \delta(i, j(i)) * \alpha_k^A(i) * \left(1 - \frac{x_{k+1}(j(i)) - x^*}{x_k(j(i)) - x^*} \right) + \alpha_k^P(i) * \eta_k^P(i) + \alpha_k^D(i) * \eta_k^D(i) \right]$$

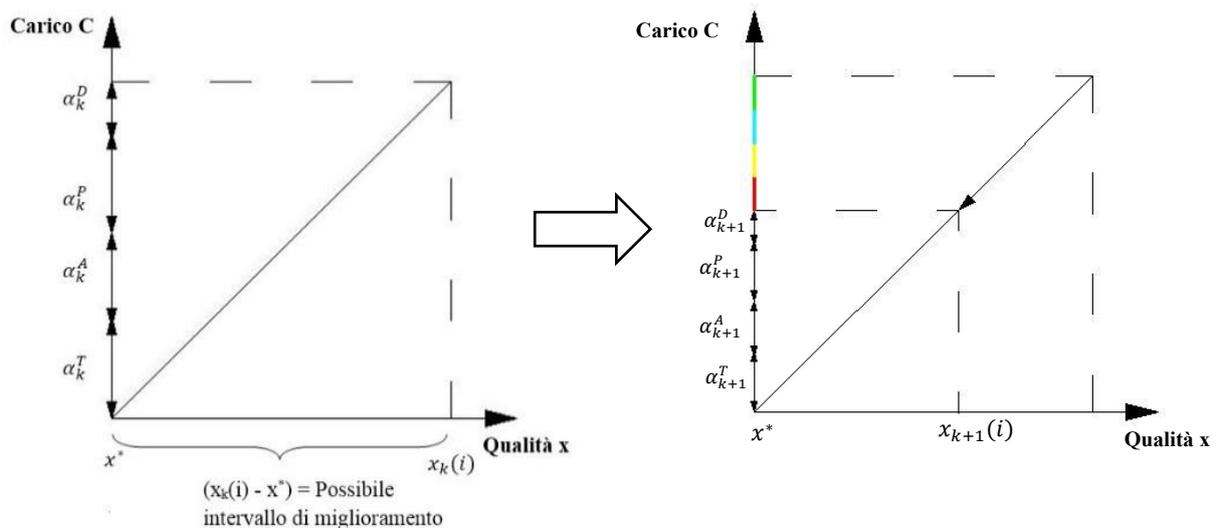


Fig.20 – Rapporto tra carico e qualità delle acque, pre (sx) e post-intervento (dx)

I segmenti in rosso, giallo, celeste e verde in Fig.20, rappresentano rispettivamente le porzioni di carico di testa, affluente, puntuale, e diffuso rimosse tramite l'intervento di riduzione effettuato. Nel tronco di testa e nell'affluente, la qualità del tronco i-esimo dipende in modo lineare dalla qualità di quello topologicamente precedente; nel caso della frazione diffusa e puntuale invece, il livello dipende esclusivamente dall'entità dell'intervento e del suo corrispondente grado di rimozione, come si può vedere in Fig.21.

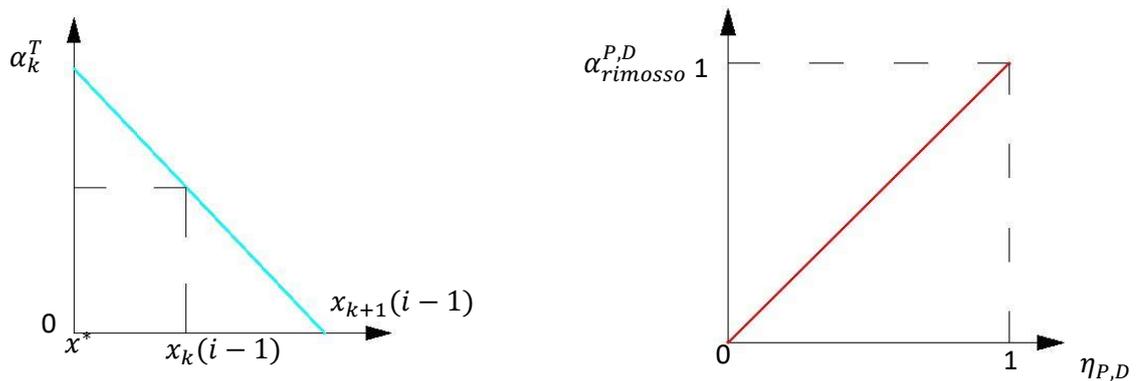


Fig.21- Comportamento delle frazioni dipendenti dalla qualità del tronco precedente (sx) e dipendenza delle frazioni puntuali e diffuse dal grado di rimozione (dx)

È fondamentale evidenziare che una volta applicato l'intervento di riduzione, cambia non solo la qualità del tronco i-esimo, ma se la frazione di carico di testa del tronco i+1-esimo non è nulla, cambierà anche lo stato di questo, e così per tutti i tronchi a seguire. Il modello è molto utile nel rappresentare la propagazione di un effetto nella rete fluviale e può essere applicato non solo in caso di interventi di riduzione di carico, ma anche di incremento.

Un controllo della validità del metodo, può essere effettuata tramite un esempio teorico, confrontando la risposta di un modello classico e quella del Quali-logico (Fig.22). Si immagini di utilizzare per semplicità, come modello classico, un modello di bilancio di massa con cinetica di primo ordine, senza dispersione, che descriva la variazione di concentrazione di BOD, in un corpo idrico soggetto a varie tipologie di carichi puntuali.

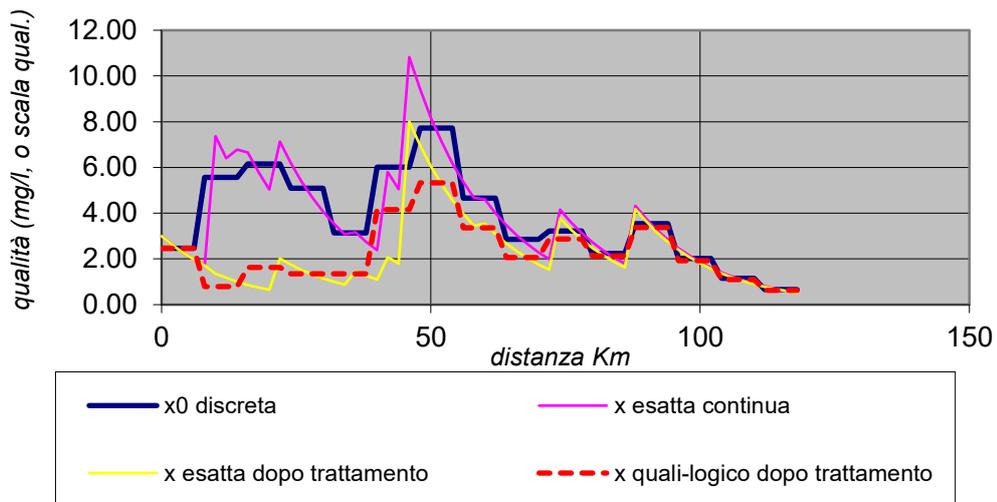


Fig.22 – Verifica del Quali-logico con cinetica del 1° ordine (Nardini 2002)

La curva più in alto rappresenta l'andamento dei carichi lungo l'asta, calcolati con il modello ortodosso. Ad ogni picco, corrisponde un carico concentrato. La curva in blu, spezzettata, raffigura l'andamento degli stessi carichi, calcolati però con il metodo del Quali-logico. In questo caso l'asta fluviale è stata discretizzata in tronchi di 6 km di lunghezza. Si può notare come la linea discretizzata segua l'andamento generale di quella disegnata tramite il modello ortodosso, sottostimandone i picchi. Eventuali imprecisioni sono dovute alla scelta degli intervalli di discretizzazione dell'asta fluviale. A minori intervalli corrisponderebbero risultati più precisi. Si osservino ora la curva gialla e quella rossa. La prima, rappresenta la risposta delle acque sottoposte a trattamenti dei carichi, calcolata con il modello ortodosso; la seconda è stata calcolata con il Quali-logico. Si può notare come entrambe le curve riproducano abbastanza fedelmente l'andamento generale delle curve iniziali. Nel caso del Quali-logico, gli errori presenti, sono dovuti esclusivamente all'errore iniziale, introdotto con la discretizzazione.

Il modello, ovviamente presenta delle limitazioni:

- Essendo un modello statico non può essere utilizzato per la descrizione di transitori, quindi può essere utilizzato solamente in situazioni a lungo termine interessate all'equilibrio di un sistema;
- È applicabile esclusivamente a reti di tipo "linearizzabile", ma solitamente le reti idrologiche lo sono;
- Non garantisce il rispetto del bilancio di massa dei composti in gioco;
- Non considera in modo esplicito variazioni di regime termico, idraulico o di composizione dei carichi, che però vengono considerati indirettamente nella suddivisione dei carichi;
- Non considera esplicitamente l'interazione tra i composti.

Nonostante presenti queste limitazioni, il Quali-logico può essere considerato un ottimo strumento per programmazione a scala regionale o di bacino, poiché permette, grazie a ragionamenti di logica, di stilare una lista di priorità di intervento, cosa non permessa da modelli molto più complessi attualmente in uso.

Capitolo 4 – Caso studio

4.1 Applicazione del modello Quali-logico al bacino del Chisola

Per testare l'efficacia del metodo, si è partiti dall'identificazione di quei corpi idrici in situazioni qualitative non buone nella regione Piemonte, studiando il Piano di Tutela delle Acque, il Piano di Gestione del Po e gli indicatori chimici-biologici caratterizzanti le acque.

Inizialmente, per la valutazione, è stato indagato lo stato chimico delle acque, con scarsi risultati, poiché fortunatamente solo il 3% dei corpi idrici piemontesi riporta uno stato chimico cattivo.

Successivamente, sono stati presi in considerazione gli indicatori di tipo biologico. In particolare, si è fatto riferimento all'indice LIMeco, significativa espressione della reale qualità delle acque, e allo stato ecologico, rappresentativo della situazione globale della risorsa.

I fiumi risultati più interessanti da questo punto di vista sono stati il: Banna, Borbore, Chisola, Po, Sangone e il Terdoppio Novarese, tutti definiti dal PTA 2007, come “corpi idrici significativi, potenzialmente influenti sui significativi e di rilevante interesse ambientale”.

Per primo è stato escluso il Po, al fine di sviluppare un lavoro che si concentri su corpi idrici di dimensioni e portate minori, la cui influenza sulla qualità globale del reticolo fluviale viene troppo spesso sottovalutata.

Tra i corpi idrici rimanenti, a seguito di una consultazione con l'Ufficio di Tutela delle Acque della Regione Piemonte, è stato scelto il Chisola, l'unico che nell'ultimo sessennio di monitoraggio (2009-2014) ha registrato uno stato ecologico costantemente scarso, al contrario degli altri che hanno presentato un miglioramento di almeno una classe. A sostegno della tesi di necessità di intervento sul Chisola, si aggiungono i valori degli indicatori LIMeco ed IMC variabili tra scarso e sufficiente nello stesso periodo di monitoraggio.

Dato che il modello Quali-logico prevede la presenza di affluenti al fiume considerato, l'applicazione è stata estesa anche ai suoi affluenti e per completezza si è optato per una trattazione a scala di bacino idrografico.

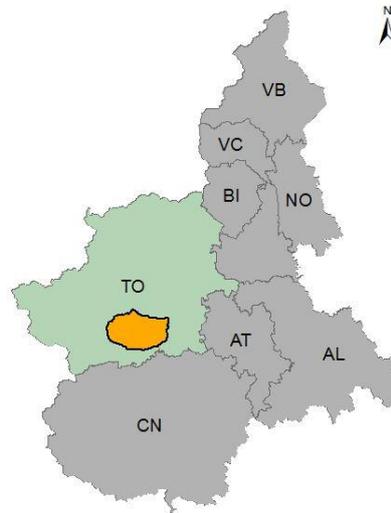


Fig.23 – Posizione del bacino del Chisola

Il bacino del Chisola, situato a sud-ovest dell'area torinese (*Fig.23*), si sviluppa tra i 1400 m e i 200 m di altezza, su una superficie di circa 500 Km², prevalentemente pianeggiante, con la presenza di modeste montagne alla foce del Chisola. La parte montana (circa 80 km²) appartenente alle prealpi pinerolesesi, presenta una grande componente boschiva e bassissima densità di insediamento, confermato dallo scarsissimo livello di inquinamento rilevato nel primo tratto del Torrente Chisola. Più in basso a valle si registra un aumento della densità abitativa, con prevalenza di attività agricole, in particolare coltivazioni cerealicole e prati per pascolo, la cui presenza comporta un significativo peggioramento della qualità delle acque del torrente. Oltre all'asta del Chisola, il bacino comprende i suoi affluenti come il Noce, Rio Torto di Roletto, Sangonetto, Rio Essa e Lemina e un reticolo idrografico secondario costituito da canali artificiali e non, utilizzati principalmente a scopo irriguo.

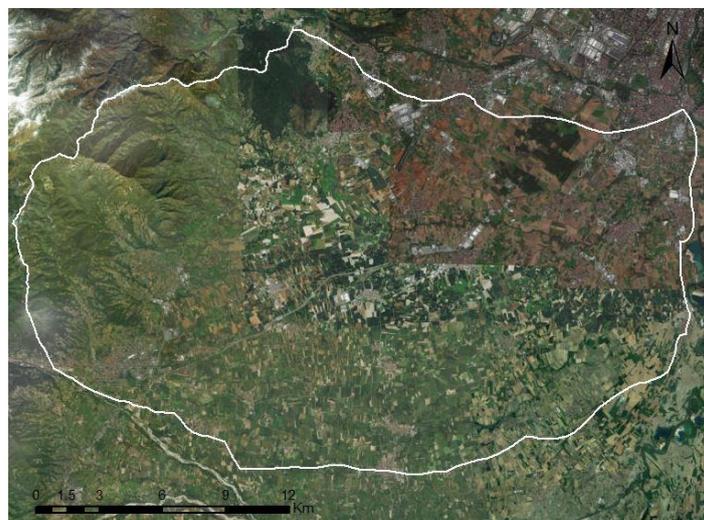


Fig.24 – Vista dall'alto del bacino del Chisola

Essendo parte della tipologia idrologica dei bacini alpini pedemontani, è esposto a correnti umide provenienti dal Mediterraneo ed è sottoposto a intense precipitazioni per lunghi periodi dell'anno, generalmente prive di apporti nevosi. Il regime dei deflussi presenta una criticità medio-bassa rispetto agli altri bacini regionali poiché le criticità di magra presentate nel periodo estivo non dipendono dai prelievi, bensì dal fatto che il bacino non è molto contribuente. Il bacino comprende 29 comuni, di cui alcuni solo parzialmente. Le attività prevalenti sul territorio sono l'allevamento di bovini e suini e l'agricoltura, per la maggior parte cerealicola, che insieme agli scarichi di acque reflue urbane, costituiscono le pressioni più significative sul bacino. I corpi idrici più colpiti da queste fonti di inquinamento sono i fiumi, poiché sia la falda sotterranea, sia la falda superficiale sottostanti al bacino, si trovano in uno stato chimico buono. Ad incrementare la riduzione della qualità delle acque dei fiumi, si aggiunge l'alterazione morfologica del Chisola e dei suoi affluenti.

Per l'implementazione del modello, è stato necessario:

1. Individuare i corpi idrici di interesse;
2. Scegliere un indicatore della qualità delle acque;
3. Suddividere linearmente la rete in tratti;
4. Stimare i carichi puntuali che raggiungono le acque;
5. Stimare i carichi diffusi che raggiungono le acque;
6. Calcolare la suddivisione dei carichi;
7. Applicare l'algoritmo.

4.1.1 Individuazione dei corpi idrici di interesse

Il bacino del Chisola è attraversato non solo dal fiume da cui prende il nome, ma anche dai suoi affluenti e da canaletti artificiali in cui vengono riversati parte degli scarichi. In questo lavoro, sono state considerate solo quelle acque sottoposte al programma di misure e agli obiettivi del Piano di Gestione del Po, per facilitare un'esperienza comune con la Regione e muoversi nella stessa direzione.

I corpi idrici esaminati, sono quindi il Chisola e i suoi affluenti in riva destra: Noce, Rio Torto di Roletto, Rio Essa e Lemina.

Il Chisola ha origine dalla confluenza tra due rami torrentizi, uno che nasce tra il Monte Brunello e i Tre Denti e l'altro dal Monte Freidour, e si sviluppa per 35 km prima di sfociare nel Po.

Presenta una rete di monitoraggio composta di cinque stazioni, di cui una automatizzata e le altre manuali. Dato che la stazione di monitoraggio automatizzata registra solo portata e idrometria, mentre per quelle manuali, una è stata chiusa nel 2009 e un'altra presenta dati aggiornati solo al 2011, ne sono state considerate solamente due. Queste ultime sono ubicate una in località Cumiana, prima che qualunque affluente confluisca nel Chisola e l'altra a Moncalieri, immediatamente prima della confluenza in sinistra idrografica del Po.

Degli affluenti, l'unico monitorato è il Lemina (47 km) che riporta sue stazioni di rilevamento, una a Pinerolo e l'altra a Vigone.

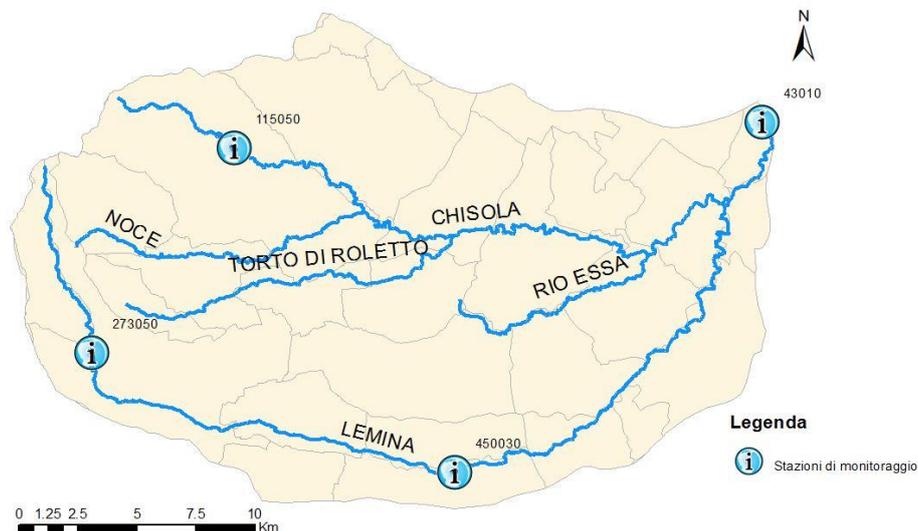


Fig.25 – Stazioni di monitoraggio dei fiumi Chisola e Lemina.

Le aste degli altri affluenti non sono sottoposte a monitoraggio e sono caratterizzate da lunghezze nettamente inferiori: il Noce di circa 16 km, Rio Torto di Roletto 18 km, Rio Essa 13 km.

4.1.2 Scelta degli indicatori

La Direttiva Quadro delle Acque richiede che un gran numero di indicatori venga utilizzato nel giudizio qualitativo delle acque. In questo caso studio, solamente due fiumi sono sottoposti a monitoraggio, quindi è stato possibile recuperare dal sito dell'Arpa, esclusivamente i dati

relativi agli indicatori del Chisola e del Lemina. Si riportano solamente lo stato ecologico, chimico e il LIMeco, poiché i parametri su cui si è basata la scelta del corpo idrico da analizzare. Come si può vedere in *Tab.4* e *Tab.5*, ogni fiume è suddiviso in più tratti idrici, secondo i criteri stabiliti nella DQA per la tipizzazione dei corpi idrici.

Chisola				
Codice*	Stato ecologico 2012-2014	Stato ecologico 2015	LIMeco 2015	Stato chimico 2015
04SS1N115PI	-	-	-	-
06SS3D117PI	Scarso	-	Scarso	Buono
06SS2D116PI	-	-	-	-

Tab.4- Indicatori fiume Chisola

Lemina				
Codice*	Stato ecologico 2012-2014	Stato ecologico 2015	LIMeco 2015	Stato chimico 2015
04SS1N273PI	Sufficiente	-	-	-
06SS2T274PI	-	-	-	-

Tab.5- Indicatori torrente Lemina

A causa della mancanza di alcune informazioni e per avere un punto di partenza comune al Piano di Gestione del Po, è stato deciso di usare come indicatore di riferimento per il modello Quali-logico lo stato ecologico aggiornato al 2015, riportato nell'Elaborato 5. In questo elaborato, sono presenti i dati dello stato ecologico 2015 anche per gli altri affluenti e non solo per il Lemina. Inoltre, poiché insieme allo stato chimico, lo stato ecologico concorre alla definizione dello stato ambientale del corso d'acqua, risulta il più adatto da analizzare nell'ottica di adempimento degli obiettivi della direttiva quadro.

Corpo idrico	Codice	Stato ecologico al 2015
Chisola	04SS1N115PI	Buono

Chisola	06SS3D117PI	Scarso
Chisola	06SS2D116PI	Scarso
Noce	06SS2T335PI	Sufficiente
Rio Torto di Roletto	06SS2T843PI	Sufficiente
Rio Essa	06SS2T587PI	Sufficiente
Lemina	04SS1N273PI	Sufficiente
Lemina	06SS2T274PI	Sufficiente

Tab.6 – Stato ecologico corpi idrici per l'anno 2015 dal PdG Po.

Ad ogni indicatore qualitativo, è stato assegnato anche un valore numerico per la successiva applicazione del Quali-logico:

Classe di qualità	Valore numerico
Elevato	0-1
Buono	1-2
Sufficiente	2-3
Scarso	3-4
Cattivo	4-5

Tab.7 – Valori numerici delle classi di qualità ecologica

Per una migliore comprensione del significato della situazione qualitativa del bacino, si citano le definizioni normative per la classificazione dello stato ecologico, riportate nel testo della direttiva 2000/60/CE:

- “Stato buono: I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano livelli poco elevati di distorsione dovuti all'attività umana, ma si discostano solo lievemente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.”

- “Stato sufficiente: I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale si discostano moderatamente da quelli di norma associati al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. I valori presentano segni moderati di distorsione dovuti all'attività umana e alterazioni significativamente maggiori rispetto alle condizioni dello stato buono.”

“Le acque aventi uno stato inferiore al moderato sono classificate come aventi stato scarso o cattivo. Le acque che presentano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali le comunità biologiche interessate si

discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato, sono classificate come aventi stato scarso. Le acque che presentano gravi alterazioni dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale e nelle quali mancano ampie porzioni di comunità biologiche interessate di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato, sono classificate come aventi stato cattivo.”

La situazione generale delle acque dell’area di studio, è quindi mediamente compromessa, poiché oltre agli affluenti che presentano uno stato sufficiente, solo circa 9 km del Chisola sono in stato qualitativo buono, mentre il resto del corpo idrico si trova in livello scarso (Fig.26).



Fig.26 – Stato ecologico al 2015 dei fiumi considerati

Le principali cause di degrado della qualità delle acque dei fiumi, sono state indagate nel PdG Po 2015 e sono definite come segue:

Fiume	Pressioni significative
Chisola	Scarichi di acque reflue depurate Siti per lo smaltimento di rifiuti Dilavamento terreni agricoli Trasporti e infrastrutture Alterazioni morfologiche Presenza di specie invasive
Noce	Scarichi di acque reflue depurate

	Alterazioni morfologiche
Rio Torto di Roletto	Scarichi di acque reflue depurate Scarichi acque reflue industriali non IPPC Dilavamento terreni agricoli Prelievi e diversioni di portata
Rio Essa	Dilavamento terreni agricoli Alterazioni morfologiche
Lemina	Scarichi di acque reflue depurate Dilavamento terreni agricoli Prelievi e diversioni di portata Alterazioni morfologiche

Tab.8- Elenco delle pressioni significative agenti sui singoli corpi idrici

In risposta alle fonti inquinanti appena elencate, l’Autorità di bacino del Po ha stilato una serie di KTM, grazie alle quali si auspica di raggiungere uno stato buono delle acque al massimo entro il 2027:

Fiume	KTM
Chisola	KTM01-P1-a001: Implementazione della disciplina per gli scarichi KTM02-P2-a008: Aggiornamento delle zone vulnerabili ai nitrati da origine agricola e applicazione e riesame dei Programmi di Azione ai sensi della direttiva 91/676/CEE e della direttiva 2000/60/CE KTM02-P2-a009: Realizzazione di fasce tampone/ecosistemi filtro lungo il reticolo naturale ed artificiale di pianura KTM03-P2-a013: Individuazione delle zone vulnerabili ai fitosanitari KTM03-P2-b015: Azioni per la mitigazione dell'impatto agricolo da correlare alla misura prevista dai PSR per "indennità direttiva acque" e "indennità direttiva habitat" KTM06-P4-b027: Realizzazione di interventi integrati di mitigazione del rischio idrogeologico, di tutela e riqualificazione degli ecosistemi e della biodiversità KTMyy-P2-a112: Applicazione delle misure nell'ambito dei Programmi di Sviluppo Rurale (PSR 2014-2020)
Noce	KTM01-P1-a001: Implementazione della disciplina per gli scarichi KTM03-P2-a013: Individuazione delle zone vulnerabili ai fitosanitari

Rio Torto di Roletto	<p>KTM01-P1-a001: Implementazione della disciplina per gli scarichi</p> <p>KTM02-P2-a008: Aggiornamento delle zone vulnerabili ai nitrati da origine agricola e applicazione e riesame dei Programmi di Azione ai sensi della direttiva 91/676/CEE e della direttiva 2000/60/CE</p> <p>KTM02-P2-a009: Realizzazione di fasce tampone/ecosistemi filtro lungo il reticolo naturale ed artificiale di pianura</p> <p>KTM03-P2-a013: Individuazione delle zone vulnerabili ai fitosanitari</p> <p>KTM03-P2-b015: Azioni per la mitigazione dell'impatto agricolo da correlare alla misura prevista dai PSR per "indennità direttiva acque" e "indennità direttiva habitat"</p> <p>KTM26-P5-a105: Tutela dei paesaggi fluviali attraverso azioni specifiche di integrazione con i Piani paesaggistici regionali e altri strumenti di pianificazione che concorrono a tutelare il paesaggio</p> <p>KTMyy-P2-a112: Applicazione delle misure nell'ambito dei Programmi di Sviluppo Rurale (PSR 2014-2020)</p>
Rio Essa	<p>KTM02-P2-a008: Aggiornamento delle zone vulnerabili ai nitrati da origine agricola e applicazione e riesame dei Programmi di Azione ai sensi della direttiva 91/676/CEE e della direttiva 2000/60/CE</p> <p>KTM03-P2-a013: Individuazione delle zone vulnerabili ai fitosanitari</p> <p>KTM03-P2-b015: Azioni per la mitigazione dell'impatto agricolo da correlare alla misura prevista dai PSR per "indennità direttiva acque" e "indennità direttiva habitat"</p> <p>KTMyy-P2-a112: Applicazione delle misure nell'ambito dei Programmi di Sviluppo Rurale (PSR 2014-2020)</p>
Lemina	<p>KTM01-P1-a001: Implementazione della disciplina per gli scarichi</p> <p>KTM02-P2-a008: Aggiornamento delle zone vulnerabili ai nitrati da origine agricola e applicazione e riesame dei Programmi di Azione ai sensi della direttiva 91/676/CEE e della direttiva 2000/60/CE</p> <p>KTM02-P2-a009: Realizzazione di fasce tampone/ecosistemi filtro lungo il reticolo naturale ed artificiale di pianura</p> <p>KTM03-P2-a013: Individuazione delle zone vulnerabili ai fitosanitari</p>

	<p>KTM03-P2-b015: Azioni per la mitigazione dell'impatto agricolo da correlare alla misura prevista dai PSR per "indennità direttiva acque" e "indennità direttiva habitat"</p> <p>KTM06-P4-b027: Realizzazione di interventi integrati di mitigazione del rischio idrogeologico, di tutela e riqualificazione degli ecosistemi e della biodiversità</p> <p>KTMyy-P2-a112: Applicazione delle misure nell'ambito dei Programmi di Sviluppo Rurale (PSR 2014-2020)</p>
--	---

Tab.9- Elenco di misure previste dalle Autorità per i corpi idrici del bacino

Dall'elenco di pressioni significative e le rispettive risposte previste dall'Autorità, appare evidente come le problematiche principali gravanti sulle acque del bacino, provengano dalle sostanze prodotte in agricoltura, dagli scarichi di acque reflue urbane e dalle alterazioni morfologiche dell'alveo. Nell'ottica di una prioritizzazione di interventi, l'Ufficio Tutela delle acque ha confermato che sulle alterazioni morfologiche si potrebbe intervenire in un secondo momento, mentre gli scarichi e il dilavamento dei terreni agricoli sono problematiche più urgenti da affrontare.

4.1.3 Suddivisione lineare della rete in tratti

Per rendere l'applicazione del modello più chiara ed agevole, è necessario procedere a una divisione del tutto arbitraria della rete idrica considerata.

Nel caso studio, la rete è stata suddivisa in nove tratti, di cui 4 presentano un affluente (*Fig.27*). La ripartizione del Chisola, ha cercato di essere il più coerente possibile con la classificazione in idroecoregioni effettuata in adempimento della Direttiva Quadro Acque. Il Chisola infatti è suddiviso in 3 corpi idrici, di cui il primo appartenente all'idroecoregione 04 e gli altri due alla idroecoregione 06. Per una maggiore omogeneità negli interventi, i tagli del tratto 1 e del tratto 4 corrispondono alla suddivisione fatta dal PdG 2015.

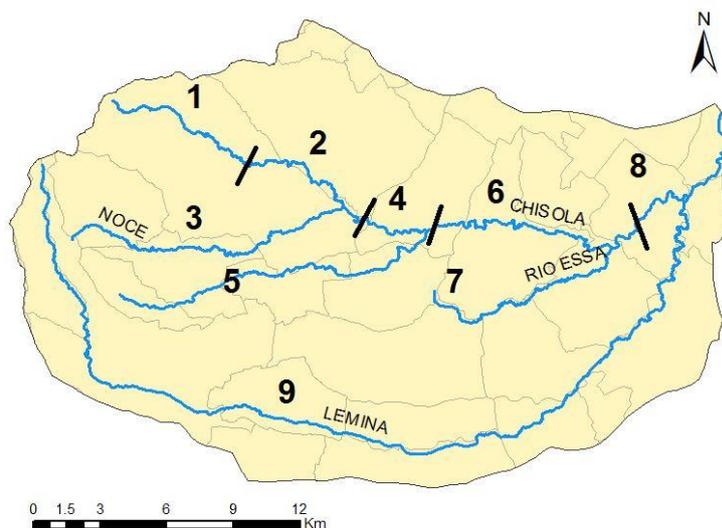


Fig.27 – Schematizzazione rete idrica

4.1.4 Stima dei carichi puntuali insistenti sulle acque

Stando ai dati recuperati sul sito del SIRI (Sistema Informativo Risorse Idriche), nel bacino del Chisola si collocano 223 scarichi produttivi e 43 scarichi urbani. Come specificato dal PdG Po 2015, nonostante siano in numero notevolmente maggiore, gli scarichi produttivi non sono causa della scarsa qualità della risorsa idrica del bacino, poiché non rispondono ai criteri di definizione di pressione significativa. Per questo caso studio, dunque, sono stati considerati solamente gli scarichi di acque reflue urbane. I parametri che solitamente risultano più problematici per questa tipologia di scarichi, sono la richiesta di ossigeno (COD, BOD₅), azoto nelle sue forme organico, nitriti e nitrati e infine l'escherichia coli e altri possibili agenti patogeni.

Dei 43 individuati, solamente 3 scaricano in suolo e sottosuolo, i restanti recapitano direttamente nel reticolo idrografico superficiale. Per avere una fotografia aggiornata al 2015, sono stati consultati tutti gli atti autorizzativi di scarichi urbani, presenti sul sito della Regione Piemonte, il che ha permesso di ridurre il numero di scarichi considerati a 29. Gli scarichi che sono presenti sulla cartografia SIRI ma non sono contenuti tra le autorizzazioni, non sono stati presi in considerazione, assieme a quelli di impianti che non recapitano nelle acque gli affluenti utilizzati per l'applicazione del Quali-logico.

Dunque, si fa riferimento 29 punti di scarico che recapitano direttamente nei fiumi e canali sparsi sul territorio (Fig.28).

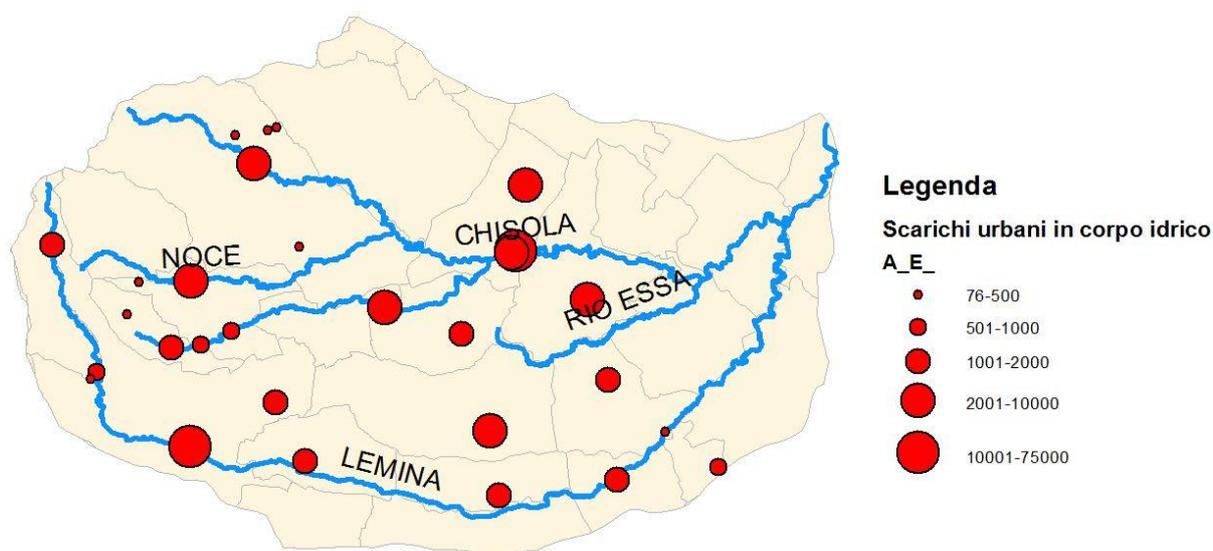


Fig.28 – Posizionamento sul bacino degli scarichi esaminati, rappresentati in base al numero di AE serviti

Dei 29 impianti, la maggior parte ha capacità inferiore ai 2000 abitanti equivalenti (AE) ed effettua trattamenti di tipo primario e/o secondario sulle acque reflue; 9 presentano una capacità maggiore di 2000 AE e di questi, solamente 2 effettuano trattamenti di tipo terziario. I depuratori con capacità maggiore di 2000 AE, sono responsabili di circa il 88 % di azoto e del 75% di COD che giunge alle acque tramite gli scarichi delle acque reflue urbane.

Per l'effettuare la stima delle quantità di BOD₅, COD, azoto e fosforo, che effettivamente raggiungono le acque sono stati seguiti due diversi procedimenti per alcuni degli impianti con capacità >2000 AE e quelli con capacità inferiore.

Per 5 dei depuratori con capacità >2000 AE (Fig.29) si è fatto riferimento ai dati forniti dalla Regione, ottenuti direttamente dalle dichiarazioni dei proprietari degli impianti e aggiornati e verificati all'anno 2015.

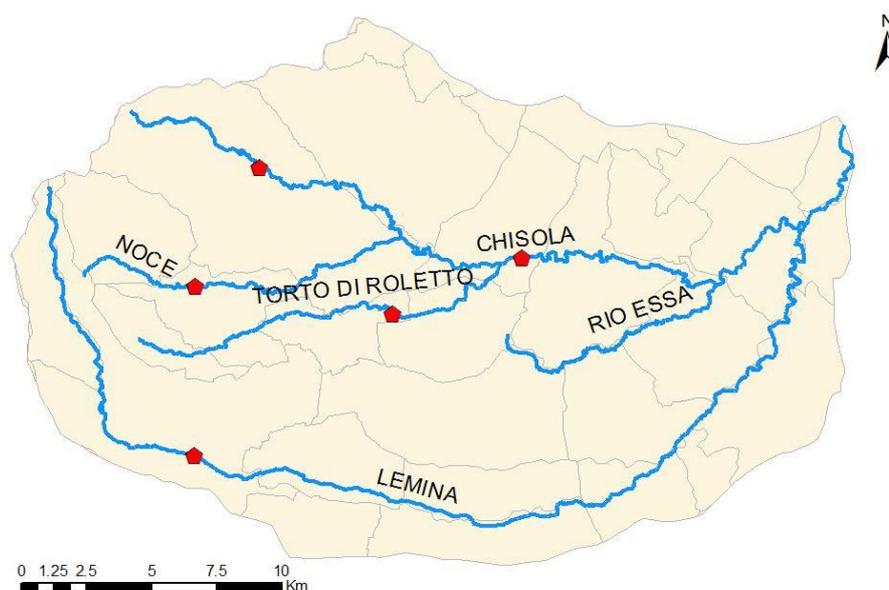


Fig.29 – Posizionamento degli scarichi per i quali non è stato necessario effettuare stime.

Per i restanti, si è dovuto procedere a una stima tramite l'utilizzo del servizio cartografico SIRI e le autorizzazioni rilasciate dalla Regione Piemonte. Negli atti autorizzativi è riportato il numero di abitanti equivalenti serviti, le portate scaricate e i tipi di trattamento cui sono sottoposte le acque. La stima è stata effettuata secondo il procedimento suggerito dalla Regione per la messa in atto della Direttiva 271/91.

Le quantità annue in entrata agli impianti sono state calcolate moltiplicando il numero di abitanti equivalenti serviti per dei valori medi forniti dalla Regione:

Carico per AE			
COD (g/AE/d)	BOD₅ (g/AE/d)	Azoto (g/AE/d)	Fosforo (g/AE/d)
130	60	11	1,6

Tab.10- Coefficienti di carico per abitante equivalente

Le quantità in uscita sono state ricavate applicando dei coefficienti di abbattimento ai carichi ricostruiti col metodo appena descritto:

Tipologia Trattamento	% Abbattimento COD	% Abbattimento BOD₅	% Abbattimento azoto	% Abbattimento fosforo
Fossa Imhoff	25	25	15	10
Letto percolatore	-	-	35	50
Biodischi	-	-	50	50
Fitodepurazione	-	-	50	50
Fanghi attivi	85	90	50	50
Fanghi attivi con nitri-denitri	85	92	80	50
Fanghi attivi con defosfatazione	-	-	50	85
Fanghi attivi con nitri-denitri e defosfatazione	85	92	80	85

Tab.11 – Coefficienti di abbattimento dei carichi entranti.

Nella tabella sono riportate le stime dei carichi puntuali che raggiungono le acque superficiali, ottenute dai calcoli sopra descritti.

COD (t/y)	BOD₅ (t/y)	Azoto (t/y)	Fosforo (t/y)
1039.62	354.71	334.81	29.16

Tab.12 – Quantità di COD, BOD₅, azoto e fosforo nelle acque del bacino.

Il COD è il parametro più influente, risultando in quantità di quasi quattro volte superiore all'azoto e al BOD₅.

Dopo aver effettuato i calcoli a scala di bacino, per l'implementazione del modello Qualilogico, ogni scarico è stato assegnato al corpo idrico in cui recapita (Fig.30). Nel caso di recapiti in canali artificiali, si è ipotizzato che lo scarico avvenisse nel fiume più vicino.

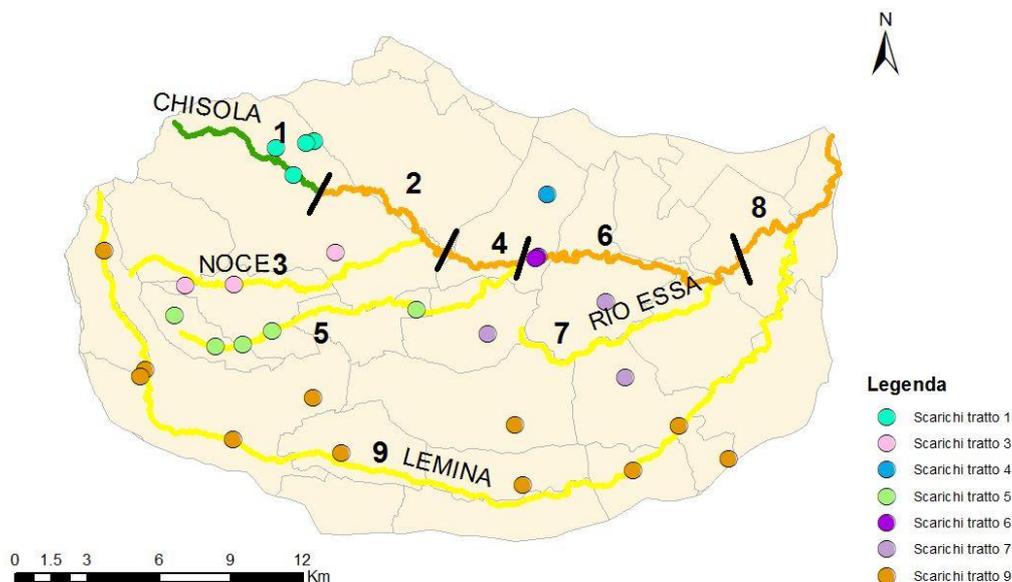


Fig.30 – Scarichi recapitanti nei differenti tratti.

Come evidenziato dalla figura, i tratti 2 e 8 del Chisola non contribuiscono, non presentando alcuno scarico.

In tabella si riportano i parametri di COD, BOD₅, fosforo e azoto totale, calcolati per ogni tratto dei corpi idrici, secondo il procedimento sopra descritto.

Nr Tratto	Fiume	COD (t/y)	BOD₅ (t/y)	Azoto (t/y)	Fosforo (t/y)
1	Chisola	48.99	18.45	15.11	1.86
2	Chisola	0	0	0	0
3	Noce	43.23	15.51	13.80	1.44
4	Chisola	22.78	7.01	6.42	0.93
5	Torto di Roletto	33.42	11.49	13.72	1.46
6	Chisola	220.65	68.87	63.94	9.07
7	Rio Essa	74.73	23.00	21.08	3.06
8	Chisola	0	0	0	0
9	Lemina	595.82	210.37	200.73	11.32

Tab.13-Quantità di COD, BOD₅, azoto e fosforo per i singoli tratti considerati.

Si può osservare come il Lemina sia l'asta che trasporta il maggior quantitativo di sostanze di tutto il bacino. Ovviamente una differente suddivisione delle aste fluviali avrebbe portato a risultati differenti.

4.1.5 Stima dei carichi diffusi insistenti sul bacino

Il bacino del Chisola è una zona fortemente agricola, caratterizzata da circa 26000 ha di superficie agricola utilizzata (SAU). Di questa, pressoché il 45% è coltivato a granturco e il rimanente si divide in prati da pascolo, grano e altre colture con una piccola percentuale di terreni adibiti alla arboricoltura da legno. Come già affermato precedentemente, un'attività agricola intensa, comporta un rilascio nelle acque di sostanze organiche e nutrienti, che possono portare a conseguenze come l'eutrofizzazione e la riduzione dell'ossigeno disciolto nella risorsa. Il maggior problema solitamente associato all'attività agricola, è la presenza di alti livelli di nitrati. Con la prima classificazione delle ZVN (Zone Vulnerabili ai Nitrati) del 2002 in Piemonte, nessuna parte del territorio del bacino è stata ritenuta a rischio per il problema nitrati. Tra il 2006 e il 2007 la situazione è cambiata radicalmente. Nel 2006 il Piano di Tutela delle Acque ha designato le aree del Chisola e del Lemina più vicine al Po (*Fig.31*) come territori ricadenti all'interno delle fasce esondabili A e B dei corsi d'acqua, per prevenire fenomeni di ruscellamento e contenere il trasporto di inquinanti tra cui anche l'azoto.

Le due tipologie vengono definite dal PAI 2015 come:

- "Fascia di deflusso della piena (Fascia A), costituita dalla porzione di alveo che è sede prevalente, per la piena di riferimento, del deflusso della corrente, ovvero che è costituita dall'insieme delle forme fluviali riattivabili durante gli stati di piena";
- "Fascia di esondazione (Fascia B), esterna alla precedente, costituita dalla porzione di alveo interessata da inondazione al verificarsi dell'evento di piena di riferimento".

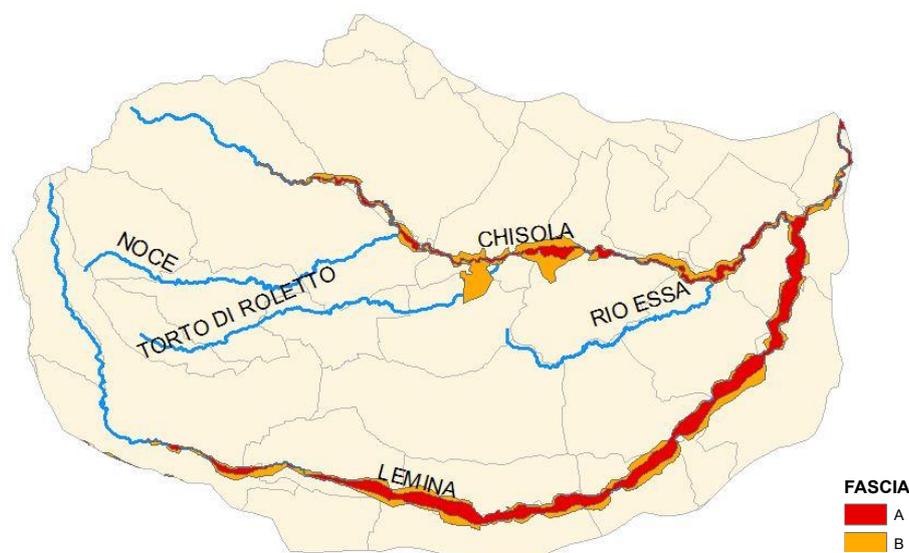


Fig.31 – Fasce a rischio esondazione

Nel 2007 con il regolamento regionale 12/R, circa 9500 ha dei territori sono stati designati potenzialmente vulnerabili ai nitrati di origine agricola, poiché sovrastanti il corpo idrico sotterraneo GWB-S5a i cui dati di monitoraggio hanno registrato una vulnerazione della risorsa (Fig.32).

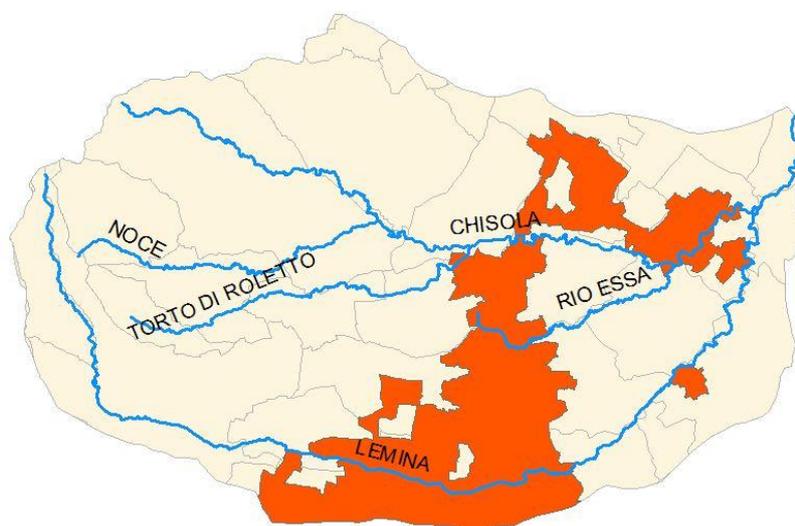


Fig.32 – Zone ritenute vulnerabili ai nitrati dal regolamento regionale 12/R

All'attività agricola, si associa una forte presenza di allevamenti, prevalentemente bovini. In Tab. 14 si riporta il numero di capi allevati per ogni specie nella provincia torinese, nel bacino del Chisola e il rispettivo valore in percentuale.

Categoria animale	Nr capi provincia di Torino	Nr capi bacino del Chisola	%
Avicoli	2222609	512619	23.06
Bovini allevamento	182346	50914	27.92
Bovini carne	49560	18040	36.40
Bufali	902	0	0.00
Caprini	13714	1746	12.73
Conigli	43418	6116	14.09
Equini	3934	709	18.02
Ovini	33129	4859	14.67
Suini	196290	59466	30.29

Tab.14 – Numero di capi allevati in provincia e nel bacino di interesse

Considerando che la superficie del bacino del Chisola è pressoché il 7% di quella provinciale e che vi viene allevato circa il 25% dei capi della provincia, si può affermare con un certo grado di confidenza che la zona è sottoposta a una attività di allevamento molto intensa. Ciò comporta una produzione di notevoli quantità di reflui solidi e liquidi per unità di superficie agricola, che supera le capacità d'uso da parte delle colture. I reflui zootecnici associati a un utilizzo non corretto, infatti, sono una grande fonte di inquinamento, nonostante la loro composizione li renda riutilizzabili come fertilizzanti in agricoltura.

Nella seguente trattazione ci si soffermerà quindi sull'inquinamento diffuso dai reflui derivanti dall'attività agrozootecnica.

Per l'individuazione della superficie agricola utilizzata del bacino, la Direzione Agricoltura Piemonte, dopo richiesta scritta, ha fornito in dettaglio gli ettari di superfici utilizzate e le colture che vi sono effettuate.

Il carico di origine zootecnica, invece, è stato stimato su base comunale utilizzando dati aggiornati e verificati al 2015 forniti dalla Regione, disaggregati per tipologia di bestiame e comune.

Per quanto riguarda i nutrienti, sono state fornite dagli uffici della Regione Piemonte stime effettuate direttamente da loro sull'azoto organico. I carichi di COD e BOD₅ sono stati invece calcolati moltiplicando il peso vivo dei capi di bestiame per i coefficienti di carico riportati nell'allegato tecnico IIIIn01 "Indagini e studi finalizzati alla predisposizione del PTA 2007" (Tab.15).

Specie allevata	COD (kg/ capo all'anno)	BOD₅ (kg/ capo all'anno)
Avicoli	2.2	1
Bovini e bufalini	430	200
Conigli	-	-
Equini	430	200
Ovicapriini	118.3	55
Suini	193.5	90

Tab. 15 – Coefficienti di carico COD e BOD₅ per l'allevamento

Dato che alcuni comuni, come Rivalta di Torino, ricadono solamente in piccolissima parte all'interno dell'area studiata, nel calcolo del carico zootecnico sono stati considerati solamente quelli cui parte significativa del territorio agricolo rientra nel bacino.

I carichi zootecnici ricavati, sono riportati in Tab.16.

COD (t/y)	BOD₅ (t/y)	Azoto (t/y)
43 915	20 413	3 558

Tab.16- Carico zootecnico gravante sul bacino

Dopo aver effettuato i calcoli a scala di bacino, per l'applicazione del modello Quali-logico, sono stati stimati i carichi zootecnici che effettivamente giungono ai fiumi. Per poterlo fare, la superficie agricola è stata suddivisa in 9 zone, ognuna corrispondente a uno dei nove tratti in cui sono stati precedentemente suddivisi i corpi idrici (Fig.33).

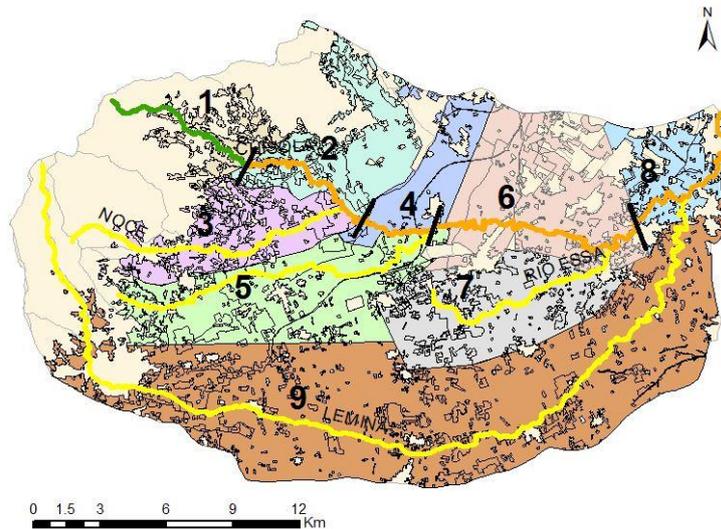


Fig.33 – Suddivisione aree agricole del bacino per l'applicazione del Quali-logico

La suddivisione è stata fatta arbitrariamente, poiché il terreno è prevalentemente pianeggiante e il Quali-logico nasce come strumento speditivo, tramite il quale prendere decisioni rapide e mirate, senza dover effettuare indagini troppo approfondite.

Per il lavoro, è stata imposta come ipotesi di base che il 100% dei liquami e rifiuti solidi provenienti da zootecnia, venga sparso sui terreni agricoli. Non essendo presenti sul bacino impianti di trattamento di liquami zootecnici, questa ipotesi si avvicina di molto alla realtà, come confermato anche dall'Ufficio Direzione agricoltura. Per rendere la trattazione il più sito-specifica possibile, non è stato imposto uno spandimento uniforme dei liquami su tutto il bacino, bensì è stata calcolata la densità di carico nei differenti comuni ed è stato imposto uno spandimento uniforme a livello comunale.

Problematico per l'applicazione del modello, è stato identificare il posizionamento delle varie colture nelle zone in cui è stato suddiviso il bacino. Essendo in possesso di soli dati numerici aggiornati al 2015 e non di dati cartografici sulla distribuzione delle varie coltivazioni, si è dovuto procedere a una approssimazione.

Dal sito del SIFOR (Sistema Informativo Forestale Regionale), sono stati scaricati gli shapefile del PFT (Piano forestale territoriale) 2000, il quale identifica non solo le zone forestali, ma anche le aree dedicate ad agricoltura, pastorizia e copertura urbana.

Per ogni comune, tramite ArcGIS, è stata misurata la superficie identificata dal PFT 2000 come "superficie agricola utilizzata" (SAU). Successivamente i valori misurati sono stati confrontati con i dati numerici aggiornati al 2015 forniti dalla Regione Piemonte. Poiché in alcune zone sono stati registrati forti scostamenti dal 2000, si è proceduto a calcolare dei fattori di

correzione, dati dal rapporto tra la SAU comunale aggiornata al 2015 e la SAU comunale riportata nel PFT2000.

Per ogni zona individuata dal Quali-logico, sono quindi stati misurati su ArcGIS gli ettari di SAU dei differenti comuni ricadenti nella zona. Ognuno di questi valori è stato moltiplicato per il fattore di correzione comunale calcolato come detto sopra. Il valore della superficie agricola ricostruita è stato poi moltiplicato a sua volta per la densità di liquami comunali, calcolata come:

$$\text{Densità di carico} = \frac{\text{Tonnellate liquami comunali}}{\text{ha di SAU comunale}}$$

In questo modo sono stati calcolati i carichi zootecnici potenziali gravanti sulle singole aree individuate dal Quali-logico.

Per valutare quanto COD, BOD₅ ed N, giungano effettivamente alle acque dei corpi idrici, si è fatto riferimento alla metodologia riportata nell'allegato tecnico IIIIn01 "Indagini e studi finalizzati alla predisposizione del PTA 2007", moltiplicando i valori di carico precedentemente trovati, per i coefficienti di rimozione riportati in *Tab.17*.

COD	BOD₅	Azoto
0.025	0.01	0.17

Tab.17 – Coefficienti di riduzione di carico

Per ogni tratto si riportano i carichi diffusi che effettivamente raggiungono le acque:

Tratto	Superficie (Km²)	COD (t/y)	BOD₅ (t/y)	Azoto (t/y)
1	5.73	19.46	3.70	8.87
2	18.43	96.71	18.92	49.78
3	15.06	34.18	6.37	15.42
4	2.37	7.16	1.33	4.94
5	27.20	78.90	14.67	42.03
6	28.01	65.02	12.10	39.15
7	25.66	67.42	12.54	36.15
8	10.99	30.79	5.73	16.86
9	108.18	320.47	59.61	186.45

Tab.18 – Quantità di COD, BOD₅ e azoto che giunge ai corpi idrici superficiali

4.1.6 Ripartizione dei carichi

Per procedere alla suddivisione dei carichi fra carico di testa, affluente, puntuale e diffuso, bisogna prima di tutto scegliere l'inquinante a cui fare riferimento per l'applicazione.

Valutando i carichi calcolati, si è deciso di agire sul COD, poiché sia per le fonti puntuali, che per quelle diffuse, si presenta in quantitativi molto superiori rispetto agli altri composti presi in considerazione. Ciò significa che molto probabilmente l'ossigeno disciolto all'interno delle acque è ridotto, comportandone una riduzione della capacità di autodepurazione che giustificerebbe una qualità variabile tra lo scarso e il sufficiente. Non ci si è concentrati sui nutrienti, poiché questi ultimi sono un target di qualità che si cerca di migliorare nei corpi idrici a rischio eutrofizzazione e non è il caso dei corpi idrici sotto osservazione.

Queste frazioni sono state calcolate per ogni ramo i-esimo, al momento $k=0$, nel seguente modo:

- *Frazione di carico di testa:*

$$\alpha_k^T(i) = \frac{C_k^A(i-1) + C_k^T(i-1) + C_k^P(i-1) + C_k^D(i-1)}{C_k^{tot}(i)} = \frac{C_k^{tot}(i-1)}{C_k^{tot}(i)}$$

Nel caso in cui $i=1$, allora $\alpha_k^T(i) = 0$

- *Frazione di carico affluente*

$$\alpha_k^A(i) = \frac{C_k^P(j(i)) + C_k^D(j(i)) + C_k^A(j(i)) + C_k^T(j(i))}{C_k^{tot}(i)} = \frac{C_k^{tot}(j(i))}{C_k^{tot}(i)}$$

- *Frazione di carico puntuale:*

$$\alpha_k^P(i) = \frac{C_k^P(i)}{C_k^{tot}(i)}$$

- *Frazione di carico diffuso:*

$$\alpha_k^D(i) = \frac{C_k^D(i)}{C_k^{tot}(i)}$$

Dove:

C_k^S con $s=T,A,P,D$: carichi di testa, affluente, puntuale e diffuso;

C_{tot} : somma dei carichi agenti sul tratto i-esimo;

$j(i)$: indice dell'eventuale affluente al tronco i-esimo.

I risultati ottenuti per il parametro del COD sono i seguenti:

Identificatore	Qualità x_0		$\alpha_k^T(i)$	$\alpha_k^A(i)$	$\alpha_k^P(i)$	$\alpha_k^D(i)$
1	2	BUONO	0.00	0.00	0.72	0.28
2	4	SCARSO	0.28	0.32	0.00	0.40
3	3	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.56	0.44
4	4	SCARSO	0.63	0.29	0.06	0.02
5	3	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.30	0.70
6	4	SCARSO	0.47	0.17	0.27	0.08
7	3	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.53	0.47
8	4	SCARSO	0.46	0.52	0.00	0.02
9	3	SUFFICIENTE	0.90	0.00	0.00	0.10

Tab. 19 – *Suddivisione iniziale dei carichi, per il parametro del COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)*

Come già accennato, a ogni livello di qualità ecologica, è stato assegnato un valore numerico. Per essere il più cautelativi possibile, a ogni classe è stato assegnato il suo valore limite inferiore. Il totale dei valori numerici della classe di qualità di ogni tratto ammonta a 30 unità. Minore risulterà questo valore dopo gli interventi, maggiore sarà stato il miglioramento della qualità delle acque.

La maggior parte del carico trasportato dal Chisola, lo raggiunge tramite gli affluenti. Ciò suggerisce che nell'ottica di un pacchetto di interventi sarebbe fondamentale agire sulla rete idrografica secondaria per ottenere dei risultati significativi. I carichi diffusi e puntuali, si ripartiscono in modo pressoché eguale (Fig.34).

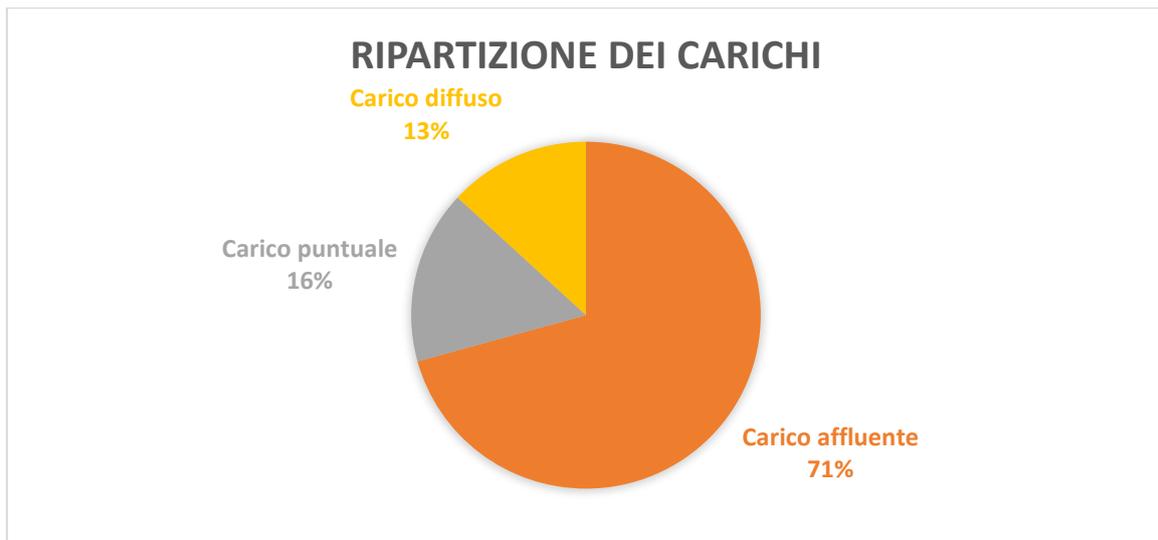


Fig.34 – Ripartizione dei carichi gravanti sul torrente Chisola

4.1.7 Applicazione dell'algoritmo

Per l'applicazione del metodo al caso studio, partendo dalla suddivisione dei carichi, sono stati seguiti i seguenti step:

- i. Imposizione dei gradi di rimozione dei carichi puntuali e diffusi necessari a raggiungere l'obiettivo di qualità prefissato:

$$0 < \eta_P < 1$$

$$0 < \eta_D < 1$$

Nel caso di interventi di aumento di carico, i due coefficienti η_P ed η_D possono assumere anche valori compresi tra -1 e 0.

- ii. Calcolo dei fattori di riduzione del carico per il tronco di testa e il tronco affluente, secondo le formule:

$$f_k^T(i) = \frac{x_{k+1}(i-1)}{x_k(i-1)}$$

per $i = 2, 3, \dots$ e quando $x_k(i-1) > 0$

$$= 0$$

per $i = 2, 3, \dots$ e quando $x_k(i-1) = 0$ perché per ipotesi se la qualità è già al meglio (0) non può migliorare.

$$f_k^T(i) = 0$$

per $i = 1$ (primo tronco)

E per la riduzione dovuta alla presenza di affluente:

$$f_k^A(i) = \frac{x_{k+1}(j(i))}{x_k(j(i))} \quad \text{quando } j(i) \text{ esiste, e quando } x_k(j(i)) > 0$$

$$= 0 \quad \text{quando } j(i) \text{ esiste, e quando } x_k(j(i)) = 0$$

$$f_k^A(i) = 0 \quad \text{quando } j(i) \text{ non esiste (non c'è affluente)}$$

Grazie a questi fattori il modello considera l'influenza che la variazione della qualità del tronco topologicamente precedente e/o dell'affluente, ha sul tratto i-esimo.

iii. Calcolo delle nuove frazioni di carico:

$$\alpha_{k+1}^T(i) = \frac{f_k^T(i) * \alpha_k^T(i)}{f_k^T(i) * \alpha_k^T(i) + f_k^A(i) * \alpha_k^A(i) + (1 - \eta_k^P(i)) * \alpha_k^P(i) + (1 - \eta_k^D(i)) * \alpha_k^D(i)}$$

$$\alpha_{k+1}^A(i) = \frac{f_k^A(i) * \alpha_k^A(i)}{f_k^T(i) * \alpha_k^T(i) + f_k^A(i) * \alpha_k^A(i) + (1 - \eta_k^P(i)) * \alpha_k^P(i) + (1 - \eta_k^D(i)) * \alpha_k^D(i)}$$

$$\alpha_{k+1}^P(i) = \frac{(1 - \eta_k^P(i)) * \alpha_k^P(i)}{f_k^T(i) * \alpha_k^T(i) + f_k^A(i) * \alpha_k^A(i) + (1 - \eta_k^P(i)) * \alpha_k^P(i) + (1 - \eta_k^D(i)) * \alpha_k^D(i)}$$

$$\alpha_{k+1}^D(i) = \frac{(1 - \eta_k^D(i)) * \alpha_k^D(i)}{f_k^T(i) * \alpha_k^T(i) + f_k^A(i) * \alpha_k^A(i) + (1 - \eta_k^P(i)) * \alpha_k^P(i) + (1 - \eta_k^D(i)) * \alpha_k^D(i)}$$

vi. Calcolo della qualità dei corpi idrici post-intervento:

$$x_{k+1}(i) = x_k(i) - (x_k(i) - x^*)$$

$$* \left[\delta(i, i-1) * \alpha_k^T(i) * \left(1 - \frac{x_{k+1}(i-1) - x^*}{x_k(i-1) - x^*} \right) + \delta(i, j(i)) * \alpha_k^A(i) \right.$$

$$\left. * \left(1 - \frac{x_{k+1}(j(i)) - x^*}{x_k(j(i)) - x^*} \right) + \alpha_k^P(i) * \eta_k^P(i) + \alpha_k^D(i) * \eta_k^D(i) \right]$$

Applicando il procedimento appena descritto, è stato possibile proiettare differenti scenari di intervento possibile per il miglioramento della qualità della risorsa idrica nell'area di studio osservata. In particolare, l'obiettivo principale che ci si è posti è valutare quali azioni sarebbe necessario intraprendere affinché anche le acque del bacino del Chisola possano adempiere alle direttive comunitarie di qualità ed in particolare alla 2000/60/CE.

Inizialmente, per verificare quale tipologia di fonte inquinante (puntuale o diffusa) abbia maggiore influenza sul livello qualitativo delle acque, sono stati valutati singolarmente i casi ipotetici di rimozione del 100% del carico puntuale e poi del 100% del carico diffuso (*Tab.20 e 21*).

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $X_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	1	0	0.00	0.00	0.57	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	1.00
3	2	1	0	0.28	0.00	1.32	BUONO	0.00	0.00	0.00	1.00
2	3	1	0	0.28	0.44	2.48	SUFFICIENTE	0.13	0.23	0.00	0.64
5	4	1	0	0.62	0.00	2.11	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.00	1.00
4	5	1	0	0.62	0.70	2.46	SUFFICIENTE	0.64	0.33	0.00	0.03
7	6	1	0	0.61	0.00	1.42	BUONO	0.00	0.00	0.00	1.00
6	7	1	0	0.61	0.47	1.82	BUONO	0.64	0.18	0.00	0.18
9	8	1	0	0.45	0.00	1.05	BUONO	0.00	0.00	0.00	1.00
8	9	1	0	0.45	0.35	1.64	BUONO	0.51	0.45	0.00	0.04

Tab.20 – Ipotesi di trattamento del solo carico puntuale COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $x_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	0	1	0.00	0.00	1.43	BUONO	0.00	0.00	1.00	0.00
3	2	0	1	0.72	0.00	1.68	BUONO	0.00	0.00	1.00	0.00
2	3	0	1	0.72	0.56	1.52	BUONO	0.53	0.47	0.00	0.00
5	4	0	1	0.38	0.00	0.89	ELEVATO	0.00	0.00	1.00	0.00
4	5	0	1	0.38	0.30	1.54	BUONO	0.62	0.23	0.15	0.00
7	6	0	1	0.39	0.00	1.58	BUONO	0.00	0.00	1.00	0.00
6	7	0	1	0.39	0.53	2.18	SUFFICIENTE	0.33	0.17	0.50	0.00
9	8	0	1	0.55	0.00	1.95	BUONO	0.00	0.00	1.00	0.00
8	9	0	1	0.55	0.65	2.36	SUFFICIENTE	0.43	0.57	0.00	0.00

Tab.21 – Ipotesi di trattamento del solo carico diffuso COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Se si decidesse di intervenire su una sola tipologia di carico, non sarebbe possibile riuscire ad adempiere agli obiettivi imposti dalla DQA. Nel caso di un trattamento dei soli carichi puntuali, si avrebbe un miglioramento globale della qualità idrica, pari a circa 15.13 unità rispetto alle 30 iniziali, in opposizione a un miglioramento di 14.86 unità riscontrato nella rimozione totale della componente diffusa. Nonostante ciò, i carichi diffusi risultano essere la componente che più impedisce il raggiungimento dello stato buono nei singoli tratti considerati; la loro rimozione totale infatti, permetterebbe di raggiungere uno stato di qualità buono in un tratto in più rispetto al caso puntuale.

In un secondo momento, è stato valutato quanto effettivamente la qualità degli affluenti influenzi quella del Chisola, dato che circa il 71% del carico gravante su questo torrente, proviene dai suoi immissari (Fig.34). Per farlo, sono stati posti i casi di totale trattamento dei carichi degli affluenti e del Chisola (Tab.22 e 23).

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $x_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	0	0	0.00	0.00	2.00	BUONO	0.00	0.00	0.72	0.28
3	2	1	1	1.00	0.00	0.00	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	0.00
2	3	0	0	1.00	0.00	2.72	SUFFICIENTE	0.41	0.00	0.00	0.59
5	4	1	1	0.68	0.00	0.00	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	0.00

4	5	0	0	0.68	0.00	2.03	SUFFICIENTE	0.85	0.00	0.12	0.04
7	6	1	1	0.51	0.00	0.00	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	0.00
6	7	0	0	0.51	0.00	2.37	SUFFICIENTE	0.41	0.00	0.46	0.14
9	8	1	1	0.59	0.00	0.00	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	0.00
8	9	0	0	0.59	0.00	1.16	BUONO	0.94	0.00	0.00	0.06

Tab.22 – Ipotesi di trattamento dei soli affluenti COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $X_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	1	1	0.00	0.00	0.00	ELEVATO	0.00	0.00	0.00	0.00
3	2	0	0	0.00	0.00	3.00	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.56	0.44
2	3	1	1	0.00	1.00	1.28	BUONO	0.00	1.00	0.00	0.00
5	4	0	0	0.32	0.00	3.00	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.30	0.70
4	5	1	1	0.32	1.00	1.97	BUONO	0.41	0.59	0.00	0.00
7	6	0	0	0.49	0.00	3.00	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.53	0.47
6	7	1	1	0.49	1.00	1.63	BUONO	0.57	0.43	0.00	0.00
9	8	0	0	0.41	0.00	3.00	SUFFICIENTE	0.00	0.00	0.65	0.35
8	9	1	1	0.41	1.00	2.84	SUFFICIENTE	0.27	0.73	0.00	0.00

Tab.23 – Ipotesi di trattamento del solo Chisola COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Appare evidente che effettivamente gli affluenti del Chisola hanno un ruolo principale nel degrado della qualità delle sue acque. In particolare, nel caso di trattamento dei soli immissari, si otterrebbe un miglioramento della qualità di circa 20 unità, ovvero il doppio di quello che si otterrebbe concentrandosi solamente sul fiume principale. Ciò conferma che pensare di intervenire solamente sul fiume principale, anche con delle tecniche efficientissime, non sarebbe sufficiente e sarebbe un pessimo investimento di fondi.

Per raggiungere gli obiettivi imposti dalla DQA, dunque, sono necessari interventi sia sul fiume principale che sui suoi affluenti, su entrambi i tipi di carichi.

Dato che la qualità dei corpi idrici considerati non ha riportato grandi miglioramenti durante l'ultimo sessennio di monitoraggio (2009-2014), già il miglioramento di una sola classe di qualità per tutti i tratti, potrebbe essere considerato un buon obiettivo da porsi; è per questo che assieme all'ipotesi di intervento per il raggiungimento della DQA, si è preso in considerazione un pacchetto di interventi che potrebbe adempiere allo scopo.

Nel fare le seguenti ipotesi, è stata data la preferenza all'applicazione di interventi di rimozione del carico puntuale, poiché molto più semplice da intercettare e quindi da trattare. Inoltre, sono state favorite le combinazioni che coinvolgessero il minor numero di tratti possibile nei trattamenti.

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $x_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	0.77	0	0.00	0.00	0.90	ELEVATO	0.00	0.00	0.37	0.63
3	2	0.6	0	0.45	0.00	1.99	BUONO	0.00	0.00	0.34	0.66
2	3	0	0	0.45	0.66	2.95	SUFFICIENTE	0.17	0.29	0.00	0.54
5	4	0.84	0.2	0.74	0.00	1.83	BUONO	0.00	0.00	0.08	0.92
4	5	0	0	0.74	0.61	2.88	SUFFICIENTE	0.65	0.25	0.08	0.03
7	6	0.65	0	0.72	0.00	1.97	BUONO	0.00	0.00	0.28	0.72
6	7	0.3	0	0.72	0.66	2.91	SUFFICIENTE	0.47	0.16	0.26	0.11
9	8	0.6	0	0.73	0.00	1.83	BUONO	0.00	0.00	0.43	0.57
8	9	0	0	0.73	0.61	2.68	SUFFICIENTE	0.50	0.47	0.00	0.03

Tab.24 – Ipotesi di minimo intervento per il miglioramento di una classe COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	f_T	f_A		Qualità $x_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$
1	1	0	0	0.00	0.00	2.00	BUONO	0.00	0.00	0.72	0.28
3	2	0.9	0	1.00	0.00	1.49	BUONO	0.00	0.00	0.11	0.89
2	3	0	0.9	1.00	0.50	1.92	BUONO	0.59	0.33	0.00	0.08
5	4	0.9	0.5	0.48	0.00	1.14	BUONO	0.00	0.00	0.08	0.92
4	5	0	0	0.48	0.38	1.97	BUONO	0.62	0.23	0.12	0.04
7	6	0.65	0	0.49	0.00	1.97	BUONO	0.00	0.00	0.28	0.72
6	7	0.75	0	0.49	0.66	1.98	BUONO	0.47	0.23	0.14	0.16
9	8	0.8	0	0.50	0.00	1.44	BUONO	0.00	0.00	0.27	0.73
8	9	0	0	0.50	0.48	1.99	BUONO	0.46	0.50	0.00	0.04

Tab.25 – Ipotesi di minimo intervento per il raggiungimento degli obiettivi della DQA COD (si veda la Fig.27 per la posizione dei tratti identificati)

Per il miglioramento di una classe per ogni tratto (Tab.24), sarebbero sufficienti trattamenti sugli scarichi di tutti i tratti tranne che su quelli del 4 (non sono presenti impianti i cui scarichi vengano recapitati sul tratto 2 e 8) e la rimozione di circa il 20% del carico diffuso in arrivo dal

Rio Torto di Roletto. Si può notare come i gradi di abbattimento richiesti non siano affatto spinti, se non per il Rio Torto di Roletto, per il quale servirebbe ridurre di circa l'84% l'apporto di COD. Ciò significa che il miglioramento auspicato è più che plausibile.

Per quanto riguarda il raggiungimento dello stato buono di tutti i tratti (*Tab.25*), sarebbe necessario, aumentare di molto il grado di rimozione dei carichi puntuali, giungendo a un abbattimento del 90% sugli affluenti Rio Torto di Roletto e Noce. Anche per i carichi diffusi sarebbe necessaria una rimozione del 90% sul tratto 2 (asta non trattata nel caso precedente) e del 50% sul Rio Torto di Roletto. In questo caso, non è previsto alcun tipo di trattamento per i tratti 1, 4 e 8, tutti appartenenti al Chisola.

L'applicazione del modello al caso studio, ne evidenzia l'utilità nella prioritizzazione degli interventi. Ha infatti permesso di giungere alla conclusione della necessità di azioni su entrambi i carichi e all'esclusione di interi tratti, vantaggio non da poco nel caso in cui i fondi da investire risultino limitati e sia necessario effettuare una scelta.

È bene far notare, inoltre, che non necessariamente gli interventi debbano essere effettuati in una volta sola. Il Quali-logico permette di considerare comunque pacchetti di operazioni successivi, applicabili in istanti differenti. Si è posta l'ipotesi di un unico pacchetto di interventi per avere una idea del grado di rimozione totale e dei provvedimenti da intraprendere.

Ad ognuna delle percentuali di abbattimento previste dal modello Quali-logico, corrisponderà nella realtà un intervento di riduzione di carico, quale potrebbe essere un tradizionale trattamento di depurazione tramite impianto, fasce tampone, fitodepurazione, riduzione della produzione di reflui, digestori etc.

Capitolo 5 – Interventi proposti

Per la realizzazione dei gradi di rimozione stimati dal Quali-logico, necessari al raggiungimento del miglioramento qualitativo di una classe per ogni tratto e degli obiettivi della DQA, si è ipotizzato di servirsi di impianti di fitodepurazione (approfondimento nel Cap.2) per il trattamento degli scarichi puntuali. Il PdG Po 2015 già prevede la realizzazione di fasce tampone e multifunzionali sul Rio Torto di Roletto, sul Lemina e sui tratti 2 e 4 del Chisola, che potrebbero agire sui carichi diffusi. Si è deciso quindi di porre maggiore attenzione agli interventi di tipo puntuale e ottenere i gradi di rimozione previsti dal Quali-logico per ogni tratto, intervenendo sui singoli scarichi.

Dato che la direttiva in materia di scarichi 91/271/CE determina che siano tutti sottoposti ad almeno un trattamento preliminare prima di essere recapitati in corpo idrico, per il bacino del Chisola, sono stati previsti interventi di tipo secondario e terziario sugli scarichi.

Dei 29 scarichi, infatti, 7 sono sottoposti a trattamenti preliminari/primari e il resto si divide in 20 secondari e 2 sottoposti a denitrificazione.

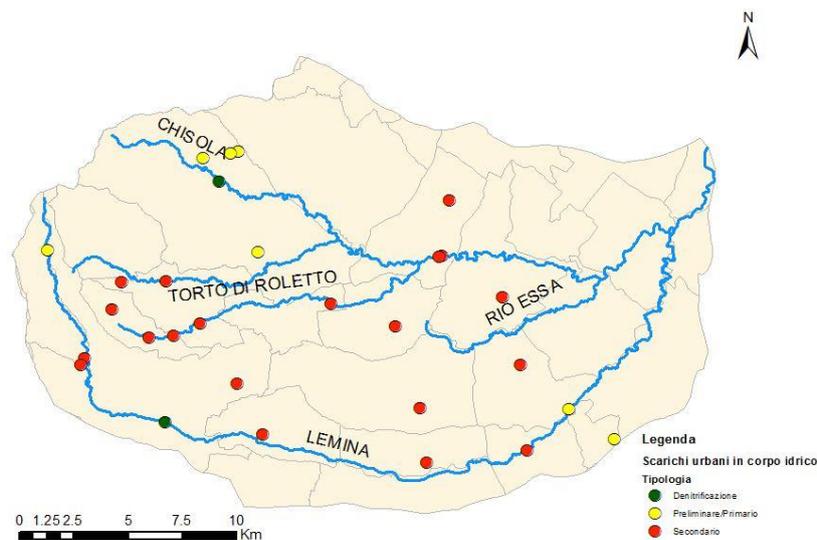


Fig. 35-Trattamenti attualmente effettuati sugli scarichi

Vista la situazione di partenza, si è optato per sistemi HF, a flusso sommerso orizzontale, per il trattamento di reflui da sottoporre a trattamento secondario e per sistemi FWS, a flusso libero, nel caso di trattamento terziario. Per il dimensionamento di massima, si è fatto riferimento al modello matematico di *Reed, Crites & Middlebrooks (1995)*, a coefficienti trovati in letteratura e ci si è avvalsi delle indicazioni fornite dall'azienda IRIDRA.

Per la progettazione e una iniziale stima dei costi degli impianti di tipo secondario, sono stati utilizzati i seguenti parametri:

Parametri	HF
Grado di rimozione	0.85
Area/A.E. (m ²)	3
n	0.40
y (m)	0.40
Prezzo (€/m ²)	200 per impianti fino a 1000 AE 150 per impianti fino a 2000 AE

Tab.26 – Parametri imposti per trattamenti di fitodepurazione secondari.

Dove:

-n: porosità del medium di riempimento;

y: profondità dell'acqua.

Negli interventi previsti per gli scarichi sottoposti solo a trattamento primario, è sufficiente un grado di rimozione del COD, pari all'85%, quindi è stata imposta una superficie di 3m²/AE, in linea con i valori medi utilizzati in Europa.

Per quanto riguarda invece i trattamenti di tipo terziario, i parametri utilizzati sono i seguenti:

Parametri	FWS
n	0.75
y (m)	0.40
Prezzo (€/m ²)	40

Tab.27 – Parametri imposti per trattamenti di fitodepurazione terziari.

Dove:

-n: porosità del medium di riempimento;

y: profondità dell'acqua.

Solitamente, nella pratica, per non avere aree di ingombro eccessive i FWS più diffusi sono caratterizzati da un tempo di ritenzione idrica tra le 12-24 h. In questo caso, dato che su alcuni scarichi ci si dovrebbe spingere fino a valori di rimozione pari all'87%, per raggiungere l'obiettivo è stato necessario imporre dei tempi di ritenzione idrica maggiori, ponendoli pari a:

HRT (d)	Grado di rimozione
1	0.5
3	0.75
5	0.87

Tab.28 – Tempi di ritenzione idraulica imposti per i trattamenti FWS per ottenere maggiori rendimenti.

Per ottenere i numeri in tabella, sono stati utilizzati dei valori indicativi forniti dalla letteratura, verificati poi tramite la formula di Reed:

$$\ln\left(\frac{C_i}{C_e}\right) = K_T * HRT$$

Dove:

HRT: tempo di ritenzione idraulica;

$K_T = K_R * \theta_R^{(T^w - 20)}$: costante cinetica alla temperatura T^w ;

T^w : temperatura del refluo nella zona umida, in questo caso posta pari a 5°C;

I valori di θ_R e K_R per $0 < T^w < 10^\circ\text{C}$, sono forniti dagli autori del metodo e per il BOD₅ sono rispettivamente pari a 1.06 e 1.104. Sono stati utilizzati questi coefficienti anche per il COD, per avere una stima di massima. La temperatura del refluo è stata posta pari a 5°C per portare avanti un approccio conservativo, che tenesse conto dell'influenza dei rigidi inverni piemontesi sulle efficienze di rimozione.

Per il posizionamento dei vari trattamenti, si è optato per delle soluzioni che dessero priorità agli scarichi più impattanti e che fossero le più economicamente convenienti. La stima dei costi è stata fatta senza considerare costi di gestione e accessori, poiché l'obiettivo è quello di fare una valutazione di massima degli interventi applicabili.

5.1 Miglioramento di una classe

Le acque del bacino considerato, in particolare quelle del torrente Chisola, risultano di qualità scarsa e scadente da lunghi periodi di tempo, per cui ottenere il miglioramento di una classe ecologica per tratto, sarebbe già considerabile come un ottimo traguardo e un primo passo verso il raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro.

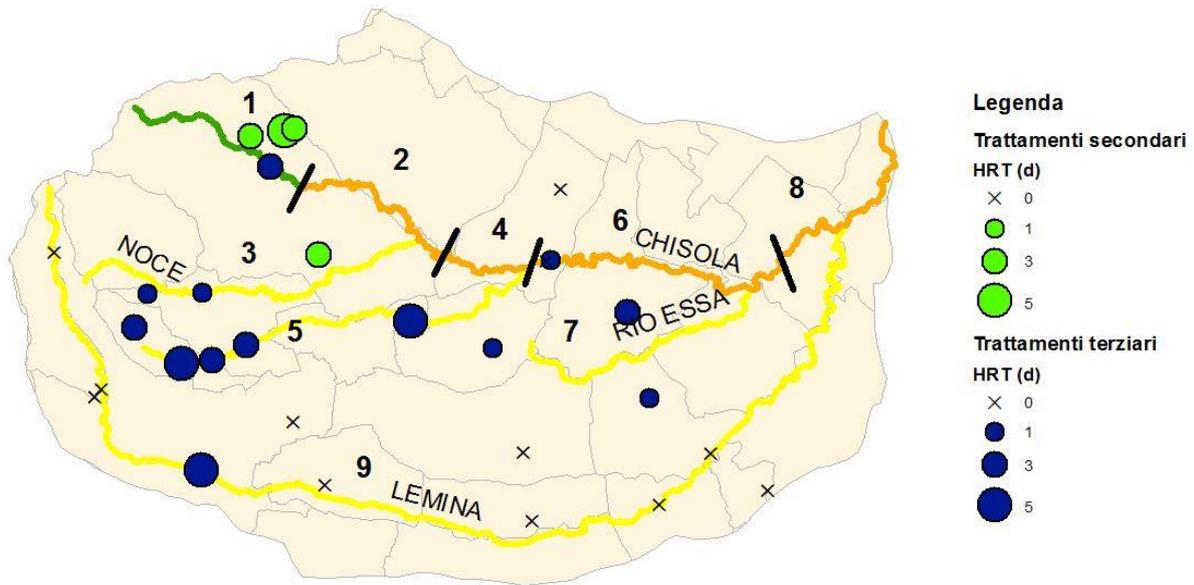


Fig.36- Interventi di fitodepurazione ipotizzati per il miglioramento di una classe

Come rappresentato in Fig.36, su 17 dei 29 scarichi, sarebbe necessario un ulteriore trattamento rispetto a quello attuale. In particolare, sono previsti 4 trattamenti secondari, tutti collocati nel comune di Cumiana e che interessano il primo tratto del Chisola e il suo affluente Noce. I tempi di ritenzione previsti sono di 2.5d per gli scarichi più piccoli e di 5d per quello più grande.

Dei 13 trattamenti terziari, 5 prevedono un HRT=3d e 3 un HRT=5d e sono richiesti dagli scarichi più impattanti. La maggior parte dei trattamenti FWS richiesti, si concentra sul Rio Torto di Roletto (tratto 5).

In Tab.29 si riportano le superfici e i costi stimati:

	Superficie (m²)	Costo (€)
Trattamento secondario	2 094	418 800
Trattamento terziario	571 195	22 847 800
Totale trattamenti	573 289	23 266 600

Tab.29-Superfici e costi stimati per gli interventi di miglioramento di una classe

Successivamente all'ipotesi di applicazione di questi interventi, si è proceduto nuovamente all'applicazione del Quali-logico, osservando i seguenti risultati:

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	Qualità $x_{k+1}(i)$	$\alpha_{k+1}^T(i)$	$\alpha_{k+1}^A(i)$	$\alpha_{k+1}^P(i)$	$\alpha_{k+1}^D(i)$

1	1	0.77	0	0.71	ELEVATO	0.00	0.00	0.20	0.80
3	2	0.6	0	1.49	BUONO	0.00	0.00	0.11	0.89
2	3	0	0	2.63	SUFFICIENTE	0.15	0.24	0.00	0.61
5	4	0.84	0.2	1.83	BUONO	0.00	0.00	0.08	0.92
4	5	0	0	2.68	SUFFICIENTE	0.62	0.27	0.09	0.03
7	6	0.68	0	1.93	BUONO	0.00	0.00	0.26	0.74
6	7	0.48	0	2.60	SUFFICIENTE	0.49	0.17	0.22	0.12
9	8	0.56	0	1.91	BUONO	0.00	0.00	0.45	0.55
8	9	0	0	2.60	SUFFICIENTE	0.46	0.51	0.00	0.03

Tab.30- Applicazione del Quali-logico post-interventi di fitodepurazione

I risultati sono leggermente diversi da quelli ottenuti con l'applicazione precedente del Quali-logico in Tab.23, risultando addirittura migliori per i tratti 6 e 9. È bene notare che comunque si prevede l'aggiunta del trattamento di circa il 20% del carico diffuso sul Rio Torto di Roletto, già previsto dal PdG Po 2015.

5.2 Raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro Acque

La realizzazione dello stato buono di tutte le acque del bacino, richiederebbe ovviamente un maggior numero di interventi e di conseguenza di superfici occupate e costi.

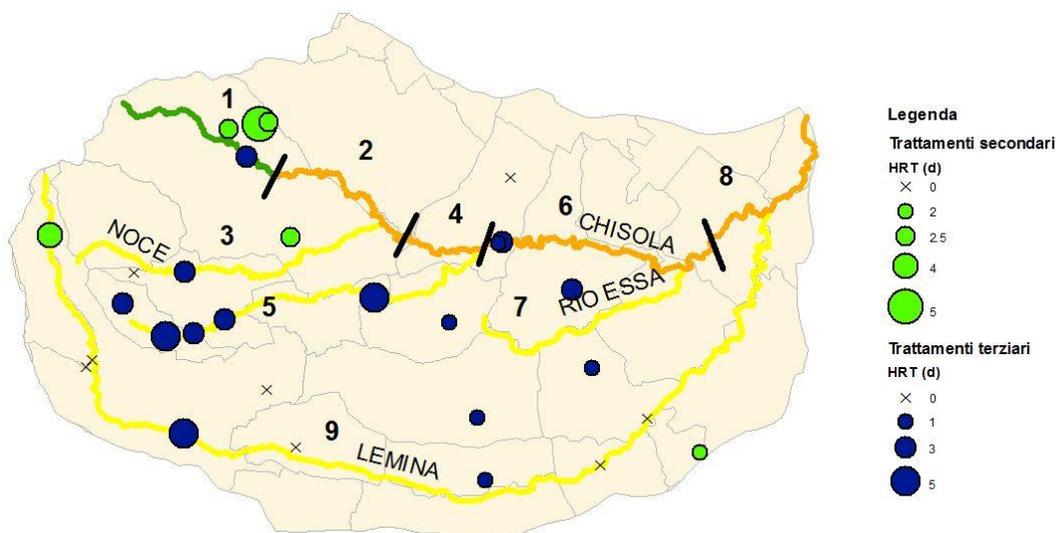


Fig.37- Interventi di fitodepurazione ipotizzati per il raggiungimento dello stato buono

In questo caso, su 21 dei 29 scarichi, sarebbe necessario un ulteriore trattamento. In particolare, sono previsti 6 trattamenti secondari, collocati tra il comune di Cumiana e Pinerolo e che interessano il primo tratto del Chisola e i suoi affluenti Noce e Lemina. I tempi di ritenzione previsti variano tra i 2 e i 5 giorni.

Dei 15 trattamenti terziari, 7 prevedono un HRT=3d e 3 un HRT=5d e sono richiesti dagli scarichi più impattanti. I trattamenti FWS in questo caso risultano sparsi su tutto il bacino.

In *Tab.31* si riportano le superfici e i costi stimati:

	Superficie (m²)	Costo (€)
Trattamento secondario	11 094	1 768 800
Trattamento terziario	641 451	25 658 066
Totale trattamenti	652 545	27 426 866

Tab.31-Superfici e costi stimati per gli interventi necessari al raggiungimento della DQA

Rispetto al caso precedente, i costi dei trattamenti terziari sono pressoché gli stessi, mentre per i secondari si raggiungono numeri superiori di quattro volte; questo perché il costo al m² dei trattamenti secondari è di gran lunga superiore rispetto ai terziari.

Successivamente all'ipotesi di applicazione di questi interventi, si è proceduto nuovamente all'applicazione del Quali-logico, osservando i seguenti risultati:

Identificatore	Ordine di spazzamento	η_P	η_D	Qualità $x_{k+1}(i)$		$\alpha^T_{k+1}(i)$	$\alpha^A_{k+1}(i)$	$\alpha^P_{k+1}(i)$	$\alpha^D_{k+1}(i)$
1	1	0.77	0	0.90	ELEVATO	0.00	0.00	0.37	0.63
2	3	0	0.55	1.96	BUONO	0.26	0.38	0.00	0.37
3	2	0.76	0	1.73	BUONO	0.00	0.00	0.23	0.77
4	5	0	0	1.97	BUONO	0.63	0.22	0.12	0.04
5	4	0.84	0.55	1.09	BUONO	0.00	0.00	0.13	0.87
6	7	0.74	0	1.99	BUONO	0.47	0.23	0.14	0.16
7	6	0.68	0	1.93	BUONO	0.00	0.00	0.26	0.74
8	9	0	0	1.99	BUONO	0.46	0.50	0.00	0.04
9	8	0.8	0	1.44	BUONO	0.00	0.00	0.27	0.73

Tab.32- Applicazione del Quali-logico post-interventi di fitodepurazione

Il Quali-logico ottenuto è differente rispetto all'applicazione proposta nel paragrafo di applicazione dell'algoritmo. Sono previsti infatti interventi sul tratto 1, e percentuali di rimozione diffusa inferiori. Si è deciso di procedere in questa maniera poiché il miglioramento di una classe del primo tratto, comporta grandi benefici su tutta la rete, permettendo una

riduzione globale degli interventi. Anche in questo caso sono previsti interventi sui carichi diffusi, già elencati nel PdG Po 2015.

Conclusioni

Questo studio ha cercato di rispondere alla domanda principale posta dalla Direttiva 2000/60/CE: “Quali sono gli interventi necessari all’impedimento del deterioramento e al miglioramento della qualità della risorsa idrica?”. A tal fine è stato applicato sul bacino del Chisola, un modello di indagine semplificato, non ancora molto conosciuto, per valutarne l’efficacia.

Dal lavoro effettuato, è apparso evidente che la presenza antropica sul territorio comporta un importante deterioramento della risorsa idrica. In particolare, il gran numero di allevamenti, l’utilizzo agricolo dei reflui zootecnici e gli scarichi di acque reflue urbane, sono i fattori di maggior impatto e hanno pressoché tutti lo stesso peso sulla qualità del reticolo idrografico superficiale. Vi si aggiungono le alterazioni morfologiche degli alvei di torrenti e fiumi, che al momento sono considerabili come problematiche su cui non c’è urgenza di intervenire. Nonostante parte del bacino sia elencata tra le Zone Vulnerabili ai Nitrati, il parametro riscontrato in maggiori quantità è il COD, causa di una riduzione di ossigenazione delle acque e quindi un deterioramento della loro qualità.

L’utilizzo del modello “Quali-logico” per il bacino del Chisola, ha permesso di comprendere a quali corpi idrici dare la precedenza per ottenere un miglioramento globale della qualità della risorsa idrica. Attualmente non è presente tra gli strumenti di pianificazione un modello di facile applicazione che permetta di identificare priorità nell’effettuazione degli interventi e quindi nell’utilizzo di fondi. Nel caso specifico, è stato riscontrato che un’azione mirata sul torrente principale, non sarebbe sufficiente. Fondamentali infatti sono i contributi inquinanti dei principali affluenti Lemina, Noce e Rio Torto di Roletto. Agendo contemporaneamente sul torrente principale e sui suoi tributari, si avrebbe la possibilità concreta di ottenere uno stato ecologico buono per tutte le acque. Questo obiettivo potrebbe essere raggiunto tramite soluzioni *natural-based*, più precisamente la fitodepurazione per i carichi puntuali e la realizzazione di fasce fluviali per quelli diffusi (già previsti dalle Autorità di Bacino). L’affinamento dei trattamenti già effettuati sugli scarichi, attraverso la depurazione naturale, potrebbe ottenere i risultati sperati, portando con sé molti benefici accessori, tra cui un aumento della ricchezza di flora e fauna, rinvigorismento degli ecosistemi e un incremento della biodiversità. L’applicazione della fitodepurazione, potrebbe inoltre incentivare uno sviluppo turistico eco-sostenibile, come già riscontrato in altre regioni italiane e nel resto del mondo, incrementando le possibilità future di applicazione.

Nella consultazione dello studio, è necessario tenere presente che la ricerca si è avvalsa di dati aggiornati al 2015, poiché gli unici disponibili e verificati, dunque, nel frattempo la situazione di partenza potrebbe aver riportato dei miglioramenti che potranno essere registrati solamente dal successivo ciclo di monitoraggio. I risultati relativi agli interventi proposti, in aggiunta, si basano su dati stimati, quindi per ottenere maggiori gradi di precisione, sarebbero necessarie campagne di approfondimento in situ, per la componente agricola e raccogliere i dati effettivi agli scarichi, richiedendoli ai singoli proprietari, per i reflui urbani. Questa ricerca ha inoltre dovuto scontrarsi con i limiti presentati dal “Quali-logico”, il quale, nonostante si sia mostrato uno strumento indispensabile alla definizione della priorità di intervento e nella determinazione dei contributi delle diverse fonti inquinanti sulla qualità delle acque, sovrastima la necessità di trattamento, trascurando l’interazione tra i differenti composti inquinanti e le variazioni di parametri come la portata delle acque. Prendendo ad esempio la fitodepurazione, scelta per intervenire sui carichi puntuali, questa agisce non solo sul COD, ma in contemporanea su BOD₅, solidi sospesi totali, azoto totale e fosforo totale. Ciò significa che molto probabilmente sarebbero sufficienti anche interventi meno spinti di quelli previsti, per ottenere i risultati descritti.

Una raccomandazione per ulteriori ricerche future, potrebbe essere quella di affinare lo strumento del “Quali-logico”, per renderlo più sensibile alla variazione di un maggior numero di parametri e realizzare uno studio di fattibilità per gli interventi proposti all’interno di questo lavoro, indagando sulla disponibilità dei gestori degli impianti all’utilizzo di soluzioni *natural-based* e in caso di risultato positivo, valutarne l’effettiva efficacia.

Bibliografia

- [1] Barton, D.N., Kelemen, E., Dick, J., Martin-Lopez, B., Gómez-Baggethun, E., Jacobs, S., Hendriks, C.M.A., Termansen, M., García-Llorente, M., Primmer, E., ... Masi, F., ... and Dunford, R., 2017. (Dis) integrated valuation—Assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. *Ecosystem Services*.
- [2] Bassanino M., Sacco D. Zavattaro L., Grignani C. 2011, *Nutrient balance as a sustainability indicator of different agro-environments in Italy*. *Ecological Indicators* 11 (2011) 715–723
- [3] Bialowiec, A.; Davies, L.; Albuquerque, A.; Randerson, P.F., 2012, *The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface horizontal flow*. *Ecol. Eng.* 2012, 40, 44–52.
- [4] Biederman Joel Aaron, 1999, *Temperature and plant effects on secondary wastewater treatment in model constructed wetlands*.
- [5] Chen, H. *Wetlands* (2011) 31: 805. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0186-3>
- [6] Connor Richard, Uhlenbrook Stefan, Koncagül Engin e Cordeiro Ortigara Angela Renata, 2017, *Rapporto mondiale delle Nazioni Unite sullo sviluppo delle risorse idriche 2017*.
- [7] Denny, P., 1997. *Implementation of constructed wetlands in developing countries*. *Wat. Sci. Tech.* 35, 27–34.
- [8] Dotro Gabriela, Langergraber Günter, Molle Pascal, Nivala Jaime, Puigagut Jaume, Stein Otto, von Sperling Marcos, *Biological Wastewater Treatment Series (Volume 7)*, IWA Publishing, 2017
- [9] Dunford, R., Harrison, P., Smith, A., Dick, J., Barton, D.N., Martin-Lopez, B., Kelemen, E., Jacobs, S., Saarikoski, H., Turkelboom, F., Verheyden, W., ..., Conte, G., ..., and Yli-Pelkonen V. 2017. Integrating methods for ecosystem service assessment: experiences from real world situations. *Ecosystem Services*.
- [10] Gauss, Martin. 2008. *Constructed wetlands: a promising wastewater treatment system for small localities - experiences from Latin America (English)*. Water and Sanitation Program. Washington, DC: World Bank.
<http://documents.worldbank.org/curated/en/224061468046774032/Constructed-wetlands-a-promising-wastewater-treatment-system-for-small-localities-experiences-from-Latin-America>
- [11] Ghermandi A., Fichtman Edna, 2015, *Cultural ecosystem services of multifunctional constructed treatment wetlands and waste stabilization ponds: Time to enter the mainstream?* *Ecological Engineering* 2015, 84, 615-623.
- [12] Gorito Ana M., Ribeiro Ana R., Almeida C.M.R., Silva Adrián M.T., 2017, *A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation*. *Environmental Pollution* 2017 227, 428-443
- [13] Hristina Bodin, 2013, *Wastewater treatment in constructed wetlands: Effects of vegetation, hydraulics and data analysis methods*. Linköping Studies in Science and Technology 2013, Dissertation No. 1509
- [14] Hsu, C.B., Hsieh, H.L., Yang, L., Wu, S.H., Chang, J.S., Hsiao, S.C., et al., 2011. *Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment*. *Ecol. Eng.* 37 (10) 1533–1545.
- [15] Kadlec RH, Reddy KR., 2001, *Temperature effects in treatment wetlands*. *Water Environ Res.* 2001 Sep-Oct;73(5):543-57.
- [16] Kantawanichkul Suwasa, 2011, *Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control*. IWA Newsletter No. 39

- [17] Kinsley C., Crola A., Rode J., Zytner R., 2014, *A Hybrid Constructed Wetland System for Decentralized Wastewater Treatment*.
- [18] Kivaisi Amelia K., 2001. *The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review*. *Ecological Engineering* 16 (2001) 545-560
- [19] Knight, R.L.; Kadlec, R.H.; Ohlendorf, H.M., 1999, The use of treatment wetlands for petroleum industry effluents. *Environ. Sci. Technol.* 1999, 33, 973–980.
- [20] Lavrnic' Stevo and Mancini Maurizio L., 2016, *Can constructed wetlands treat wastewater for reuse in agriculture? Review of guidelines and examples in South Europe*. *Water Science & Technology* 73(11) 2616-2626
- [21] Liqueste, C., Udias, A., Conte, G., Grizzetti, B. and Masi, F., 2016. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. *Ecosystem Services*, 22, pp.392-401.
- [22] Masi F. (2008) *Enhanced Denitrification by a Hybrid HF-FWS Constructed Wetland in a Large-Scale Wastewater Treatment Plant*. In: Vymazal J. (eds) *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. Springer, Dordrecht
- [23] Masi F., Bresciani R., Rizzo A., Conte G. Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*. Volume 98, January 2017, Pages 427–438
- [24] Masi, F., Bresciani, R., Martinuzzi, N., Cigarini, G. and Rizzo, A., 2017. Large scale application of French reed beds: municipal wastewater treatment for a 20,000 inhabitants town in Moldova. *Water Science and Technology*, 76, 1, 68-78, 2017.
- [25] Merino-Solis María L., Villegas Edgardo, de Anda José and López-López Alberto, 2015, *The Effect of the Hydraulic Retention Time on the Performance of an Ecological Wastewater Treatment System: An Anaerobic Filter with a Constructed Wetland*. *Water* 2015, 7, 1149-1163
- [26] Metcalf and Eddy, Inc. (1991) *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc., Singapore.
- [27] Morvannou, A., Forquet, N., Michel, S., Troesch, S. and Molle, P., 2015. Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*, 71(9), pp.1333-1339.
- [28] Nardini A., 2002, *Un modello Quali-logico della qualita' dell'acqua in una rete fluviale ideale per autorita' d'ambito ed altri enti territoriali*. *Ingegneria Ambientale* N.2, 2002 (CIPA Ed. Milano)
- [29] Palombo A., Zampilloni S., Sacchetta C., Ricci P., Pistoni S., Maggi G., Battaglini A., 2011, *Caratteristiche tecniche degli impianti di fitodepurazione, degli impianti a servizio di installazioni, di insediamenti ed edifici isolati minori di 50 abitanti equivalenti e degli impianti per il trattamento dei reflui di agglomerati minori di 2.000 abitanti equivalenti*.
- [30] Paola Verlicchi, Elena Zambello, 2014, *How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review*. *Science of the Total Environment* 470–471 (2014) 1281–1306
- [31] Reynaud, A., Lanzanova, D., Liqueste, C. and Grizzetti, B., 2017. Going green? Ex-post valuation of a multipurpose water infrastructure in Northern Italy. *Ecosystem services*, 27, pp.70-81.
- [32] Robert H. Kadlec and Scott D. Wallace, 2009, *Second edition treatment wetlands* © 2009 by Taylor & Francis Group, LLC
- [33] Rossi G. 2003, *Constructed wetlands: application and prospects- Atti del Convegno Volterra (PI) 17-19 giugno 2003*.

- [34] Shelef Oren, Gross Amit, Rachmilevitch Shimon, 2013, *Role of Plants in a Constructed Wetland: Current and New Perspectives*. Water 2013, 5, 405-419
- [35] Steer David, Lauchlan Fraser, Boddy James, Seibert Beth, 2002, *Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent*. Ecological Engineering Volume 18, Issue 4, 1 March 2002, Pages 429-440
- [36] Stefanakis, A., Akrotos, C.S. and Tsihrintzis, V.A., 2014. Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. Newnes.
- [37] Tanner, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* 2001, 44, 9–17.
- [38] Tran Micheal, Koncagul Engin and Connor Richard, 2016, “Rapporto 2016 delle Nazioni Unite sullo sviluppo delle risorse idriche mondiali”
- [39] Valmaggia A., Rigatelli S., Paludi G. 2015, *Piano Paesaggistico Regionale (Piemonte)*.
- [40] Vymazal J., 2005, *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*. Ecological Engineering 25 (2005) 478–490
- [41] Vymazal, J.; Kröpfelová, L., 2008, *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008. *watershed scale*. Front. Ecol. Environ. 1, 65–72.
- [42] Vymazal J., 2010, *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Water 2010, 2, 530-549
- [43] Wu Shubiao, Carvalho Pedro N., Müller Jochen A., Remony Manoj Valsa, Dong Renjie, 2016, *Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators*. Science of the Total Environment 541 (2016) 8–22
- [44] Zedler, J.B., 2003. *Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale*. Front. Ecol. Environ. 1, 65–72.
- [45] Zidan Abdel Razik A., El-Gamal Mahmoud M., Rashed Ahmed Ali, El-Hady Eid Mohamed Ahmed Abd, 2015, *Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage)*. Water Science 29 (2015) 26–35

Siti consultati

- [46] <http://pianoacque.adbpo.it/piano-di-gestione-2015/> Autorità di Bacino del Po, *Piano di gestione del Po 2015*
- [47] <http://relazione.ambiente.piemonte.gov.it/2017/it> *Relazione dello stato sull'ambiente Piemonte 2017*
- [48] <http://sistemavenezia.regione.veneto.it/content/progetto-integrato-fusina> Regione Veneto, *Progetto Integrato Fusina*
- [49] http://www.adigeuganeo.it/area-umida-di-ca--di-mezzo_573c76.html Consorzio di Bonifica ADIGE EUGANEO *Area umida di Ca' di Mezzo*
- [50] <http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/acqua/acque-sotterranee/documentazione-e-dati-ambientali> ARPA, *Documentazione e dati ambientali*
- [51] <http://www.cittametropolitana.torino.it/cms/ambiente/risorse-idriche/autorizzazioni-rilasciate> Regione Piemonte, *Risorse idriche - Autorizzazioni rilasciate*.
- [52] <http://www.direttivaacque.minambiente.it/> Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, *Attuazione Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE*.
- [53] <http://www.geoportale.piemonte.it/geocatalogorp/> Geoportale Piemonte

- [54] <http://www.globalwettech.com/en/references/ref-municipal/item/14-jesi-municipal-wwtp-tertiary-treatment.html> Global Wetland Technology, *Jesi Municipal WWTP Tertiary Treatment*
- [55] <http://www.iridra.eu/es/> IRIDRA, *Fitodepurazione*
- [56] http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/Manuale_81_2012.pdf ISPRA, *Guida tecnica per la progettazione e gestione dei sistemi di fitodepurazione per il trattamento delle acque reflue urbane*
- [57] <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/acqua/direttiva-quadro-acque-2000-60-ce> ISPRA, *La nuova legislazione e tutela delle acque*
- [58] http://www.istat.it/it/files/2017/03/Focus_acque.pdf?title=Le+statistiche+dell%27Istat+sull%27acqua+-+22%2Fmar%2F2017+-+Testo+integrale+e+nota+metodologica.pdf ISTAT, *Statistiche Istat per la giornata mondiale dell'acqua (2017)*
- [59] <http://www.istat.it/it/piemonte> ISTAT, *Dati statistici della Regione Piemonte*
- [60] <http://www.legambientepiove.it/oasi-c%3%A0-di-mezzo.html> Legambiente, *Oasi Ca' di Mezzo*
- [61] <http://www.minambiente.it/pagina/piano-dazione-nazionale-pan-luso-sostenibile-dei-prodotti-fitosanitari> Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, *Piano d'azione nazionale (pan) per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari*
- [62] http://www.oppo.it/normative/dl_152-99/dl152-99_all-5.htm Oppo, *Decreto Legislativo Acque n. 152 del 11/05/99, Allegato V*
- [63] http://www.regione.piemonte.it/agri/politiche_agricole/dirett_nitrati/index.htm Regione Piemonte, *Applicazione della direttiva Nitrati*
- [64] <http://www.regione.piemonte.it/ambiente/acqua/pianoTAcque.htm> Regione Piemonte, *Piano di Tutela delle Acque della Regione Piemonte (2007) e allegati tecnici*
- [65] <http://www.regione.piemonte.it/siriw/cartografia/mappa.do;jsessionid=9AC9122CCA14EE7CC46EBD08E8C6ACB8.part212node11> Sistema informativo risorse idriche Piemonte
- [66] http://www.sintai.sinanet.apat.it/normativa/2000_60_CE.pdf SINTAI, *Direttiva 2000/60/CE*
- [67] <http://www.sistemapiemonte.it/cms/privati/agricoltura/servizi/339-anagrafe-agricola-unica-del-piemonte-2> Anagrafe agricola regione Piemonte
- [68] <http://www.sistemapiemonte.it/cms/privati/territorio/servizi/526-sistema-informativo-forestale-regionale> Sistema Informativo Forestale Regionale Piemonte (SIFOR)
- [69] <http://www.sistemapiemonte.it/serviziosita/> Sistema Informativo Territoriale Ambientale Diffuso Piemonte
- [70] https://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/temi-ambientali/acqua/indicatori-online-acqua?b_start:int=40 ARPA, *Indicatori qualità delle Acque*
<https://www.regione.veneto.it/web/ambiente-e-territorio/progetto-integrato-fusina> Regione Veneto, *Progetto Integrato Fusina*

Ringraziamenti

Ringrazio il Professor Boano, che molto pazientemente mi ha seguito in questo lavoro, dimostrandosi sempre disponibilissimo a rispondere alle mie domande e a indirizzarmi nella giusta direzione.

Ringrazio gli Ingegneri Anacleto Rizzo e Giulio Conte, che nonostante le loro giornate impegnate, si sono dimostrati sempre entusiasti nell'aiutarmi e nel fornire materiale.

Ringrazio gli uffici della Regione e in particolare il Dott. Mancin, la Dott.ssa Lanfranco, il Dott. Lastella e la Dott.ssa Bassanino, senza l'aiuto dei quali, questo lavoro di tesi non avrebbe potuto essere effettuato.

La responsabilità di eventuali errori o imprecisioni resta comunque la mia.

Ringrazio i miei compagni di avventura a Torino, che hanno reso i periodi d'esame meno pesanti. Ci siamo ritrovati qui, accomunati dall'esserci voluti allontanare dai nostri luoghi di origine e ci siamo dati forza quando questa scelta è sembrata più dura di quanto ci saremmo aspettati.

Ringrazio gli amici lontani, che tra un messaggio e l'altro sono sempre riusciti a essere presenti e ad alleggerire le mie giornate.

Ringrazio te, Danilo, che mi dimostri ogni giorno con il tuo esempio che con l'impegno costante si può rimediare ai propri errori e superare i propri limiti. Grazie, perché sei la prova vivente che la lontananza non conta assolutamente nulla quando l'affetto è sincero.

Ringrazio te, Luca, mio fratello, che fai parte delle ragioni che mi hanno resa quella che sono. Non parliamo spesso e di alti e bassi ne abbiamo visti tanti, ma ogni volta che guardo quegli occhi un po' burberi e irrequieti, vedo tutto l'amore con cui mi hai sempre custodito.

E infine ringrazio te, mamma, a cui spetterebbe tutto il merito di questo traguardo. Sei l'esempio di madre e di donna che vorrei diventare. Neanche in tutti i momenti in cui la vita ti ha buttato a terra, ci hai mostrato paure o egoismi. Ci hai sempre messo davanti al tuo stesso benessere, sacrificando te stessa. Mi hai portato fin qui e ancora non mi capacito di come ci sei riuscita.