

**Depurazione e qualità delle acque: metodologia di analisi e
considerazioni sull'adeguatezza delle disposizioni legislative**

**Urban waste management: methodology and some considerations about national and
communitary laws**

Ing. Federica Fratini

Tutor: Dott. Attilio Colagrossi

PRESENTAZIONE

Il Decreto Legislativo 152/06 ha introdotto innovazioni concettuali e metodologiche nell'ambito della gestione della risorsa idrica, attribuendo importanza agli strumenti di conoscenza per la pianificazione degli interventi e la verifica della loro efficacia (art. 3), attraverso l'acquisizione di dati ed informazioni relativi alle pressioni ed allo stato di qualità delle acque sul territorio nazionale.²⁰

A tale scopo i successivi Decreti attuativi del Decreto Legislativo 152/99 (D.M. n. 198 del 19/09/2002 ed il D.M. n. 152 del 09/08/2003) hanno indicato le "Modalità di trasmissione delle informazioni sullo stato di qualità dei corpi idrici e sulla classificazione delle acque", assegnando all'APAT (Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici) il ruolo di

"recettore delle informazioni e di istituzione competente per la validazione e l'elaborazione degli stessi al fine della loro trasmissione al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio".²⁰

In proposito l'APAT ha realizzato e posto in opera il sistema informativo SINTAI (Sistema Informativo per la Tutela delle Acque in Italia: <http://www.sintai.sinanet.apat.it>) per la trasmissione e la gestione dei dati, che risponde alle richieste dei Decreti Ministeriali riguardo l'esigenza di una guida tecnica alla compilazione delle schede, agevolando anche l'attività di reporting delle Regioni e delle ARPA/ARPA (Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente); oltre ad essere un utile contributo per l'attuazione della Direttiva 2000/60/CE, i cui obblighi di reporting si stanno approfondendo a livello comunitario, al fine di realizzare il previsto sistema informativo comunitario sulle acque Water Information System for Europe (WISE: <http://water.europa.eu>).

La presente tesi di stage si inserisce nel contesto descritto valutando in maniera critica la consistenza dei dati di monitoraggio dei reflui chiarificati, ai sensi dell'allegato del D. Lgs 152/06, afferenti in un corpo idrico superficiale, quale bacino ricettore; considerando che lo stato di qualità di quest'ultimo, ai sensi dello stesso decreto legislativo, è valutato da molti più parametri ed in un arco temporale che prevede un set di dati da analizzare, rispetto al valore puntuale annuale fornito per gli effluenti chiarificati degli impianti di trattamento reflui civili.

¹ APAT, 35/2005 A. Colagrossi.

SOMMARIO

L'attuazione della Direttiva 2000/60/CE e del D.Lgs. 152/99 in merito alle "Disposizioni sulla tutela dell'acqua dall'inquinamento" prevede la trasmissione dei dati di qualità dei reflui civili chiarificati ai Ministeri interessati ed al Ministero dell'Ambiente, per l'invio alla Commissione europea; previa elaborazione degli stessi nell'ambito del Sistema Informativo Nazionale Ambientale da parte dell'APAT.

La questione che si pone è relativa alla logica della scelta dei dati che l'APAT deve fornire, in conformità con la normativa, di tutti quelli che le Regioni, attraverso le ARPA, monitorano e dispongono. Il D.Lgs 152/99, in particolare il D.Lgs n. 258 del 18 agosto 2000 recante "Disposizioni correttive ed integrative del D. Lgs. 152/99", definisce sia i limiti di emissione degli scarichi di reflui civili (Allegato 5), e conseguentemente i parametri da considerare in tal senso, sia i dati necessari per la classificazione dei fiumi (Allegato 1), che allo stato attuale non coincidono del tutto con i primi e vengono trasmessi in modo disomogeneo.

L'obiettivo della presente tesi è la valutazione critica dei parametri chimici, fisici e microbiologici dei reflui civili campionati al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui, ai sensi del D.Lgs. n. 258, e trasmessi al Ministero dell'Ambiente. Pertanto l'attenzione è stata focalizzata sull'individuazione della possibile incongruenza tra le caratteristiche di monitoraggio (numero e frequenza) dei parametri di controllo dei reflui civili e quelle dei fattori necessari per definire lo stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali (soprattutto fiumi) in cui i primi vengono scaricati, considerando che sono regolati dalla stessa normativa.

La sperimentazione è stata condotta sui parametri di monitoraggio dei corpi idrici superficiali della regione Umbria, forniti dall'ARPA per l'anno 2004, e quelli misurati al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui presenti nella suddetta regione e forniti dall'APAT.

E' stata messa a punto una metodologia di analisi dei parametri di qualità degli scarichi di reflui civili trattati, che la normativa impone di monitorare e valutare in relazione a prefissati limiti di emissione, funzione dell'entità dell'agglomerato. Tale metodologia è basata sul raffronto dei valori dei parametri misurati al punto di scarico dei reflui, quali BOD₅, COD, Solidi Sospesi, Fosforo totale, Azoto totale, ed i corrispondenti valori dei parametri del bacino ricettore interessato dallo scarico, in numero molto maggiore. Tra questi vi è anche l'ossigeno disciolto, il cui consumo è influenzato dai fattori sopra

elencati. Pertanto una sua correlazione con i suddetti parametri permette di spiegare concentrazioni anomale degli stessi. Nella fase di studio sono stati considerati soltanto i corpi idrici superficiali interessati dallo scarico di acque reflue chiarificate, al fine di un loro confronto obiettivo, reso possibile dall'utilizzo del software ArcMap. Quest'ultimo è un programma GIS che permette l'individuazione della posizione reciproca delle stazioni di monitoraggio dei reflui chiarificati e del fiume, rispettivamente poste al punto di scarico degli impianti e al centro dell'asta fluviale. I dati dei reflui si rilevano con cadenza annuale, nel caso specifico sono riferiti al 31 Dicembre 2004, mentre i dati di monitoraggio dei fiumi vengono determinati giornalmente o mensilmente e per diversi anni. Pertanto i dati ARPA che sono stati selezionati per il confronto analitico sono solo quelli del 31 dicembre o del mese di dicembre.

Al termine della sperimentazione si è notato che, indipendentemente dal rispetto dei limiti di emissione, lo scarico dei reflui influenza la qualità del corpo idrico superficiale di ricezione. Un'integrazione dei parametri di controllo dei reflui con quelli di monitoraggio della qualità del bacino ricettore permette una più ampia valutazione dell'incidenza dell'immissione di un refluo chiarificato in un corpo idrico superficiale, al di là del rispetto dei limiti di emissione definiti dalla normativa. In particolare la misura dell'ossigeno disciolto, che può essere effettuata direttamente "in situ" con l'ausilio di specifiche sonde ed in un tempo relativamente breve, permette di spiegare valori di concentrazioni anomale dei parametri dei reflui e di individuare la presenza di eventuali fonti di contaminazione manifeste. Questo perché l'ossigeno disciolto è un indice indiretto dello stato di salute del fiume in relazione al quale si può valutare l'andamento di molti altri parametri da cui esso dipende e che sono quelli normalmente determinati per la valutazione delle caratteristiche di un refluo. Un confronto con l'ossigeno disciolto consente di valutare direttamente eventuali effetti di deossigenazione correlati alle caratteristiche del refluo immesso nel fiume, nonché all'incidenza reale del carico organico del refluo chiarificato. Questo perché l'effetto diretto e più vistoso dell'inquinamento organico è "l'anossia delle acque", cioè l'impovertimento di ossigeno a causa dei fenomeni di biodegradazione batterica che si instaurano e tutti i fenomeni ad esso collegati, oltre alle conseguenze sul biota, o organismi viventi presenti nell'ecosistema considerato.²

Un altro parametro "indice", oltre all'ossigeno disciolto, da valutare e correlare ai fattori monitorati al punto di scarico dei reflui, è l'*Escherichia coli*. Si tratta di microrganismi di origine oro-fecole presenti nell'intestino umano ed animale, la cui presenza in un fiume dà indicazione di una contaminazione da reflui civili.

Pertanto si evidenzia che i soli dati annuali di COD, BOD₅, Solidi Sospesi, Azoto totale, Fosforo totale dei reflui civili, da confrontare con i limiti normativi, non danno indicazioni sulle caratteristiche proprie del refluo stesso, sui meccanismi di degradazione e sull'impatto che il suo sversamento ha sul fiume, ma ciò è possibile attraverso un loro confronto con l'ossigeno disciolto ed eventualmente anche con l'Escherichia Coli.

² R. Vismara, 1995, Inquinamento e protezione delle acque, pp. 323

ABSTRACT

The implementation of European Directive 2000/60 and Legislative Decree 152/99, about “Disposition on water protection from pollution”, predicts quality data transmission of treated wastewater to Environmental and others ministries, to send them, after data elaboration by APAT Environmental and National Information System, to European Commission. The question is about the data choice that APAT must transmit to Ministries. These data come from ARPA data base of each Italian region, which collects them through river monitoring, according to regulation. The Legislative Decree 152/99, in particular the Legislative Decree n. 258 of year 2000, “Corrective and integrative dispositions of Legislative Decree 152/99”, defines both wastewater emission limits (Attached 5) and data for river quality classification (Attached 1). However the last one are more than the firsts, so they are transmitted in disomogeneous way.

The aim of this thesis is a critic valuation of number and typology of chemical, physical and microbiological wastewater parameters, which are sampled at wastewater treatment plants, before flowing in a river. Their values must be in line with regulation (Legislative Decree n.258) emission limits. Then they are transmitted from APAT to Ministries.

This work regards possible incongruence between civil wastewater control parameters (number, typology and their sample frequency) and environmental state quality parameters of a river, in which treated wastewaters are emitted. The incongruence is that these parameters are all regulated by the same Directive.

The experimentation was conducted on river monitoring parameters of Umbria, detected from ARPA Umbria in year 2004, and wastewater monitoring factors, measured at waste points of wastewater treatment plants of the same region. A methodology to analyse quality parameters of treated wastewaters, independently by regulation limits, was developed. It is based on comparison between parameters values of treated wastewaters, as well as BOD₅, COD, total phosphorus, total ammonia nitrogen, total suspended solids and the principle quality parameters monitored in the rivers influenced by the wastes. The last parameters are a lot and include dissolved oxygen. It is a very important factors because it is influenced by the presence of others, like that listed before. So a correlation between dissolved oxygen and each of wastewater quality parameters can explain anomalies or permit to individuate manifests sources of contamination. In the study phase only rivers and wastewater treated plans of Umbria are been considered. For a realistic comparison between them it is applied Arc Map. It is a GIS software, that identifies the

real mutual position of wastewater monitoring stations and river monitoring one. Treated wastewater data are measured once a year, in particular they are referred to 31 December of 2004. Monitoring river data are measured once a day, or once a month and for several years, by ARPA. For the analytic comparison between them only data of December were selected.

At the end of study it was demonstrated that, independently of regulation limits, the treated wastewaters influence river quality. So an integration between wastewater and river monitoring parameters permits a better evaluation of treated wastewaters emission incident in a river. In particular the measure of dissolved oxygen, which can execute directly in situ through a specific sensor and in few time, can explain possible dysfunctional concentrations of wastewater and new sources of pollution. In fact the dissolved oxygen is an indirect index of river health and it can be use to evaluate others factors like monitoring wastewater parameters from which it depends. A comparison with dissolved oxygen permits assessment of possible deoxygenation effects due to clarified wastewater characteristics. In fact a direct cause of organic pollution is “water anoxic state” caused by bacterial degradation phenomena, and determining negative consequences on biota and organisms of the river.

An other index parameter is *Escherichia coli* that belong to fecal coliform family. They are oro-fecal microorganisms that are on human and animal gut. Their presence in a river establish a wastewater contamination. So the analysis of wastewater parameters (BOD₅, COD, total phosphorus, total ammonia nitrogen, total suspended solids), in respect of regulation limits, don't give information about degradation mechanisms, wastewater impact on the river as well as the comparison between wastewater characteristics and index parameters: dissolved oxygen and *Escherichia coli*.

INDICE

Presentazione	1
Sommario	2
Abstract.....	5
Indice delle figure.....	9
Indice delle tabelle.....	11
Introduzione.....	12
Metodologia.....	13
<i>capitolo 1</i>	<i>14</i>
“Problematiche relative alla vulnerabilità di una risorsa idrica naturale”	14
1.2 Effetti dell’inquinamento di un corpo idrico superficiale	15
1.3 Metodologie di risanamento di un sistema fluviale inquinato.....	18
<i>capitolo 2</i>	<i>20</i>
“Normativa di riferimento per la tutela delle acque superficiali”	20
2.1. Direttiva comunitaria.....	20
2.2. Normativa nazionale.....	20
2.3. Determinazione dello stato di qualità ambientale del corpo idrico superficiale, ai sensi della D. Lgs. 258 del 18 agosto 2000	22
2.3.1 Attività di monitoraggio	27
2.3.2 Indicatori di qualità ed analisi da effettuare nella fase conoscitiva iniziale.	28
<i>capitolo 3</i>	<i>33</i>
“Azioni di risanamento di un bacino ricettore connesse alle caratteristiche di dimensionamento dell’impianto/i di depurazione”.....	33
3.1 Caratteristiche di un impianto di depurazione.....	37
3.2 Pretrattamenti.....	38
3.3 Trattamento primario.....	43

3.4 Trattamento biologico	44
3.5 Trattamento terziario	50
<i>capitolo 4</i>	<i>51</i>
“Valutazione ed analisi dei parametri normativi di qualità”	51
4.1 Direttiva 91/271/cee; trattamento delle acque reflue urbane.....	51
<i>capitolo 5</i>	<i>58</i>
“Metodologia di analisi dei dati di monitoraggio”	58
5.1 Caso studio: regione umbria.....	58
<i>capitolo 6</i>	<i>96</i>
“Conclusioni”	96
Bibliografia.....	99

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1: Rappresentazione cartografica, in coordinate geografiche Gauss Boaga, delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti reflui presenti nella Regione Umbria.....	61
Figura 2: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti situati nei pressi del fiume Chiascio.....	62
Figura 3: Dicembre 2004, profilo del BOD ₅ con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano.....	64
Figura 4: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano.....	65
Figura 5: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano.....	66
Figura 6: Dicembre 2004, profilo dei Fosforo totale con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano.....	67
Figura 7: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano.....	68
Figura 8: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Nera.....	69
Figura 9: Dicembre 2004, profilo del BOD ₅ con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui.....	71
Figura 10: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui.....	72
Figura 11: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui.....	73
Figura 12: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui.....	74
Figura 13: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Topino.....	75
Figura 14: Dicembre 2004, profilo del COD e dell'O.D. nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio.....	76
Figura 15: Dicembre 2004, profilo del BOD ₅ nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio.....	77
Figura 16: Dicembre 2004, profilo dei SS nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio.....	78
Figura 17: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio.....	79
Figura 18: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio.....	79
Figura 19: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Paglia.....	80

Figura 20: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi dei fiumi Marroggia, Timia e Teverone.....	82
Figura 21: Dicembre 2004, profilo del BOD ₅ con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti.....	83
Figura 22: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti.....	85
Figura 23: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti.....	86
Figura 24: Dicembre 2004, profilo dell'azoto totale con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti	87
Figura 25: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti	87
Figura 26: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Tevere.....	89
Figura 27: Dicembre 2004, profilo del BOD ₅ con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente.....	91
Figura 28: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente.....	92
Figura 29: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente.....	93
Figura 30: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente.....	94
Figura 31: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente.....	95
Figura 32: Dicembre 2004, profilo dell' E.coli con il BOD ₅ per tutti i fiumi ed ai punti di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti	97

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1: Principali inquinanti chimici da controllare nelle acque dolci superficiali (D.Lgs.258/2000, Allegato1).....	23
Tabella 2: Allegato 1, D.Lgs. 258/2000, “Definizione dello stato ambientale per i corpi idrici superficiali” .	24
Tabella 3: Allegato 1 D.Lgs 258/2000, “Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori”	25
Tabella 4: Allegato 1, D.Lgs 258/2000, “Stato ecologico dei corsi d’acqua (si consideri il risultato peggiore tra I.B.E. e macrodescrittori)”	26
Tabella 5: Allegato1, D. Lgs 258/00, “Stato di qualità ambientale dei corsi d’acqua”	26
Tabella 6: Allegato1, D. Lgs. 258/2000 “Parametri di base (con (o) sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione)”	29
Tabella 7: Allegato 2/B, D. Lgs 258/2000, “Qualità delle acque idonee alla vita dei pesci salmonidi e ciprinidi”.....	30
Tabella 8: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane, Allegato 5 D. Lgs. 258/2000.....	33
Tabella 9: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili, Allegato 5 D. Lgs. 258/2000	34
Tabella 10: Carichi organici di riferimento e limiti di emissione	36
Tabella 11: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane, Allegato 1B Direttiva 91/271/CE...	52
Tabella 12: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili, Allegato 1B Direttiva 91/271/CE.....	53
Tabella 13: Regione Umbria, corpi idrici significati ai sensi delD. Lgs. 258/2000, stazioni di monitoraggio dell’ARPA e loro coordinate geografiche.	59
Tabella 14: Regione Umbria: Agglomerati, impianti reflui e loro bacini ricettori.	60
Tabella 15: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume CHIASCIO.....	63
Tabella 16: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume NERA.....	70
Tabella 17: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Topino	76
Tabella 18: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Topino	81
Tabella 19: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso i fiumi Marroggia, Timia e Teverone	83
Tabella 20: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Tevere	90

INTRODUZIONE

L'acqua si presenta sul territorio in diverse forme: fiumi, laghi, mari, acque sotterranee; che si intersecano ed interagiscono tra loro attraverso delicati equilibri e che allo stesso tempo modellano e modificano la morfologia ed il paesaggio naturale del territorio. Per l'importanza che assume la risorsa idrica in relazione al fine d'uso, la normativa vigente pone l'attenzione sullo stato di qualità e salvaguardia della stessa. A tale scopo ha come obiettivo principale il raggiungimento del livello "buono", entro il 2016, dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali, il quale è definito attraverso specifici indici, calcolati sulla base dei principali parametri macrodescrittori (ossigeno disciolto, COD, BOD₅, Azoto nitrico, Azoto ammoniacale, Fosforo totale, *Escherichia coli*) e sull'analisi dei macroinvertebrati presenti nel corpo idrico superficiale, oltre che sullo stato chimico dello stesso.

I corpi idrici superficiali sono generalmente i bacini ricettori dei reflui chiarificati degli impianti di trattamento, i cui parametri di qualità, rappresentati da COD e BOD₅, Solidi Sospesi, Fosforo totale, Azoto totale, ed altri, sono normati sempre dalla Direttiva 2000/60/CE o dalla normativa nazionale 152/99 e sua integrazione, il D. Lgs. 259/2000, che pone dei limiti di emissione per ciascun parametro in funzione della sensibilità del bacino ricettore e della dimensione dell'agglomerato da servire. L'influenza che ha l'immissione di un refluo chiarificato in un corpo idrico superficiale non è valutabile attraverso la sola analisi dei valori numerici dei parametri, ma soltanto mediante un loro confronto con un altro parametro, rappresentato dall'ossigeno disciolto. Infatti esso è influenzato da molti fattori, alcuni dei quali lo consumano, come il BOD, il COD, l'azoto, il fosforo ed i solidi sospesi organici ed altri che lo producono come l'aumento di turbolenza o la fotosintesi clorofilliana. La suddetta metodologia di analisi, sperimentata con il supporto di un software Gis per il rilevamento del posizionamento delle stazioni di misura, permette dunque di motivare concentrazioni anomale di un parametro e di ricondurre la contaminazione alla fonte o individuare sorgenti di contaminazioni aggiuntive.

METODOLOGIA

La metodologia di lavoro utilizzata nella presente tesi segue le procedure di valutazione del tipo e numero di dati relativi ai parametri chimici, fisici e microbiologici misurati al punto di scarico dei singoli impianti di trattamento reflui presenti in una regione e di quelli necessari per la classificazione dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali ricettori, ai sensi della normativa sulla tutela delle acque dall'inquinamento, (D. Lgs 152/99 e disposizioni correttive ed integrative, D.Lgs. 258/2000). A tale scopo sono stati reperiti dati pregressi, per l'anno 2004, riferiti alle caratteristiche qualitative dei corpi idrici superficiali significativi della regione Umbria e dei reflui chiarificati emessi dagli impianti di trattamento reflui presenti nella stessa regione, al fine di un loro confronto in relazione ai dettami di protezione della qualità dei corpi idrici superficiali ed alle limitazioni di emissione dei reflui di cui rispettivamente agli Allegati 1 e 5 della D.Lgs. n. 258 del 18/08/2000. Tali dati sono stati reperiti presso enti pubblici ed ufficiali, quali l'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici), per la cartografia ed i parametri specifici di caratterizzazione dei reflui degli impianti di trattamento, l'ARPA Umbria (Agenzia regionale per la protezione dell'ambiente), per i valori dei parametri caratteristici di qualità dei fiumi.

Inoltre è stato utilizzato come supporto cartografico di analisi il software ArcMap, attraverso il quale è stato possibile valutare l'incidenza degli scarichi reflui su ciascun corpo idrico superficiale dell'Umbria, in relazione alla loro distanza reciproca ed alla direzione di flusso del fiume. Tutti questi fattori hanno contribuito alla messa a punto di una metodologia di analisi dei reflui civili, in relazione alle caratteristiche di qualità del corpo idrico superficiale, quale bacino ricettore.

Capitolo 1

“PROBLEMATICHE RELATIVE ALLA VULNERABILITA’ DI UNA RISORSA IDRICA NATURALE”

Una risorsa idrica è una fonte di approvvigionamento di acqua il cui scopo d’uso è funzione delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche della risorsa stessa.

In tal senso si distinguono le acque sotterranee di falda, le cui caratteristiche organolettiche e chimico-fisiche ne privilegiano l’uso potabile anche senza l’applicazione di specifici trattamenti di potabilizzazione, contrariamente a quanto accade per l’acqua dei corpi idrici superficiali quali, mare, lago e fiume. Tra le suddette risorse idriche si considera quella fluviale, spesso captata ed utilizzata direttamente per scopo agricolo od industriale. In quest’ultimo caso può essere usata sia per il raffreddamento dei macchinari, sia come acqua del processo di produzione dell’industria.

Tuttavia il fiume, oltre ad essere una sorgente da cui poter attingere, è anche un bacino ricettore per le acque di scarico/depurazione degli impianti di trattamento acque reflue, impianti zootecnici ed industriali. Ciò comporta un’alterazione delle caratteristiche di qualità della risorsa idrica, soprattutto in termini di inquinanti immessi a seguito dello scarico.

L’inquinamento è provocato dall’immissione di sostanze estranee, come i nuovi prodotti di sintesi, o di sostanze che normalmente esistono in natura, ma se presenti in quantità superiori ai livelli standard di degradazione del sistema ambientale coinvolto risultano essere inquinanti, come nel caso dei sali di azoto e fosforo, impiegati in agricoltura e dilavati dalle acque meteoriche. In tutto sono 1500 le sostanze inquinanti che contaminavano le acque dolci e sono distinguibili in: sostanze biodegradabili e sostanze non biodegradabili. Le prime vengono degradate e rimesse nei cicli biogeochimici, come i composti organici o i composti ionici a catena lineare, che è possibile ritrovare nei rifiuti domestici. Gli inquinanti non biodegradabili sono costituiti da quelle sostanze, come i nuovi prodotti di sintesi, per le quali non esistono processi di decomposizione naturale, o che vengono degradati lentamente rispetto al ritmo con cui l’uomo le riversa nell’ecosistema.³

³M.Troncone Sigillo, 1999, Inquinamento, pp. 131,132

1.1 Fonti di inquinamento di un corpo idrico superficiale

Le principali fonti di inquinamento delle acque superficiali sono aggregabili come segue:

- fonti da insediamenti civili: acque reflue raccolte dalla rete fognante e rifiuti solidi; acque di dilavamento di piazzali e strade;
- fonti da insediamenti ed attività industriali: acque di scarico ed emissione di solidi;
- fonti da attività agricole e zootecniche⁴.

Le acque reflue civili sono ricche di sostanze organiche biodegradabili, ma anche sostanze non biodegradabili legate all'uso sempre più diffuso di detersivi.

Per quanto riguarda la composizione delle acque industriali che si riversano in un corpo idrico superficiale, essa è funzione della tipologia del processo industriale (chimico, fisico,..) e delle materie prime utilizzate. Talvolta, le fognature industriali possono raccogliere anche le acque provenienti dai servizi igienici dell'industria stessa e le acque di lavaggio delle materie prime, delle aree di stoccaggio e delle aree di lavorazione.⁴

Le acque di scarico provenienti dal settore agricolo presentano un carico inquinante che è funzione della tipologia di fertilizzanti utilizzati: accanto ai tradizionali concimi organici è sempre più diffuso, in agricoltura, l'impiego di prodotti chimici, quali fitofarmaci (erbicidi, insetticidi, fungicidi, regolatori della crescita, ecc) e pesticidi, che raggiungono il corso d'acqua per lisciviazione da parte delle acque meteoriche.⁴

⁴A. Misiti, 1995, Fonti di inquinamento, pp.78, 85, 90, 97

1.2 Effetti dell'inquinamento di un corpo idrico superficiale

L'effetto inquinante delle sostanze organiche biodegradabili può essere innanzitutto quello di tossicità diretta e fenomeni di bioaccumulo lungo la catena alimentare o l'effetto indiretto di deossigenazione delle acque, a causa dei fenomeni di biodegradazione batterica che si instaurano e che sfruttano l'attività di particolari microrganismi (biomasse), in grado di utilizzare il substrato nel loro metabolismo come fonte di energia per le funzioni vitali, fase catabolica, nonché come fonte di carbonio per la produzione di nuove cellule, fase anabolica.⁵

La deossigenazione può causare la distruzione dell'habitat e la scomparsa o estinzione di molte specie viventi e, se provoca anaerobiosi, genera putrefazione e maleodorazione.

Per quanto riguarda i sali di azoto e fosforo la loro presenza in quantità eccessive, oltre all'effetto di tossicità diretta, provoca l'effetto indiretto di "eutrofizzazione", che è riferito alle acque stagnanti o alle acque del basso corso del fiume, in cui la velocità della corrente diminuisce notevolmente a causa della riduzione della pendenza in corrispondenza della zona di pianura. L'eutrofizzazione è il fenomeno di abnorme crescita algale che si manifesta nei periodi di fioritura ed è causata dalla presenza, nel corso d'acqua superficiale, di un'elevata quantità di nutrienti. Inoltre, genera un evento di marcescenza delle acque quando tali alghe si depositano sui fondali, instaurando condizioni di anossia o anaerobiosi. E' un fenomeno molto più tipico di un lago che non di un fiume, ma comunque possibile anche in esso.⁵

L'effetto inquinante delle sostanze inorganiche ed organiche di sintesi è di tossicità diretta ed indiretta, in quest'ultimo caso rappresentata da fenomeni di bioaccumulo lungo la catena alimentare, che coinvolgono anche soggetti al di fuori della fase acquosa, come l'uomo e gli animali. Gli *inquinanti* sino ad ora esposti sono definiti *bioreagenti* e sono i maggiori responsabili di un inquinamento chimico del fiume oltre che biologico, quest'ultimo legato soprattutto all'immissione, attraverso gli scarichi reflui civili, di microrganismi saprofiti e patogeni, responsabili della diffusione di malattie infettive.⁵

Esistono anche i cosiddetti *inquinanti non bioreagenti*, responsabili di un inquinamento prevalentemente di tipo fisico, causato per lo più dall'immissione nel corpo idrico superficiale di materiali di grandi dimensioni e di materiali in sospensione, che provocano assorbimento della radiazione luminosa, con conseguente riduzione dell'attività fotosintetica e quindi della possibilità di rifornimento di ossigeno.⁵

Un altro particolare tipo di inquinamento fisico è quello termico, cioè provocato dall'aumento della temperatura dell'acqua, spesso utilizzata dalle industrie per il raffreddamento dei macchinari e poi immessa nel bacino da cui è stata prelevata. Ciò influisce notevolmente sul metabolismo delle comunità acquatiche, oltre che sulle cinetiche di degradazione della biomassa presente, con conseguente sconvolgimento degli equilibri biologici.⁶ L'inquinamento termico può avere grande influenza sull'ecosistema acquatico in quanto il periodo della riproduzione può essere posticipato e lo sviluppo, accelerato. Inoltre l'effetto indiretto di tale inquinamento è rappresentato dalla diminuzione della solubilità dell'ossigeno e quindi dalla riduzione della sua quantità in acqua sottoforma di ossigeno disciolto, con conseguente perdita di specie sensibili animali e vegetali, soprattutto quando si è in presenza di inquinamento organico.⁵

Pertanto la deossigenazione è la conseguenza principale dell'inquinamento, chimico, fisico che esso sia.⁷

La solubilità dell'ossigeno, da cui dipende la concentrazione di ossigeno disciolto che si ritrova in acqua, è influenzata da diversi fattori quali: la temperatura, la pressione atmosferica, la salinità, che si misura attraverso la conducibilità elettrica, l'attività dei microrganismi, la fotosintesi clorofilliana, il regime più o meno turbolento del corso d'acqua. In particolare la variazione della quantità di ossigeno, oltre ad influenzare la presenza o meno di vegetali, di materie organiche ossidabili, può influire sulla presenza di grassi, idrocarburi e detergenti in corrispondenza della superficie dell'acque, di cui possono limitarne la solubilità.⁷

Inoltre, ai fini dello stato di qualità di un corpo idrico superficiale si devono distinguere i termini che danno luogo ad una richiesta e consumo di ossigeno, da quelli che lo producono. I primi sono: l'attività metabolica dei microrganismi aerobici responsabili di un consumo della sostanza organica carboniosa ed azotata (BOD_5); il consumo di ossigeno da parte del fosforo, la respirazione delle piante e dei microrganismi acquatici; il consumo di ossigeno da parte dei microrganismi associati ai sedimenti; le reazioni di ossidazione chimica delle sostanze inorganiche riducenti (COD). Mentre i termini responsabili del rifornimento di ossigeno sono: l'aerazione da parte dell'atmosfera e la fotosintesi clorofilliana delle piante acquatiche. Altri fattori influenti sono: la pressione atmosferica, la salinità ed il regime più o meno turbolento del corso d'acqua, che possono determinare un aumento o meno dell'ossigeno disciolto, in relazione al loro valore. E' proprio l'equilibrio tra i suddetti fattori che influenza lo stato di salute e qualità dell'ecosistema fluviale, il quale risponde all'inquinamento, soprattutto da carico organico, innescando i meccanismi di autodepurazione che richiedono disponibilità di ossigeno per l'attività dei microrganismi, i quali decompongono le molecole organiche complesse in molecole semplici. A tale processo contribuiscono anche la diluizione, la luce solare e la sedimentazione.⁷

Altre sostanze spesso presenti sono l'ammoniaca, che è tossica; i composti di azoto e fosforo, che costituiscono i macronutrienti necessari per l'accrescimento e riproduzione dei microrganismi, mediante consumo di ossigeno disciolto. Infine, i rifiuti organici prodotti da persone o animali possono esser ricchi di microrganismi patogeni, oltre che saprofiti come gli *Escherichiacoli*. Questi ultimi sono in genere utilizzati come indicatori della contaminazione oro-fecale.⁷

L'inquinamento organico ed il suo andamento nel tempo e nello spazio, lungo il corso del fiume, viene controllato in termini di concentrazione di ossigeno disciolto e di BOD₅ (Biochemical Oxygen Demand), cioè della domanda biochimica di ossigeno, che indica la quantità di ossigeno richiesta dai microrganismi nelle reazioni biochimiche di ossidazione della sostanza organica biodegradabile.⁸

⁵R. Vismara, 1995, *Inquinamento e protezione delle acque*, pp. 251, 255

⁶M. Troncone Sigillo, 1999, *Inquinamento*, pp. 133

⁷A. Misiti, "*Le fonti di inquinamento*", pp.105

⁸Vismara, 1995, *Inquinamento e protezione delle acque*, pp. 324,325.

1.3 Metodologie di risanamento di un sistema fluviale inquinato

Il fiume è un ecosistema dinamico, in continua evoluzione e che va preservato cercando di ridurre l'immissione di tutte le sostanze inquinanti viste sino ad ora e che sono le principali responsabili dell'alterazione dell'equilibrio dinamico dell'ecosistema stesso.

Ciò è possibile agendo alla fonte, ovvero cercando di limitare a priori lo sversamento incontrollato di reflui civili od industriali, anche abusivi, in quanto una caratteristica peculiare di un fiume e di tutti i corsi d'acqua in movimento è che, in relazione alla morfologia e alla velocità del corso idrico, i danni di una fonte di inquinamento si ripercuotono a valle dei punti di scarico e risulta complicato individuarne la "sorgente responsabile". Inoltre, un regime turbolento del corso d'acqua è in grado di diluire gli inquinanti generando, piuttosto che un grave inquinamento localizzato, un lieve inquinamento diffuso. Pertanto il regime idrico costituisce un fattore limitante nell'individuazione delle fonti di inquinamento.⁵

Altro fattore che si può valutare, a favore della riduzione dell'inquinamento fluviale, è quello di un opportuno controllo del carico organico degli effluenti degli impianti di trattamento di reflui, che se eccessivo, compromette la capacità autodepurativa del corpo idrico superficiale. Si può eventualmente pensare di negare o controllare l'uso legale di fertilizzanti chimici o prodotti di sintesi particolarmente inquinanti per una risorsa idrica, in quanto refrattari alla degradazione biologica e chimica.

Gli interventi da attuare sono successivi alla preliminare analisi dello stato di qualità ambientale che va tutelato e monitorato, in riferimento a quanto riportato nella normativa nazionale vigente. Si tratta del D. Lgs 152/99 e modifiche del 2006, "Disposizioni sulla

tutela delle acque dall'inquinamento”, recepimento nazionale della direttiva comunitaria 2000/60/CE, la quale in merito alla prevenzione e riduzione dell'inquinamento afferma che

“la politica comunitaria dell'acqua dovrebbe ispirarsi ad un approccio combinato che riduca l'inquinamento alla fonte, fissando valori limite per le emissioni e norme di qualità ambientali”.⁹

⁵R. Vismara, 1995, Inquinamento e protezione delle acque, pp.323

⁹Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000

Capitolo 2

“NORMATIVA DI RIFERIMENTO PER LA TUTELA DELLE ACQUE SUPERFICIALI”

2.1. Direttiva Comunitaria

La normativa comunitaria di riferimento per la tutela delle acque è costituita dalla Direttiva 2000/60/CEE, il cui scopo è istituire un quadro condiviso a livello europeo per l'attuazione di una politica sostenibile di uso e di protezione per tutte le acque, intese come tali le acque interne, di transizione e marino costiere.¹⁰ La suddetta direttiva rappresenta una legislazione innovativa nella politica comunitaria sulle acque, poiché affronta problemi relativi alla salvaguardia e tutela delle stesse, considerando gli ambienti acquatici nella loro complessità e definendo gli obiettivi di qualità ambientale che devono essere raggiunti per tutti i corpi idrici entro il termine stabilito dalla direttiva stessa. A tale scopo è prevista l'attuazione di processi di analisi, monitoraggio e studi mirati, che gli Stati Membri devono effettuare per poter classificare adeguatamente lo stato di qualità ambientale delle proprie acque superficiali e conseguire infine, entro il 2016, uno stato di qualità “buono” per i diversi corpi idrici.¹¹

2.2. Normativa Nazionale

Al livello nazionale la normativa di riferimento è rappresentata dal decreto legislativo (D. Lgs.) 11 maggio 1999 n.152, “Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”. Le due norme, comunitaria e nazionale, sono state sviluppate in parallelo e si basano sugli stessi principi e concetti, come se il decreto legislativo nazionale avesse recepito in anticipo la direttiva comunitaria. In esse sono definiti i principi per il raggiungimento, per i corpi idrici significativi, dell'obiettivo di stato di qualità ambientale “Buono”, entro il 2016. Essi vertono sulla salvaguardia, la tutela ed il miglioramento delle risorse naturali, attraverso la prevenzione, la precauzione e la riduzione, soprattutto alla fonte, dei danni causati all'ambiente e sul principio che “chi inquina, paga”.¹⁰

Un'efficace tutela delle acque presuppone, quindi, la considerazione simultanea dell'aspetto qualitativo e quantitativo, in linea con la norma 2000/60/CE, per un nuovo approccio al problema del mantenimento e del miglioramento dell'ambiente acquatico. La legislazione nazionale identifica i corpi idrici significativi da sottoporre a controllo e monitoraggio, con l'obiettivo di valutarne la qualità ambientale e di porre le autorità competenti nelle condizioni di emanare provvedimenti di varia natura, ai fini della tutela della risorsa e della salute umana. Nella regione Lazio, l'ArpaLazio (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Lazio) svolge attività di supporto tecnico agli enti locali per atti autorizzativi e prescrittivi e attività di vigilanza e controllo della qualità delle acque, secondo un insieme di programmi specifici e di strumenti tecnico-analitici che costituiscono la rete di monitoraggio.¹¹

La tutela quali-quantitativa dell'acqua passa attraverso il “Sistema integrato di monitoraggio e controllo”, finalizzato ad una conoscenza completa delle dinamiche ambientali e del suo stato di qualità. L'attività di monitoraggio rappresenta lo strumento per l'acquisizione di dati ed informazioni sullo stato dell'ambiente, delle pressioni, del territorio e degli impatti, necessari per fornire una prima classificazione dello stato di salute del corpo idrico superficiale e programmare eventuali interventi di risanamento (fase conoscitiva iniziale), oltre a verificare, nel tempo, il raggiungimento degli obiettivi di qualità fissati dalla normativa (fase di monitoraggio a regime). Le attività di controllo verificano il rispetto delle prescrizioni ed obiettivi normativi¹².

Il testo è stato successivamente aggiornato a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al Decreto Legislativo del 18 agosto 2000, n. 258, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale (G.U.) n. 246 del 20 ottobre 2000¹¹ e del Testo Unico Ambientale, G. U. n. 88 del 14 aprile del 2006, attualmente soggetto a modifiche. Pertanto nella presente tesi si è deciso di far riferimento alla Direttiva europea 2000/60/CE.

¹⁰http://www.apat.gov.it/site/it/IT/Temi/Acqua/Tutela_delle_srisorse_idriche/Piani_e_programmi_internazionali/15/10/06

¹¹ http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Acqua/Direttiva_quadro_sulle_acque_2000-60-CE, 15/10/06

¹² <http://www.arpalazio.it/acqua/>, 15/10/06.

2.3. Determinazione dello stato di qualità ambientale del corpo idrico superficiale, ai sensi della D. Lgs. 258 del 18 agosto 2000

L'articolo 1 del D. Lgs. 152/99, definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali, marine e sotterranee, perseguendo i seguenti obiettivi:

- a) prevenire e ridurre l'inquinamento e attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- b) conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- c) perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili;
- d) mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate.

Il raggiungimento del primo e dell'ultimo obiettivo si realizza sulla base dello stato ecologico e dello stato chimico del corpo idrico, ai sensi dell'allegato 1 del D. Lgs. 258 del 18 agosto 2000 (disposizioni correttive ed integrative del D. Lgs. 152/99), "Metodologia e classificazione delle acque in funzione degli obiettivi di qualità ambientale".

"Lo stato ecologico dei corpi idrici superficiali è l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici, e della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico e della struttura fisica del corpo idrico considerando comunque prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema. Al fine di una valutazione completa dello stato ecologico, oltre all'utilizzo dell'indice biotico esteso (I.B.E.) per i corsi d'acqua superficiali, sarà necessario utilizzare i metodi per la rilevazione e la valutazione della qualità degli elementi biologici e di quelli morfologici dei corpi idrici che dovranno essere messi a punto dall'ANPA." ¹³

"Lo stato chimico è definito in base alla presenza di sostanze chimiche pericolose. La valutazione dello stato chimico dei corpi idrici superficiali è effettuata inizialmente in base ai valori soglia riportate nella direttiva 76/464/CE e nelle direttive da essa derivate, nelle parti riguardanti gli obiettivi di qualità nonché nell'allegato 2 sezione B; nel caso per gli stessi parametri siano riportati valori diversi, deve essere considerato il più restrittivo." ¹³

I principali inquinanti chimici, già normati dalle direttive comunitarie e da monitorare nelle acque superficiali, sono riportati nella **Tabella 1** .

Tabella 1: Principali inquinanti chimici da controllare nelle acque dolci superficiali (D.Lgs.258/2000, Allegato1)

Inorganici (disciolti) (1)	Organici (sul tal quale)
Arsenico	aldrin
Cadmio	dieldrin
Cromo totale	endrin
Mercurio	isodrin
Nichel	DDT
Piombo	esaclorobenzene
Rame	esaclorocicloesano
Zinco	esaclorobutadiene
	1,2 dicloroetano
	tricloroetilene
	triclorobenzene
	cloroformio
	tetracloruro di carbonio
	percloroetilene
	pentaclorofenolo

(1) se è accertata l'origine naturale di sostanze inorganiche, la loro presenza non compromette l'attribuzione di una classe di qualità definita dagli altri parametri.

In riferimento alla Direttiva comunitaria,

“lo stato ambientale è definito in relazione al grado di scostamento rispetto alle condizioni di un corpo idrico di riferimento”,¹³

cioè quello con caratteristiche biologiche, idromorfologiche e fisicochimiche tipiche di un corpo idrico relativamente immune da impatti antropici. I corpi idrici di riferimento sono individuati, in

via teorica, in ogni bacino idrografico, dalle autorità di bacino o dalle Regioni per i bacini di competenza.

Gli stati di qualità ambientale previsti per le acque superficiali, rispetto al corpo idrico di riferimento, sono riportati nella **Tabella 2**.

Tabella 2: Allegato 1, D.Lgs. 258/2000, “Definizione dello stato ambientale per i corpi idrici superficiali”

ELEVATO	<p>Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità degli elementi chimico-fisici ed idromorfologici per quel dato tipo di corpo idrico in dipendenza degli impatti antropici, o sono minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate. La qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione e un’abbondanza di specie corrispondente totalmente o quasi alle condizioni normalmente associate allo stesso ecotipo</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili nei corpi idrici non influenzati da alcuna pressione antropica</p>
BUONO	<p>I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico mostrano bassi livelli di alterazione derivanti dall’attività umana e si discostano solo leggermente da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>
SUFFICIENTE	<p>I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico si discostano moderatamente da quelli di norma associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. I valori mostrano segni di alterazione derivanti dall’attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato".</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>
SCADENTE	<p>Si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale, e le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da comportare effetti a medio e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento</p>
PESSIMO	<p>I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano alterazioni gravi e mancano ampie porzioni delle comunità biologiche di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato.</p> <p>La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.</p>

La classificazione dello stato ambientale di un corpo idrico superficiale, in base alla **Tabella 2**, si realizza attraverso l’analisi ed il confronto dello stato ecologico e dello stato chimico definiti dal decreto. Il primo si determina calcolando ed integrando il dato risultante da due indici, il Livello di Inquinamento da Macrodescrittori (LIM) e l’Indice Biotico Esteso (I.B.E.), attribuendo alla sezione in esame o al tratto da essa rappresentato il risultato

peggiore tra quelli derivati dalle valutazioni relative ad I.B.E. e macrodescrittori, tenendo conto che per la valutazione del risultato dell'I.B.E. si considera il valore medio ottenuto dalle analisi eseguite durante il periodo di misura. ¹³

Il livello di qualità relativa ai macrodescrittori (LIM), ai sensi dell'allegato 1 della D. Lgs. 258/2000, viene determinato utilizzando la **Tabella 3** e calcolando, per ciascuno dei parametri riportati in essa, il 75° percentile. In base alla colonna in cui ricade il risultato del 75° percentile si definisce il livello di inquinamento da attribuire a ciascun parametro e, conseguentemente, il suo punteggio. Il livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori è dato dall'intervallo in cui ricade il valore della somma dei livelli ottenuti dai diversi parametri. ¹³

Tabella 3: Allegato 1 D.Lgs 258/2000, "Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori"

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-[O ₂ D(%sat.)] (*)	≤ 110l (#)	≤ 120l	≤ 130l	≤ 150l	> 150l
BOD ₅ (O ₂ mg/l)	≤ 2,5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD(O ₂ mg/l)	≤ 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/l)	≤ 0,03	≤ 0,10	≤ 0,50	≤ 1,50	> 1,50
NO ₃ (N mg/l)	≤ 0,3	≤ 1,5	≤ 5,0	≤ 10,0	> 10,0
Fosforo totale (P mg/l)	≤ 0,07	≤ 0,15	≤ 0,30	≤ 0,60	> 0,60
Escherichia coli (UFC/100ml)	≤ 100	≤ 1000	≤ 5000	≤ 20000	> 20000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480-560	240-475	120-235	60-115	< 60

(*) la misura deve essere effettuata in assenza di vortici; il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto;

(#) in assenza di fenomeni di eutrofia;

Ai fini della classificazione devono essere disponibili almeno il 75% dei risultati delle misure eseguibili nel periodo considerato. Questo stesso parametro viene usato per

l'eventuale valutazione dello stato di qualità chimica concernente gli inquinanti chimici della **Tabella 1**.

A questo punto è possibile individuare lo stato ecologico del corso d'acqua mettendo a confronto i valori dei macrodescrittori e quelli dell'I.B.E., come presentato nello schema della **Tabella 4**, scegliendo il peggiore tra i due.¹³

Tabella 4: Allegato 1, D.Lgs 258/2000, “Stato ecologico dei corsi d’acqua (si consideri il risultato peggiore tra I.B.E. e macrodescrittori)”.

	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E.	≥ 10	8-9	6-7	4-5	1,2,3
LIVELLO DI INQUINAMENTO MACRODESCRITTORI	480-560	240-475	120-235	60-115	< 60

I dati ecologici così ottenuti, appartenenti ad una delle classi della **Tabella 4**, vanno rapportati ai dati relativi alla presenza di inquinanti chimici indicati in **Tabella 1**, come mostrato in **Tabella 5**; ottenendo così lo stato di qualità ambientale (SECA).

Tabella 5: Allegato1, D. Lgs 258/00, “Stato di qualità ambientale dei corsi d’acqua”

Stato ecologico ⇒	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Concentrazione inquinanti di cui alla tabella 1 ↓					
≤ valore soglia	ELEVATO	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE	PESSIMO
> valore soglia	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO

“Se lo stato ambientale da attribuire alla sezione di corpo idrico risulta inferiore a *Buono*, devono essere effettuati accertamenti successivi finalizzati alla individuazione delle cause del degrado e alla definizione delle azioni di risanamento. Tali accertamenti, soprattutto se il risultato derivante dall’I.B.E. è significativamente peggiore della classificazione

derivante dai dati dei macrodescrittori e degli eventuali parametri addizionali, devono includere analisi supplementari volte a verificare la presenza di sostanze pericolose non ricercate in precedenza, ovvero l'esistenza di eventuali effetti di tipo tossico su organismi acquatici, di fenomeni di accumulo di contaminanti nei sedimenti e nel biota. L'eventuale evidenziazione di situazioni di tossicità per gli organismi testati e/o evidenze di bioaccumulo sugli stessi portano ad attribuire lo stato ambientale scadente".¹³

Ai sensi dell'articolo 5 del Decreto Legislativo 152/99, "Individuazione e perseguimento dell'obiettivo di qualità ambientale", entro il 31 dicembre 2001, sulla base dei dati già acquisiti e dei risultati del primo rilevamento effettuato, le regioni hanno dovuto identificare per ciascun corpo idrico significativo, o parte di esso, la classe di qualità corrispondente ad una di quelle indicate nell'allegato 1, in base al procedimento citato. Al fine di assicurare entro il 31 dicembre 2016 il raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale corrispondente allo stato "buono", la legge stabilisce che entro il 31 dicembre 2008 ogni corpo idrico superficiale classificato o tratto di esso deve conseguire almeno i requisiti dello stato "sufficiente". Eventualmente entro il 31 dicembre 2015, le regioni possono motivatamente stabilire termini diversi per i corpi idrici che presentano condizioni tali da non consentire il raggiungimento dello stato "buono".¹⁴ Ciò è ribadito anche nel Testo Unico Ambientale del D. Lgs 152/06, entrato in vigore da maggio 2006.

¹³ Allegato 1, D. Lgs 258/2000

¹⁴ Art. 5, D. Lgs 152/99

2.3.1 Attività di monitoraggio

Come già menzionato precedentemente, il monitoraggio rappresenta lo strumento attraverso il quale è possibile determinare e controllare nel tempo, lo stato di qualità ambientale del corpo idrico superficiale, attraverso indicatori ed analisi qualitative e quantitative dei parametri chimici, fisici e microbiologici che caratterizzano un corpo idrico superficiale. Ai sensi del D. Lgs. 258/2000 il monitoraggio si articola in una fase conoscitiva iniziale e in una fase a regime.

“La fase conoscitiva” iniziale ha la durata di 24 mesi ed ha come finalità la classificazione dello stato di qualità di ciascun corpo idrico; in base ad esso le autorità competenti definiscono, nell’ambito del piano di tutela, le misure necessarie per il raggiungimento o il mantenimento dell’obiettivo di qualità ambientale.”¹³

Durante questa fase vengono raccolte informazioni, su elementi ecologici e geomorfologici, utili per una valutazione più completa dello stato ecologico, oltre ad informazioni relative alla contaminazione da macroinquinanti dei sedimenti e del biota, più specifiche per le acque costiere e di transizione.

La “fase a regime” è quella in cui il monitoraggio è volto a verificare il raggiungimento ovvero il mantenimento dell’obiettivo di qualità “Buono” o “Elevato” di cui all’articolo 4. Nella situazione in cui ciò si verifichi, il monitoraggio può essere ridotto ai soli parametri macrodescrittori riportati in **Tabella 3**. Il monitoraggio effettuato dalle autorità competenti per il controllo delle acque (ARPA), ha come fine ultimo l’ottimizzazione dell’impiego di risorse umane e finanziarie. Rientrano nell’ottimizzazione: il monitoraggio finalizzato all’uso potabile delle acque o alla balneazione. Infine, secondo la normativa vigente, si deve predisporre, presso ogni ARPA, di un dispositivo di pronto intervento in grado di monitorare gli effetti o individuare le cause di fenomeni acuti di inquinamento dovuti a episodi accidentali o dolosi.¹³

¹³ Allegato 1, D.Lgs 258/2000.

2.3.2 Indicatori di qualità ed analisi da effettuare nella fase conoscitiva iniziale.

Nell’ambito della fase conoscitiva iniziale, ai fini della prima classificazione della qualità dei corsi d’acqua, la normativa riferisce l’esecuzione di determinazioni sulla matrice acquosa e sul biota, che possono essere integrate da indagini sui sedimenti e da test di tossicità.

In questo lavoro, che ha come caso studio l’analisi dei dati di monitoraggio degli scarichi civili delle diverse Regioni d’Italia in conformità con lo stato di qualità ambientale dei corpi ricettori, ci si è occupati, dunque, del comparto acque, cioè delle determinazioni di due gruppi di parametri, quelli di base e quelli addizionali, così definiti dalla normativa:

- I *parametri di base*, riportati nella **Tabella 6**, riflettono le pressioni antropiche tramite la misura del carico organico, del bilancio dell'ossigeno, dell'acidità, del grado di salinità e del carico microbiologico nonché le caratteristiche idrologiche del trasporto solido. La loro determinazione è obbligatoria.¹³
- I *parametri definiti macrodescrittori* e indicati con (o) nella **Tabella 6** vengono utilizzati per la classificazione; gli altri parametri servono a fornire informazioni di supporto per la interpretazione delle caratteristiche di qualità e di vulnerabilità del sistema nonché per la valutazione dei carichi trasportati.¹³
- I *parametri addizionali* sono relativi ai microinquinanti organici ed inorganici, quelli di più ampio significato ambientale e sono riportati nella **Tabella 1**. Tali analisi vanno effettuate ove l'Autorità competente lo ritenga necessario e comunque nel caso in cui:
 1. a seguito delle attività delle indagini conoscitive di cui all'allegato 3 si individuino sorgenti puntuali e diffuse o si abbiano informazioni pregresse e attuali su sorgenti puntuali e diffuse che apportino una o più specie di tali inquinanti nel corpo idrico;
 2. dati recenti dimostrino livelli di concentrazione, da parte di tali sostanze, delle acque e del biota o segni di incremento delle stesse nei sedimenti.¹³

Tabella 6: Allegato1, D. Lgs. 258/2000 “Parametri di base (con (o) sono indicati i parametri macrodescrittori utilizzati per la classificazione)”

Parametri di base	
Portata (m ³ /s)	Ossigeno disciolto (mg/L) ** (o)
pH	BOD5 (O ₂ mg/L) ** (o)
Solidi sospesi (mg/L)	COD (O ₂ mg/L) ** (o)
Temperatura (°C)	Ortofosfato (P mg/L) *
Conducibilità (µS/ cm (20°C)) **	Fosforo Totale (P mg/L) ** (o)
Durezza (mg/L di CaCO ₃)	Cloruri (Cl ⁻ mg/L) *
Azoto totale (N mg/L) **	Solfati (SO ₄ -- mg/L)*
Azoto ammoniacale (N mg/L) *(o)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL) (o)
Azoto nitrico (N mg/L) *(o)	

(*) determinazione sulla fase disciolta

(**) determinazione sul campione tal quale

Le misure dei parametri fisici e biologici delle acque del fiume in esame devono essere confrontate con i valori limiti di concentrazione definiti dall'allegato 2/B della normativa sulla tutela delle acque (D.Lgs.258/2000): “Criteri generali e metodologie per il

rilevamento delle caratteristiche qualitative, per la classificazione ed il calcolo della conformità delle acque dolci superficiali idonee alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli”; (Tabella 7), al fine di verificarne la rispondenza.

Tabella 7: Allegato 2/B, D. Lgs 258/2000, “Qualità delle acque idonee alla vita dei pesci salmonidi e ciprinidi”

Parametro	Unità di misura	Acque per salmonidi		Acque per ciprinidi		Metodo di analisi e rilevamento	Frequenza minima di campionamento e di misura	Riferimento in note esplicative
		G	I	G	I			
Temperatura (aumento)	D °C		1,5		3	- Termometria	Settimanale	(1)
Temperatura (massima)	°C		21,5(o)		28(o)			
Temperatura (periodi di riproduzione)	°C		10(o)					
Ossigeno	mg/L O ₂	= 9 (50%)	= 9 (50%)	= 8 (50%)	= 7 (50%)	- Volumetria (metodo di Winkler) -Elettrometria (elettrodi specifici)	Mensile	(2)
		= 7 (100%)		= 5 (100%)				
Concentrazione di ioni idrogeno	pH	6 –9 (o)		6 –9 (o)		- Potenziometria	Mensile	(3)
Materiali in sospensione	mg/L	25 (o)	60 (o)	25 (o)	80 (o)	- Gravimetria	Mensile	(4)
BOD5	mg/L O ₂	3	5	6	9	- Volumetria (metodo di Winkler) -Elettrometria - Respirometria	Mensile	(5)
Fosforo totale	mg/L P	0,07		0,14		-Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo all'acidofosfomolibdico in presenza di acido ascorbico, previa mineralizzazione)	Mensile	(6)
Nitriti	mg/L NO ₂	0,01	0,88	0,03	1,77	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo alla N-1-naftiletilediammina e sul fanilammide)	Mensile	(7)
Composti fenolici	mg/L C ₆ H ₅ OH	0,01	**	0,01	**	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo alla 4-aminoantipirina o alla p-nitroanilina)	Mensile	(8)

Idrocarburi di origine petrolifera	mg/L	0,2	***	0,2	***	- Esame gustativo -Spettrometria IR (previa estrazione con CCl4 o solvente equivalente) - Esame visivo - Esame gustativo	Mensile	(9)
Ammoniaca non ionizzata	mg/L NH3	0,005	0,025	0,005	0,025	-Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo al blu di indofenolo – oppure – Metodo di Nessler)	Mensile	(10)
Ammoniaca totale	mg/L NH4	0,04	1	0,2	1	-Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo al blu di indofenolo – oppure – Metodo di Nessler)	Mensile	(11)
Cloro residuo totale	mg/L come HOCl		0,004		0,004	- Spettrofotometria di assorbimento molecolare o volumetria (Metodo DPD:N,N-dietil-p-fenilendiammina)	Mensile	(12)
Zinco totale *	µg/L Zn		300		400	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Rame	µg/L Cu		40		40	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Tensioattivi (anionici)	mg/L come MBAS	0,2		0,2		- Spettrofotometria di assorbimento molecolare (Metodo al blu di metilene)	Mensile	(13)
Arsenico	µg/L As		50		50	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Cadmio totale *	µg/L Cd	0,2	2,5	0,2	2,5	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Cromo	µg/L Cr		20		100	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Mercurio totale *	µg/L Hg	0,05	0,5	0,05	0,5	- Spettrometria di assorbimento atomico (su vapori freddi)	Mensile	(14)
Nichel	µg/L Ni		75		75	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)
Piombo	µg/L Pb		10		50	- Spettrometria di assorbimento atomico	Mensile	(14)

Note: G = guida o indicativo; I = imperativo od obbligatorio.

(o): Conformemente all'art. 13 sono possibili deroghe;

(*) Totale = Disciolto più particolato;

(**) I composti fenolici non devono essere presenti in concentrazioni tali da alterare il sapore dei pesci

(***) I prodotti di origine petrolifera non devono essere presenti in quantità tali da:

- produrre alla superficie dell'acqua una pellicola visibile o da depositarsi in strati sul letto dei corsi d'acqua o sul fondo dei laghi
- dare ai pesci un sapore percettibile di idrocarburi
- provocare effetti nocivi sui pesci

In conclusione, per caratterizzare un fiume vanno considerati i seguenti aspetti:

- ✓ *quantità disponibile di acqua*, misurabile mediante la portata (variazione di volume di acqua che scorre attraverso una data sezione in un certo intervallo di tempo) ed aspetto correlato al bacino idrografico di alimentazione;
- ✓ *qualità dell'acqua*, fattore legato al regime idraulico del fiume, che se turbolento, si ha un notevole ricambio di ossigeno dall'atmosfera, se lento, l'ossigeno consumato dai microrganismi come accettare di elettroni per l'ossidazione della sostanza organica viene reintegrato meno frequentemente dall'atmosfera, con conseguente peggioramento della qualità. Tale fattore è funzione anche della composizione chimica, fisica e microbiologica delle acque del fiume, che influenzano i fenomeni di autodepurazione o di reazione all'immissione di sostanze inquinanti attraverso una serie di meccanismi volti a riportare l'acqua allo stato originario.

¹³ Allegato 1, D. Lgs 258/2000

Capitolo 3

“AZIONI DI RISANAMENTO DI UN BACINO RICETTORE CONNESSE ALLE CARATTERISTICHE DI DIMENSIONAMENTO DELL’IMPIANTO/I DI DEPURAZIONE”

La tutela delle acque superficiali, in qualità di bacini ricettori per le acque reflue depurate, è strettamente connessa alle caratteristiche ed ai criteri di dimensionamento degli impianti di depurazione che in esse riversano le loro acque chiarificate. Infatti nell’ambito del dimensionamento di un impianto di depurazione acque reflue occorre considerare i seguenti parametri: il carico idraulico o portata, il carico organico e la concentrazione dei nutrienti nel refluo, che sono i principali parametri normati ed analizzati dagli Enti preposti per la valutazione dello stato di qualità ambientale di un fiume. ¹⁵

Pertanto occorre definire gli obiettivi del trattamento, determinabili attraverso i limiti allo scarico, in funzione del tipo di corpo ricettore degli effluenti dell’impianto, ai sensi della normativa sulla tutela delle acque dall’inquinamento, il D. Lgs 258/2000, il quale differenzia i limiti di accettabilità del carico inquinante in base all’area di interesse. In tal senso vengono distinte le aree non sensibili, per le quali vengono forniti i limiti in termini di COD, BOD₅ e TSS e le aree sensibili, soggette ad eutrofizzazione, i cui limiti vengono forniti anche per i nutrienti, azoto e fosforo, come riportato nelle **tabelle 1B** dell’Allegato 5 del D. Lgs. 258/2000, “Limiti di emissione degli scarichi idrici: scarichi in corpi d’acqua superficiali”

Tabella 8: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane, Allegato 5 D. Lgs. 258/2000

Potenzialità impianto in A.E. (abitanti equivalenti)	2.000 – 10.000		>10.000	
	Concentrazione	% di riduzione	Concentrazione	% di riduzione
Parametri (media giornaliera) (1)				
BOD5 (senza nitrificazione) mg/L ⁽²⁾	≤ 25	70-90 ⁽⁵⁾	≤ 25	80
COD mg/L ⁽³⁾	≤ 125	75	≤ 125	75
Solidi Sospesi mg/L ⁽⁴⁾	≤ 35 ⁽⁵⁾	90 ⁽⁵⁾	≤ 35	90

1. Le analisi sugli scarichi provenienti da lagunaggio o fitodepurazione devono essere effettuati su campioni filtrati, la concentrazione di solidi sospesi non deve superare i 150 mg/L.

2. La misurazione deve essere fatta su campione omogeneizzato non filtrato, non decantato. Si esegue la determinazione dell'ossigeno disciolto anteriormente e posteriormente ad un periodo di incubazione di 5 giorni a $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$, in completa oscurità, con aggiunta di inibitori di nitrificazione.

3. La misurazione deve essere fatta su campione omogeneizzato non filtrato, non decantato con bicromato di potassio. 4. La misurazione deve essere fatta mediante filtrazione di un campione rappresentativo attraverso membrana filtrante con porosità di 0,45 μm ed essiccazione a 105°C con conseguente calcolo del peso, oppure mediante centrifugazione per almeno 5 minuti (accelerazione media di 2800-3200 g), essiccazione a 105°C e calcolo del peso.

5. Ai sensi dell'articolo 31 comma 6, la percentuale di riduzione del BOD5 non deve essere inferiore a 40. Per i solidi sospesi la concentrazione non deve superare i 70 mg/L e la percentuale di abbattimento non deve essere inferiore al 70%.

Tabella 9: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili, Allegato 5 D. Lgs. 258/2000

Parametri (media annua)	Potenzialità impianto in A.E.			
	10.000 – 100.000		>100.000	
	Concentrazione	% di riduzione	Concentrazione	% di riduzione
Fosforo totale (P mg/L) ⁽¹⁾	≤ 2	80	≤ 1	80
Azoto totale (N mg/L) ⁽²⁾ ⁽³⁾	≤ 15	70-80	≤ 10	70-80

(1) Il metodo di riferimento per la misurazione è la spettrofotometria di assorbimento molecolare.

(2) Per azoto totale si intende la somma dell'azoto Kjeldahl (N. organico+NH₃) + azoto nitrico + azoto nitroso. Il metodo di riferimento per la misurazione è la spettrofotometria di assorbimento molecolare.

(3) in alternativa al riferimento alla concentrazione media annua di 10 mg/L, purché si ottenga un analogo livello di protezione ambientale, si può far riferimento alla concentrazione media giornaliera di azoto totale pari a 20 mg/L per ogni campioni con una temperatura dell'effluente sia pari o superiore a 12° gradi centigradi. Il limite della concentrazione media giornaliera può essere applicato a un tempo operativo limitato che tenga conto delle condizioni climatiche locali.

Il carico idraulico è la quantità liquida delle acque reflue, il carico organico è la quantità di sostanze organiche che devono essere trattate. Entrambi possono essere stimati attraverso indagini dirette o indirette. Le misure dirette di portata vengono effettuate utilizzando misuratori magnetici in punti rappresentativi del collettore fognario o attraverso l'utilizzo di un canale di Venturi.

Per quanto riguarda il carico organico si effettuano analisi della concentrazione degli inquinanti, da eseguire scrupolosamente, in quanto i risultati ottenuti influenzano l'attendibilità del dimensionamento delle unità costituenti l'impianto e devono essere condotte sistematicamente ad archi temporali brevi, in modo da poter essere significative. In assenza di misure dirette, si effettuano misure indirette di portata e carico organico:

- la portata viene stimata sulla base dell'informazione della dotazione idrica giornaliera fornita dal gestore dell'acquedotto, nell'ipotesi che tutta l'acqua prelevata e poi consumata vada a finire nelle fognature, a meno di un'aliquota del 20-40%, relativa alle perdite distribuite di acqua lungo le condotte. Si considera dunque un coefficiente di afflusso pari a 0,8. La dotazione idrica è fornita dai manuali e varia in un range molto ampio che va da 150 l/ abxg a 600 l/abxg. E' un dato che dipende dalle abitudini e dal tenore di vita della popolazione servita, oltre che dalle dimensioni del centro abitato. La dotazione idrica tipica per la città è 250-300 l/abxg. Occorre considerare, inoltre, che le industrie, che spesso riversano le loro acque nel sistema fognario urbano, oltre ad essere approvvigionate dagli acquedotti civici, prelevano autonomamente acqua da corsi d'acqua superficiali o da pozzi profondi. Pertanto una stima dei consumi per addetto spesso non è in grado di evidenziare consumi di acqua ad uso accessorio, che possono essere molto elevati e che solo misure dirette sono in grado di evidenziare. Analogamente le acque di infiltrazione creano sensibili apporti, difficili da stimare; tuttavia quantificabili mediante apposite tabelle in relazione all'estensione della rete fognaria e del livello della falda. In tal modo si ottiene il livello da aggiungere alla portata media nera.¹⁵
- il carico organico può essere stimato in maniera indiretta attraverso il:
- carico organico specifico di BOD₅, cioè la domanda biochimica di ossigeno da parte dei microrganismi che utilizzano l'ossigeno per l'ossidazione della sostanza organica; pertanto il BOD₅ è un indice indiretto della concentrazione di sostanza organica biodegradabile presente nel refluo. I carichi organici ed idraulici degli scarichi industriali, ammesso che siano trattabili con gli scarichi civili, vengono immessi spesso nella stessa rete fognaria e per ricondurre i dimensionamenti su basi omogenee di riferimento, si utilizza il concetto di abitante equivalente.
 - COD, cioè la richiesta di ossigeno per l'ossidazione chimica della sostanza organica.
 - COD/BOD₅, indice della biodegradabilità, quindi della trattabilità biologica di un refluo.
 - Solidi sospesi, fattore che incide sul dimensionamento dei sistemi di raccolta e smaltimento del fango e contribuisce alla torpidità dell'acqua.¹⁵

I parametri che descrivono le caratteristiche del refluo, oltre al BOD₅, sono: COD, TSS, ed i nutrienti, quali fosforo ed azoto (P_{tot} e N_{tot}), che sono regolati dai limiti allo scarico definiti dal D. Lgs. 258/2000. La loro determinazione avviene in maniera diretta, attraverso misurazioni in prossimità dello scarico, oppure indiretta, attraverso il contributo pro capite di ciascun parametro rapportato all'abitante equivalente attraverso coefficienti specifici e tabellati, ottenendo così la quantificazione degli inquinanti presenti nelle acque, in termini di carico di BOD₅, COD, TSS, N_{tot}, P_{tot}. (Tabella 10)¹⁵

Tabella 10: Carichi organici di riferimento e limiti di emissione

	Produzioni (gr/ab g)	Limiti in uscita (mg/l)
BOD ₅	~ 60	≤ 40
COD	100 – 120	≤ 160
SST	70 – 90	≤ 80
Azoto Totale	12	N-NH ₄ ⁺ ≤ 15 N-NO ₃ ≤ 20
Fosforo	2 – 3	≤ 10

L'azoto si trova nei liquami sotto forma di ammoniacale, azoto organico, nitriti e nitrati. Il fosforo si trova sotto forma di ortofosfati, polifosfati e fosforo organico. Azoto e fosforo sono i maggiori responsabili del fenomeno dell'eutrofizzazione, abnorme crescita algale che si manifesta in presenza di un eccesso di tali nutrienti ed in condizioni di acque calme o bacini con scarso ricambio. Nei reflui civili sono presenti anche popolazioni di microrganismi: batteri, funghi, protozoi, alghe, ecc, gli stessi utilizzati nei processi biologici aerobi ed anaerobi di depurazione. Tuttavia sono presenti anche microrganismi patogeni. I batteri indicatori dell'inquinamento microbiologico sono quelli del ceppo dei "Coli", in particolare i coliformi fecali e totali.¹⁵

Tuttavia il carico organico ed idraulico sono i parametri fondamentali per la progettazione. Il dimensionamento dell'impianto deve essere effettuato sugli apporti idrici massimi che si verificano nell'anno e sulla popolazione che sarà in futuro allacciata all'impianto, qualora la popolazione da servire sia in continuo aumento. La portata da addurre all'impianto è funzione anche del tipo di fognatura cui l'impianto è collegato: separata o mista. La fognatura di tipo separato prevede una linea per le acque nere ed una per le acque bianche o meteoriche, mentre quella di tipo misto raccoglie sia le acque reflue che le acque meteoriche e di infiltrazione. In quest'ultimo caso la portata di pioggia viene scelta al

momento del dimensionamento dell'impianto in base alla sensibilità ed alla frequenza di ricambio del bacino ricettore.¹⁶

E' preferibile scolare l'acqua sostanzialmente per due motivi. Il primo è che se l'impianto accettasse tutte le acque meteoriche, esso dovrebbe esser dimensionato tenendo conto di eventi di intense precipitazione con conseguenti elevati costi per la realizzazione di vasche più grandi. Il secondo motivo è che se non si scolmasse una parte delle acque di pioggia, il refluo sarebbe molto diluito con conseguente difficoltà nell'abbatterne il carico inquinante. La scolmatura fa parte dei pretrattamenti, pertanto avviene a monte dell'impianto e subito dopo la grigliatura. Una seconda scolmatura avviene presso l'impianto.¹⁶

Prima del trattamento di depurazione vero e proprio, in genere vengono separati dalle acque grezze tutti quei corpi grossolani che altrimenti potrebbero provocare intasamenti nelle tubazioni e nei vari collegamenti e danni alle apparecchiature, riducendo le dimensioni delle apparecchiature e diminuendo il rischio di fuori-servizio. Detta separazione deve poter essere eseguita esclusivamente con operazioni fisiche e meccaniche, che sono denominate operazioni di pretrattamento e di trattamento primario. Le principali sono: grigliatura grossolana, grigliatura fine, dissabbiatura, disoleatura.¹⁷

¹⁵ Masotti, 2002, "Dati preliminari – Caratteristiche delle acque di rifiut", pg. 25-49

¹⁶ Prof. Rolle, 2002, "Dispense di Impianti di trattamento"

¹⁷ Masotti, 2002, "I trattamenti preliminari", pg. 55

3.1 Caratteristiche di un Impianto di depurazione

Un impianto di depurazione è un insieme di unità nelle quali, mediante opportuni processi fisici, chimici e biologici, è possibile attuare la depurazione delle acque reflue urbane ed industriali. Questi impianti sono composti da due linee di processo, quella della rimozione degli inquinanti dall'acqua (linea acque) e quella del trattamento per innocuizzazione e riduzione di volume dei fanghi prodotti, prima dello smaltimento finale (linea fanghi).

Alla **linea fanghi** viene avviato il "fango di supero" o "fango in eccesso", che deve essere prelevato ed allontanato periodicamente o con continuità dalla linea liquami, per evitare che le concentrazioni di solidi sospesi presenti in fasi caratteristiche di trattamento liquami superino i valori accettabili per il corretto funzionamento dell'impianto.¹⁸

Il compito della depurazione è di trasformare i liquami in un liquido imputrescibile. Pertanto l'acqua, dopo esser stata utilizzata, prende la via dello scarico e, attraverso una fognatura, che può essere di tipo misto o separata, giunge in impianto.

La **linea acque** comprende:

- trattamenti meccanici preliminari, quali grigliatura grossolana e fine, dissabbiatura, disoleatura, tra cui si annoverano anche lo sfioro delle acque di piena ed il sollevamento;
- trattamento primario o processi fisici, quale la sedimentazione primaria;
- trattamento secondario o biologico, costituito dal trattamento biologico e dalla sedimentazione secondaria;
- trattamento terziario (chimico-fisico) o processi di affinamento, caratterizzato dalla disinfezione, filtrazione e adsorbimento ed altri, in funzione della qualità e della destinazione d'uso delle acque chiarificate che si ottengono dal processo di depurazione.

Infine ci sono i trattamenti integrativi come l'equalizzazione, la preareazione e la disinfezione. Il primo può essere realizzata in linea o fuorilinea, non è una fase sempre prevista ma è molto utile per omogeneizzare i carichi sia idraulici che inquinanti ed ottenere delle caratteristiche dei liquami da trattare più o meno costanti.

¹⁸ Masotti, 2002, "trattamento e smaltimento finale del fango", pg. 601

3.2 Pretrattamenti

La **grigliatura grossolana** ha la funzione di separare e rimuovere i corpi grossolani, quali carta e pezzi di stoffa, che impropriamente vanno a finire in fognatura (soprattutto se questa ha tratti scoperti) e che possono influire negativamente sull'efficienza dei trattamenti successivi, ostruire o danneggiare le unità che seguono o creare disturbi estetici ai corpi ricettori. Essa è costituita normalmente da barre d'acciaio distanziate di 4-6 cm, mentre la grigliatura fine è attuata con barre in acciaio con luce di 0,2-0,5 cm, massimo di 1-2 cm, nel caso in cui sia prevista la sedimentazione primaria, altrimenti si adottano i primi valori menzionati. La **grigliatura fine**, in genere posta tra il sollevamento ed il dissabbiamento, intercetta il materiale di dimensioni minori, per cui trattiene molto

materiale e la pulizia deve essere eseguita frequentemente e in maniera automatica. Questo perché se la pulizia delle griglie non è effettuata con adeguata frequenza il materiale accumulato tende a provocare vistosi fenomeni di rigurgito idraulico sul canale d'alimentazione.¹⁹

La griglia rappresenta una sezione di passaggio variabile presso cui si genera una perdita di carico (A_h) crescente direttamente proporzionale alla dimensione delle sbarre, alla velocità di passaggio, all'accumulo di materiale e all'inclinazione della griglia, in genere di 30-60° sull'orizzontale, per griglie a pulizia manuale e 60-90°, per quelle a pulizia automatica. E' invece inversamente proporzionale alla spaziatura. Il limite massimo ammissibile di velocità di attraversamento è pari a 1,2 m/s, oltre il quale si potrebbe avere il sollevamento del materiale grigliato per effetto dell'azione idrodinamica del flusso o il passaggio di elementi che dovrebbero esser trattenuti. Valori troppo bassi potrebbero, invece, permettere la sedimentazione del materiale. La velocità di attraversamento deve esser compresa tra 0,6 e 1 m/s, con valore massimo pari a 1,2 m/s.

In genere si inseriscono nel canale due griglie, in quanto può accadere che la griglia si intasi o si rompa, per cui in tal modo si evita di fermare l'impianto.

La velocità della corrente nel canale non dovrebbe essere inferiore a 0,5 m/s nel caso di fognatura mista, a 0,3 m/s, nel caso di fognatura unitaria.

La pulizia della griglia grossolana, in generale, può essere eseguita manualmente o in automatico. E' manuale nei piccoli impianti, mentre in quelli di dimensioni elevate è preferibile utilizzare griglie a pulizia automatica, soprattutto per via delle portate elevate. Con pulizia manuale, spesso conviene adottare una griglia sommersa, in quanto il materiale raccolto sotto il livello liquido evita la propagazione di odori e lo sviluppo di insetti. Per quanto riguarda le griglie meccaniche automatiche ne esiste una grande varietà ed hanno la funzione di prelevare il materiale tolto dalla griglia.¹⁹

Il materiale grigliato, dopo sgocciolamento, è accumulato e allontanato mediante opportuni dispositivi, per poi essere smaltito mediante interrimento o insieme ai rifiuti solidi urbani, nel caso di piccoli centri abitati; in maniera autonoma, nel caso di centri abitati più grandi. In quest'ultimo caso in genere il materiale grigliato viene sottoposto a pressatura per ridurre al minimo i volumi da manipolare. La quantità di materiale grigliato è proporzionale alla luce libera delle griglia stessa, dipende dalle caratteristiche del sistema fognante, dalla sua posizione geografica, dalla presenza di particolari industrie allacciate alla fognatura, dal tipo e dalla spaziatura delle barre.¹⁹

In alternativa alla grigliatura fine si può adottare la triturazione, che presenta il vantaggio di eliminare la fase esteticamente più sgradevole del trattamento depurativo ed evita il problema dello smaltimento a parte del grigliato che verrebbe intercettato dalla griglia. Sono costosi e soggetti ad usura. Risultati simili alla grigliatura si ottengono con la stacciatura che consiste nel far passare il refluo attraverso reti metalliche o lamiere forate, in genere supportate da un tamburo rotante, con pulizia automatica. Le aperture di passaggio sono di pochi millimetri e trattengono tutto il materiale con dimensione superiore a quella della luce libera, mentre con la griglia basta che il materiale si disponga con la dimensione maggiore parallela alle barre per riuscire a passare. Tuttavia presentano un maggior problema per quanto riguarda lo smaltimento, è soggetta a rapido intasamento e non è prevista nel caso in cui nell'impianto ci sia la sedimentazione primaria, in quanto il materiale trattenuto dagli stacci sarebbe comunque in parte trattenuto dalla sedimentazione.

Lo **scolmatore** va adottato nel caso in cui si abbia a che fare con un sistema di fognatura mista ed è un dispositivo che provvede a scaricare le acque di piena, non appena la portata supera un certo valore, multiplo della portata media. Nella sua forma più semplice è costituito da una soglia stramazzone aperta su una parete o su entrambi le pareti del canale di adduzione, dalle quali avviene lo sfioro della portata. Esso è difficilmente regolabile e può addurre all'impianto portate maggiori di quelle dimensionate, tuttavia induce perdite di carico idraulico minime rispetto ad altri dispositivi dello stesso genere.

L'**impianto di sollevamento** è un sistema che permette di portare la portata affluente ad una quota tale per cui l'impianto possa lavorare a caduta, per gravità. Per far fluire il liquame a gravità lungo le tubazioni e vincere le perdite di carico concentrate e distribuite, è necessario definire, nelle varie unità che costituiscono l'impianto, il profilo idraulico o percorso, sulla base del quale decidere la prevalenza ΔH che consente il suddetto deflusso a gravità. Nel sollevamento vanno contemplati anche i costi energetici.

È sempre opportuno disporre il sollevamento dopo il dissabbiatore per evitare l'usura delle pompe dovuta all'azione abrasiva delle sabbie. Eventualmente si possono usare pompe con giranti particolarmente resistenti, ma ovviamente con costo maggiore. Si può disporre il sollevamento anche dopo la sedimentazione primaria, cosicché nel caso di mancanza di energia o di problemi di funzionamento si può inviare al recapito un liquame che ha subito almeno la sedimentazione primaria. Oppure può essere collocato dopo la

grigliatura o triturazione, utilizzando pompe per acque relativamente pulite, che hanno rendimenti più elevati di quelle utilizzate prima della grigliatura, le quali devono lasciar passare i solidi.

Per il sollevamento esistono sostanzialmente due tipologie di pompe:

- le pompe centrifughe
- le coclee

Le pompe centrifughe sono caratterizzate da: funzionamento regolare, costi contenuti e lunga durata. Possono essere sommergibili, cioè hanno una struttura pompa-motore compatta, in modo da poter essere immerse nel liquido da sollevare. Queste ultime offrono quali la possibilità di raffreddamento subitaneo delle pompe stesse e la possibile omissione, o riduzione al minimo, dei manufatti esterni e del pozzetto di sollevamento.

Il massimo numero di attacchi e stacchi consentiti per unità di tempo è generalmente fornito dalle ditte produttrici e varia tra 6 e 15. Tanto maggiore è il numero di attacchi e stacchi nell'unità di tempo, tanto maggiore è l'usura delle pompe. Al numero di pompe complessive scelte in fase di progettazione va aggiunta una pompa di riserva che entra in funzione in caso di guasto. Le pompe centrifughe sono caratterizzate da rendimenti elevati in un intervallo di tempo limitato, costi iniziali relativamente bassi e da una portata fluttuante o pulsante poiché si attaccano in corrispondenza di un certo livello, funzione del volume richiesto per la pompa, lavora per un certo periodo di tempo e poi si stacca e si riattacca solo quando si è raggiunto di nuovo il suddetto livello. Il criterio per il dimensionamento del pozzetto è quello di fare in modo che il numero di attacchi e stacca della pompa siano il più ridotto possibile, per garantire la massima durabilità della pompa.

20

La coclea può essere impiegata nella fase di ricircolo dei fanghi, oltre che nella fase di sollevamento dei reflui. Viene utilizzata per basse prevalenze (7m) in quanto per alte prevalenze occorrerebbe mettere due coclee in serie con problemi strutturali, essendo una struttura rigida. Tuttavia è idonea in impianti con elevate portate, ha un rendimento costante e risponde bene anche alle variazioni di portata. La prevalenza massima di una coclea è data dalla massima sommergenza della prima spira.

Il dissabbiamento è una delle fasi necessarie in tutti i sistemi di smaltimento in cui sono presenti tubazioni o macchinari, che possono essere erosi o intasati dalla presenza di materiale inerte o altre sostanze abrasive. Attraverso l'operazione di dissabbiamento vengono eliminate le sabbie e tutte quelle particelle con caratteristiche fisiche e

meccaniche analoghe (densità $>2\text{kg/dm}^3$). I quantitativi di sabbia che possono essere raccolti sono molto variabili a seconda del sistema di fognature, della conformazione del terreno e della presenza o meno di canali scoperti. Ne esistono diverse tipologie:

1. a gravità, sfruttando la differenza di densità esistente tra sabbia e materiale in sospensione;
2. aerato, in cui viene insufflata aria;
3. centrifugo, in cui è presente un agitatore meccanico.

In questi ultimi due casi si fornisce energia al fine di mantenere in sospensione le particelle organiche leggere e lasciar sedimentare quelle inorganiche più pesanti (sabbie).

Il dissabbiatore areato a canale presenta, all'estremità finale, il canale di Venturi, che crea nella sezione liquida una velocità costante, dell'ordine di 0,3 m/s. Il dissabbiatore è in genere costituito da due unità in parallelo, in modo da consentire le operazioni di manutenzione senza interrompere del tutto il servizio. L'aria viene insufflata lateralmente, attraverso dei diffusori, rispetto al flusso di liquame. L'insufflazione genera un moto rotazionale che, combinato con quello longitudinale di attraversamento, produce un moto a spirale. Le particelle pesanti sedimentano per gravità e forza centrifuga indotta dal moto rotatorio, per essere, in seguito, raccolte da dispositivi meccanici, quale un carro-ponte, che spinge le sabbie verso la tramoggia. Le particelle organiche, più leggere, sono mantenute in sospensione per flottazione e per effetto della turbolenza controllata. La componente del moto che permette la sedimentazione delle particelle organiche è l'aria, la quale deve essere insufflata in funzione della lunghezza della vasca (Nm^3/h) attraverso diffusori a bolle grandi con effetti meccanici e senza effetti di diffusione di ossigeno, come avviene con sistemi a bolle fini. Questo perché in questa sezione interessa indurre agitazione nel mezzo e più le bolle sono grandi e più la potenza è elevata e minore è la perdita di carico, intesa come perdita e consumo di energia. Nel caso di dissabbiatore meccanico la componente del moto è l'agitazione meccanico ed il funzionamento è analogo al dissabbiatore areato.²¹

Molto importante è che sia presente una fase di **disoleatura** e separazione dei grassi efficiente, dati i danni che possono comportare al trattamento biologico, soprattutto se è avviene con filtri percolatori, infatti i grassi creano una pellicola che impedisce la diffusione dell'ossigeno e del substrato organico di nutrimento, verso gli organismi che costituiscono la membrana. Oltre alla zona d'aerazione centrale può essere opportuno inserire due camere di calma laterali ricavate aumentando l'area del dissabbiatore di circa

il 30% e separate dalla zona centrale per mezzo di deflettori longitudinali. Per quanto riguarda i diffusori si utilizzano diffusori a membrana a bolle grosse in modo che l'effetto meccanico sia assicurato ma non si abbia dissoluzione d'ossigeno nel liquame.²²

¹⁹ Masotti, 2002, “*La grigliatura e la triturazione*”, pg. 55-62

²⁰ Masotti, 2002, “*Il sollevamento delle acque di rifiuto*”, pg. 66-77

²¹ Masotti, 2002, “*Il dissabbiamento*”, pg. 77-87

²² Masotti, 2002, “*La disoleatura*”, pg. 87-88

3.3 Trattamento Primario

La **sedimentazione primaria** è un processo preliminare che consente la separazione per gravità di particelle sospese, troppo piccole e leggere per essere rimosse per grigliatura o dissabbiatura. Le particelle possono essere grossolane, le quali sedimentano da sole o fiocose, che, per la loro carica superficiale si aggregano tra loro formando particelle di dimensione equivalente maggiore, in grado di sedimentare per gravità. In entrambi i casi la grandezza che condiziona il dimensionamento delle vasche di sedimentazione è il carico idraulico superficiale.

La sedimentazione avviene in grandi vasche di quiete idraulica a pianta rettangolare o circolare che permettono: 1) la separazione delle particelle solide, 2) la loro raccolta come fango, 3) la concentrazione del fango, 4) l'allontanamento del fango.

La scelta fra le due tipologie di vasche varia a seconda delle situazioni. Nel realizzare più di una vasca di sedimentazione si usano quelle rettangolari, per questioni di spazio, essendo strutture più compatte. Per grandi potenzialità sono più economiche le vasche di sedimentazione circolari, inoltre la simmetria che le caratterizza consente di ottenere un perimetro di sfioro dello stramazzo molto ampio, mentre per le vasche rettangolari occorre spesso adottare canalette addizionali.

Le vasche di sedimentazione possono assolvere contemporaneamente la funzione di ispessimento dei fanghi primari e misti (primari e secondari). In tal caso occorre dimensionare anche la tramoggia di fondo, che deve essere in grado di accumulare il fango per 10-12 ore. In un sedimentatore primario a pianta circolare con flusso longitudinale radiale i liquami vengono immessi nella vasca dal centro. In essa si determina un movimento dei liquami verso la periferia, dove sono i sistemi di raccolta. Poiché le forze che agiscono sui solidi sono prevalentemente dovute alla forza di gravità, essendo bassa la

velocità di migrazione del liquame all'interno della vasca, questi hanno la possibilità di sedimentare e raggiungere il fondo. La produzione di fanghi che ne deriva è continua e richiede, pertanto, una rimozione costante, funzione svolta da un ponte raschiatore. All'interno della vasca possono essere identificate due zone critiche: la zona di ingresso liquami e la zona di uscita. Nella prima si passa da una velocità piuttosto elevata ad una velocità molto inferiore; è importante smorzare l'energia posseduta dai liquami e favorire il passaggio ad un regime non turbolento. Per evitare che vengano a crearsi delle difficoltà di sedimentazione è opportuno isolare le zone di maggiore turbolenza. Per quanto riguarda la zona di uscita, è necessario fare in modo che la velocità di uscita, crescente, non disturbi la zona di sedimentazione, non determini richiami di fango.

Affinché le particelle solide, che si desidera separare dal mezzo liquido, possano sedimentare efficacemente sul fondo della vasca occorre che il carico idraulico superficiale non superi certi valori limite, che la profondità del sedimentatore sia adeguata e che sia assicurato un sufficiente tempo di detenzione. Infatti, per profondità troppo elevate possono aver luogo processi anaerobici, mentre per profondità eccessivamente ridotte non si avrebbe sedimentazione; analogamente, per i tempi di detenzione. Inoltre la profondità deve essere tale da consentire di alloggiare le apparecchiature per la rimozione del fango, per stoccare i fanghi sedimentati, impedirne la risospensione ed il loro trasporto con l'effluente. Vasche meno profonde si possono accettare se la rimozione dei fanghi è continua.

²³ Masotti, 2002, "La sedimentazione", pg. 125-141

3.4 Trattamento Biologico

I **processi biologici** consentono la trasformazione del substrato organico in materiale cellulare, il quale può essere separato dalla fase liquida ricorrendo a processi di separazione di tipo fisico come la sedimentazione. Questa trasformazione della sostanza organica è operata dai microrganismi che la ossidano (catabolismo) per ricavarne l'energia necessaria per le loro funzioni vitali e costruzione di nuovo materiale cellulare (anabolismo). Il materiale cellulare così prodotto è sedimentabile. I processi biologici permettono di modificare la concentrazione di alcune sostanze (carbonio, azoto e fosforo). Ciò avviene ad opera di microrganismi eterotrofi ed autotrofi, i primi agiscono sul ciclo del

carbonio organico da cui traggono energia per svilupparsi e riprodursi, gli altri traggono energia da reazioni di tipo chimico e per questo detti chemioautotrofi, con cui trasformano l'azoto ammoniacale in azoto nitrico (nitrificazione). Nel contempo avviene anche la rimozione del fosforo ma in percentuali ridotte pertanto per questo si preferisce una rimozione mediante trattamento chimico.

I liquami che vengono trattati arrivano dalla sedimentazione primaria privi di sostanze sedimentabili, ma ancora ricchi di sostanze disciolte e colloidali che vengono rese sedimentabili in questo processo e allontanate dal liquido. I processi saranno di tipo:

- Aerobico;
- Anaerobico;
- Anossico.

Il processo può essere aerobico o anaerobico. E' preferibile quello di tipo aerobico per i maggiori valori di crescita cellulare e per la maggior stabilità rispetto alla temperatura. Basandosi sul metabolismo "animale" tali processi sono influenzati da numerosi fattori ambientali:

- Maggiore è la temperatura, maggiore è la cinetica di rimozione;
- La concentrazione di nutrienti deve rispettare determinati rapporti tra carbonio, azoto e fosforo, affinché la crescita microbica risulti ottimale;
- Un pH troppo basso inibisce la nitrificazione, il range ottimale è tra 6 ed 8;
- Alcuni elementi e composti possono avere effetto tossico ed inibire la biomassa.

I processi biologici si caratterizzano in relazione allo stato della biomassa che può crescere in forma libera o su un supporto fisso o, si parla rispettivamente di processo a:

- **biomassa dispersa;**
- **biomassa adesa.**

Il **processo a biomassa dispersa** si realizza attraverso un impianto a **fanghi attivi** costituito, nel suo schema classico, da un *reattore biologico o vasca di aerazione* e da un *sedimentatore secondario*. Il reattore può essere plug-flow, sequenziale, a pozzo profondo o completamente miscelato, che è la tipologia più utilizzata in quanto grazie all'elevata diluizione consente di ottenere uno smorzamento delle punte di carico.

Nella vasca di aerazione i microrganismi, associati in colonie, formano dei fiocchi di fango che agglomerano i solidi sedimentabili sfuggiti ai precedenti trattamenti e bloccano i solidi colloidali per adsorbimento. L'ossigeno necessario per lo sviluppo delle reazioni aerobiche

viene reso disponibile allo stato disciolto per effetto della dissoluzione dell'ossigeno atmosferico nel mezzo liquido o per effetto della fotosintesi delle alghe verdi, ma data l'elevata concentrazione di microrganismi che si ha negli impianti a fanghi attivi, l'ossigeno così fornito non è sufficiente, con conseguente necessità di aerazione artificiale, attraverso aeratore meccanico superficiale o diffusore a membrana o ceramico. Il primo trasferisce l'ossigeno principalmente alla superficie della massa liquida, per effetto della turbolenza indotta dall'agitatore meccanico, rappresentato da una turbina. L'altro metodo è quello di aerazione ad aria insufflata, in cui l'aria viene immessa dai compressori nelle tubazioni e dispersa dai diffusori attraverso bolle minute. Il trasferimento avviene durante il percorso ascensionale delle bollicine. I massimi rendimenti di ossigenazione sono realizzabili con diffusori a bolle fini costituiti da piastre in ceramica porosa, che immettono aria dal fondo in modo da facilitare e prolungare gli scambi d'ossigeno.

Il trattamento biologico a fanghi attivi è dunque costituito dal reattore biologico e dal sedimentatore secondario, tenendo conto anche del ricircolo e dello spurgo dei fanghi. I rendimenti di abbattimento del BOD₅ sono dell'ordine del 70-90%.

La limitata attitudine dei trattamenti primari e secondari a rimuovere azoto e fosforo ha determinato, nei casi in cui si richieda una consistente riduzione dei suddetti parametri nell'effluente, la necessità di ricorrere a trattamenti specifici, quali la nitrificazione, la denitrificazione e la rimozione dell'azoto. Questo soprattutto se si vogliono riutilizzare le acque trattate.

La nitrificazione è il processo di trasformazione dell'azoto organico ed ammoniacale in azoto nitroso, ad opera di batteri Nitrosomonas e di quest'ultimo in azoto nitrico, ad opera di batteri Nitrobacter, mediante reazioni di ossidoriduzione in cui l'azoto ammoniacale e nitroso fungono da donatori di elettroni e l'ossigeno libero costituisce l'accettore. Tale processo si realizza in configurazioni impiantistiche simili a quella vista per la rimozione del carbonio e può avvenire sia nello stesso reattore del carbonio (single state) che in uno indipendente (separate state) e posto in successione. Nel primo caso la rimozione del carbonio avviene contemporaneamente alla nitrificazione e si prevedono tempi di stazionamento dei fanghi più lunghi, necessari a far avvenire entrambi i processi. Inoltre nel reattore sono presenti entrambe le famiglie di batteri, eterotrofi ed autotrofi nitrificanti, che sono aerobiche ed hanno bisogno del carbonio per ricavare l'energia necessaria al loro sviluppo, però hanno sensibilità diversa nei confronti dell'operatività. La scelta della configurazione impiantistica avviene in relazione al rapporto BOD₅/TKN, che se compreso tra 1 e 3 sarà opportuno applicare il single state e se > di 5, il separate state. Questo perché

se prevale la sostanza carboniosa i microrganismi eterotrofi si riproducono in quantità così elevate da “schiacciare” gli autotrofi. Nel caso di separate state si ha un reattore biologico per processo di ossidazione e rispettiva unità di sedimentazione con ricircolo, pertanto più costoso sia nella fase di costruzione che di gestione. In questo caso si ha una maggiore velocità di nitrificazione in quanto nel sistema combinato i batteri nitrificanti sono in basse percentuali rispetto agli eterotrofi, inoltre i nitrificanti sono meno sensibili all'influenza di sostanze tossiche, poiché parzialmente neutralizzate dalla biomassa eterotrofa del reattore precedente. Tuttavia nel sistema combinato oltre al vantaggio economico si rileva una minore produzione del fango di supergo e migliori caratteristiche di sedimentabilità dei fanghi.

Per completezza si può avere la denitrificazione che è il processo di ossidazione della sostanza organica ad opera di microrganismi (eterotrofi), che utilizzano come accettore di elettroni i nitrati. Il prodotto finale è l'azoto molecolare, che si volatilizza e viene dunque rimosso. La denitrificazione è un processo anossico che può essere posto prima o dopo la nitrificazione. Nel primo caso si parla di sistema con pre-denitrificazione, in cui nitrati prodotti nella nitrificazione vengono portati in testa alla denitrificazione, attraverso il ricircolo della biomassa. Qui vengono ridotti ad azoto elementare gassoso, utilizzando la sostanza organica del liquame grezzo come fonte di carbonio. In tal caso si hanno costi energetici legati al ricircolo dei nitrati ma il vantaggio che la cinetica non è limitata dall'assenza del substrato carbonioso. Tuttavia per rispettare i limiti di legge ed avere in uscita 1mg/l il ricircolo deve essere spinto per cui spesso conviene mettere una piccola unità di post-denitro, per rimuovere la concentrazione residua di azoto. Nel secondo caso si parla di sistema con post-denitrificazione, in cui per far avvenire la denitrificazione occorre aggiungere un substrato carbonioso, in genere il metanolo, in quanto consumato nelle precedenti reazioni di nitrificazione e rimozione del carbonio, considerando che se ne mette sempre una quantità in eccesso per assicurare il processo. In questo caso si hanno costi energetici minori legati all'assenza del ricircolo dei nitrati, ma costi associati al consumo del reagente. A differenza del caso con il metanolo c'è messa in libertà di ammoniacale, cioè l'azoto presente in forma ridotta non subisce denitrificazione per cui si ha messa in libertà di alcalinità, proporzionale all'azoto ridotto. Pertanto il sistema N_D prevede parziale recupero di alcalinità (50%) persa nella N.

La reazione produce alcalinità ed è influenzata dal pH, che deve essere compreso tra 7,5 e 8,5 per non inibire i batteri nitrificanti e dalla temperatura, analogamente al processo di nitrificazione.²⁴

Il **sedimentatore secondario** è rappresentato da vasche rettangolari o circolari simili al sedimentatore primario. Esso oltre a chiarificare il fluido deve anche ispessire i fanghi pertanto sarà diviso in tre zone con altezza minima tabellata per ciascuna di esse affinché l'altezza totale sia pari a 3 m ed avvenga, dal basso verso l'alto: l'ispessimento, l'accumulo del fango e la chiarificazione. In generale l'area richiesta per la chiarificazione si basa sulla velocità di risalita della più piccola particella da rimuovere e quella per l'ispessimento dipende dal flusso solido limite. Altro parametro importante, oltre al carico idraulico superficiale e il tempo di detenzione è il carico sullo stramazzo che, se troppo alto, si fa una doppia canaletta.

Il **processo a biomassa adesa** è rappresentato dall'utilizzo di **filtri percolatori**, cui segue un sedimentatore secondario.

I liquami, prima di essere ammessi ai filtri percolatori, devono essere sottoposti ai trattamenti preliminari sopraesposti (grigliatura, dissabbiatura, sedimentazione primaria).

I filtri percolatori sono dispositivi nei quali il liquame da trattare, in precedenza chiarificato, percola attraverso un supporto fisso sul quale è distribuito mediante ugelli disposti su un braccio. Questo è messo in rotazione per effetto della reazione dinamica dell'effluente o eventualmente azionato da un piccolo motore elettrico. I supporti possono essere realizzati in materiale naturale, come il pietrame, o in materiale plastico, caratterizzato da elevate superfici specifiche e dalla possibilità di essere impilati, ottenendo volumi maggiori con altezze che vanno dai 5 agli 8 metri, raggiungendo anche i 13m. La profondità limite dipende più dalla praticità, dalla richiesta di sollevamento, da problemi strutturali e da motivi estetici piuttosto che dall'efficienza di trattamento.

Il liquame viene degradato dalla popolazione batterica aerobica adesa sul supporto solido sotto forma di biofilm. La caratteristica dei filtri percolatori è rappresentata dal fatto che il substrato, l'accettore di elettroni e i nutrienti necessari alla crescita, devono essere trasportati all'interno del biofilm stesso affinché il processo abbia luogo. Ciò è garantito da fenomeni di diffusione molecolare verso la biomassa adesa.

Affinché tali processi biologici avvengano sono necessarie condizioni aerobiche. Occorre pertanto assicurare una quantità sufficiente di ossigeno mediante aerazione che avviene o per tiraggio naturale, in presenza di un gradiente di temperatura superiore a 3° C, o in maniera artificiale. Nel caso della rimozione del carbonio si sfrutta l'aerazione naturale, data la poca sensibilità del processo alla possibile alternanza di ossigenazione o meno. Nel

caso della rimozione dell'azoto, essendo la cinetica di nitrificazione molto sensibile all'ossigeno, si assicura una ventilazione forzata. Solitamente ciò avviene mediante l'ausilio di un sistema di pompaggio in grado di creare depressione e quindi un richiamo d'aria con riduzione dell'emissione di odori. Per la rimozione del carbonio e successiva rimozione dell'azoto, si prevedono in genere due filtri percolatori, con una sedimentazione intermedia tra i due.

Per controllare o eliminare la crescita di insetti sul filtro e ridurre gli odori, si può prevedere la sua sommersione periodica o un dosaggio idraulico a bassa frequenza.

Per effetto del sempre nuovo apporto del materiale organico lasciato dal liquame che via a via percola, si potrebbe giungere all'intasamento dei pori se non intervenisse il fenomeno del distacco della membrana, agevolato dalla formazione di gas di riduzione biologica e acidi a seguito dell'instaurarsi delle condizioni anaerobiche. Ciò avviene per l'impossibilità dell'ossigeno di raggiungere gli strati più interni della membrana, una volta raggiunto un certo spessore. Il distacco continuo ed uniforme del biofilm è un indice di buon funzionamento, misurato dai SST effluenti, per cui è necessaria la sedimentazione finale.

Il filtro percolatore viene seguito dalla **sedimentazione secondaria**, in cui si raccolgono le parti solide di membrana biologica liberatesi dalla massa filtrante. Sono vasche simili alla sedimentazione primaria.

Rispetto agli impianti a fanghi attivi presentano il vantaggio che i consumi energetici sono ridotti in quanto l'aerazione, per piccoli impianti, può essere naturale; l'impianto può funzionare a caduta ed ha tempi ridotti di attivazione della biomassa. Inoltre i filtri si adattano rapidamente a punte improvvise di carico organico, danno luogo a scarsa formazione di schiume, ad un carico superficiale di solidi sospesi ridotto e ad una produzione di fanghi di supero più facilmente sedimentabili ed ispessibili. Tuttavia c'è la possibilità di produzione di odori sgradevoli, di intasamento del mezzo filtrante, la necessità di aree più estese e la depurazione risulta meno spinta nei periodi invernali (condizione critica su cui si dimensiona), in quanto la membrana biologica è a diretto contatto con l'atmosfera e risente direttamente delle variazioni della temperatura esterna. Infine l'impianto è caratterizzato da rigidità costruttiva e di esercizio, dà luogo a ridotte rimozioni di BOD e ha costi iniziali elevati.

²⁴ Masotti, 2002, "Impianti a fanghi attivi", cap. 10

²⁵ Masotti, 2002, "Impianti a Filtri percolatori", cap. 11

3.5 Trattamento Terziario

Per ottimizzare l'efficacia del processo depurativo, è utile predisporre un sistema di **disinfezione** delle acque prima del loro scarico nel corpo idrico ricettore. Tale operazione serve per ridurre sensibilmente la carica microbica dell'acqua, nella quale possono essere presenti microrganismi patogeni in concentrazioni elevate e parassiti pericolosi, veicoli di malattie per l'uomo e che poi vengono riversati nel corpo idrico ricettore. Più usata è la disinfezione tramite l'immissione di cloro e suoi composti. Questi, immessi in acqua, attaccano i microrganismi distruggendo la membrana batterica. Sicuramente molto efficace ma al tempo stesso non pienamente soddisfacente: l'utilizzo di cloro lascia dei residui, come le cloroammine, di elevata tossicità.

Molto usati sono:

- Cloro gas;
- Acido cloridrico.

Oggi si usano, in quanto più sicuri da residui, acido peracetico e biossido di cloro.

Altro metodo di disinfezione è quello con ozono, molecola estremamente ossidante.

Un metodo fisico è la termodistruzione, ma più utilizzato è sicuramente quello per mezzo dei raggi UV. Si organizzano una serie di lampade su un canale dove scorre l'acqua. Esse forniscono i raggi.

Un efficace ed economico processo di disinfezione, come già detto, è quello realizzato attraverso l'aggiunta di acido peracetico (CH_3COOOH), che inibisce lo sviluppo e la vita dei microrganismi con cui interagisce. La sua efficacia è influenzata sia dal tempo di contatto sia dalla concentrazione con la quale è presente nell'acqua da disinfettare ed è condizionata anche da una preliminare efficace miscelazione, con regime turbolento. La fase di contatto è realizzata in appositi reattori plug flow realizzati a serpentina in modo da assicurare un sufficiente tempo di residenza ed evitare corti circuiti che porterebbero ad un decadimento del rendimento della disinfezione. Occorre tener conto della resistenza dei microrganismi alle condizioni ossidanti poste con il dosaggio. Il dosaggio risulta da letteratura, in relazione agli obiettivi prefissati.²⁶

²⁶ Masotti, 2002, "La disinfezione-clorazione", pg.105-113

Capitolo 4

“VALUTAZIONE ED ANALISI DEI PARAMETRI NORMATIVI DI QUALITÀ”

L'attenzione della presente tesi è focalizzata sulla possibile incongruenza tra il numero dei parametri di controllo dei reflui civili, loro frequenza di campionamento ed i parametri necessari per definire lo stato di qualità ambientale dei corpi idrici superficiali (soprattutto fiumi), quali bacini ricettori dei suddetti reflui civili, ai sensi dell'Allegato 1 del D. Lgs. 258/2000. La questione è relativa alla logica della scelta dei dati, tra quelli forniti dalle ARPA delle Regioni, che l'APAT elabora nell'ambito del Sistema Informativo nazionale ambientale e trasmette ai Ministeri interessati ed al Ministero dell'Ambiente. I dati così trasmessi risultano inconsistenti perché utili per definire il rispetto o meno dei limiti di legge ma non l'incidenza dello scarico del refluo sull'ecosistema lotico e come esso risponde al carico organico, se pur entro i limiti normativi (D. Lgs. 258/2000). Occorre tener conto che già naturalmente è presente nel fiume una certa concentrazione di sostanze organiche. Principalmente si pone l'attenzione sull'importanza della correlazione tra i parametri di analisi dei reflui e quelli di monitoraggio del bacino ricettore, regolati dallo stesso Decreto Legislativo (D. Lgs 152/99 e sue integrazioni correttive nel D. Lgs. 258/2000) ed alcuni dei quali coincidenti, ma i primi sono in numero limitato rispetto a quelli specifici di caratterizzazione dei fiumi e monitorati dalle ARPA per l'analisi dello stato di qualità di un corpo idrico superficiale, che inevitabilmente è alterato o semplicemente influenzato dalla presenza degli scarichi reflui.

4.1 Direttiva 91/271/CEE; trattamento delle acque reflue urbane

Ai sensi del D. Lgs. 258/2000 vengono definiti e fissati i valori limiti di emissione delle sostanze, i quali si applicano di norma nel punto di fuoriuscita delle emissioni dall'impianto, senza tener conto dell'eventuale diluizione.

Per “valori limite di emissione” si intende:

“la concentrazione e/o il livello di un'emissione che non devono essere superati in uno o più periodi di tempo e possono essere fissati anche per determinati gruppi, famiglie o categorie di sostanze, in particolare quelle di cui all'articolo 16 della presente Direttiva, Strategie per combattere l'inquinamento idrico”.²⁶

A tale scopo la normativa prevede che vengono effettuati dei «controlli delle emissioni», i quali comportano una limitazione specifica delle emissioni, (valore limite delle emissioni), oppure ne definiscono limiti o condizioni in merito agli effetti, alla natura o ad altre caratteristiche di un'emissione o condizioni operative che influiscono su di essa.²⁶

Pertanto, ai sensi del presente decreto:

“l'effetto degli scarichi indiretti di una stazione di depurazione di acque reflue in un corpo idrico superficiale può essere preso in considerazione nella determinazione dei valori limite di emissione dell'impianto, a condizione di garantire un livello equivalente di protezione dell'ambiente nel suo insieme e di non portare a carichi inquinanti maggiori nell'ambiente”.²⁷

I reflui di scarico di interesse della presente tesi sono i reflui civili, definiti ai sensi della Direttiva 91/271/CE, concernente il trattamento delle acque reflue urbane.

Ai sensi dell'art. 4 della presente Direttiva gli Stati membri devono provvedere affinché le acque reflue urbane che confluiscono in reti fognarie siano sottoposte, prima dello scarico, ad un trattamento secondario o ad un trattamento equivalente, in relazione alla potenzialità dell'agglomerato, al fine di soddisfare i requisiti previsti all'allegato 1B (tabella 8).

Tabella 11: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane, Allegato 1B Direttiva 91/271/CE

Potenzialità impianto in A.E. (abitanti equivalenti)	2.000 – 10.000		>10.000	
	Concentrazione	% di riduzione	Concentrazione	% di riduzione
Parametri (media giornaliera) (1)				
BOD5 (senza nitrificazione) mg/L (2)	≤ 25	70-90 (5)	≤ 25	80
COD mg/L (3)	≤ 125	75	≤ 125	75
Solidi Sospesi mg/L (4)	≤ 35 (5)	90 (5)	≤ 35	90

1. Le analisi sugli scarichi provenienti da lagunaggio o fitodepurazione devono essere effettuati su campioni filtrati, la concentrazione di solidi sospesi non deve superare i 150 mg/L.

2. La misurazione deve essere fatta su campione omogeneizzato non filtrato, non decantato. Si esegue la determinazione dell'ossigeno disciolto anteriormente e posteriormente ad un periodo di incubazione di 5 giorni a 20°C±1°C, in completa oscurità, con aggiunta di inibitori di nitrificazione.

3. La misurazione deve essere fatta su campione omogeneizzato non filtrato, non decantato con bicromato di potassio. 4. La misurazione deve essere fatta mediante filtrazione di un campione rappresentativo attraverso membrana filtrante con porosità di 0,45 µm ed essiccazione a 105°C con conseguente calcolo del peso, oppure mediante centrifugazione per almeno 5 minuti (accelerazione media di 2800-3200 g), essiccazione a 105°C e calcolo del peso.

5. Ai sensi dell'articolo 31 comma 6, la percentuale di riduzione del BOD5 non deve essere inferiore a 40. Per i solidi sospesi la concentrazione non deve superare i 70 mg/L e la percentuale di abbattimento non deve essere inferiore al 70%.

Il trattamento può essere meno spinto nel caso di scarichi reflui situati in alta montagna (al sopra di 1500m dal livello del mare), poiché la temperatura più bassa compromette l'efficienza del trattamento biologico. Sarà invece più spinto per gli scarichi in aree sensibili, i cui reflui devono soddisfare i requisiti previsti nell'allegato 1B (tabella 9), eccetto nel caso in cui la percentuale minima di riduzione del carico complessivo in ingresso a tutti gli impianti di trattamento delle acque reflue urbane in quella determinata area è pari almeno al 75 % per il fosforo totale e almeno al 75 % per l'azoto totale. ²⁶

Tabella 12: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili, Allegato 1B Direttiva 91/271/CE

Parametri (media annua)	Potenzialità impianto in A.E.			
	10.000 – 100.000		>100.000	
	Concentrazione	% di riduzione	Concentrazione	% di riduzione
Fosforo totale (P mg/L) ⁽¹⁾	≤ 2	80	≤ 1	80
Azoto totale (N mg/L) ⁽²⁾⁽³⁾	≤ 15	70-80	≤ 10	70-80

(1) Il metodo di riferimento per la misurazione è la spettrofotometria di assorbimento molecolare.

(2) Per azoto totale si intende la somma dell'azoto Kjeldahl (N. organico+NH₃) + azoto nitrico + azoto nitroso. Il metodo di riferimento per la misurazione è la spettrofotometria di assorbimento molecolare.

(3) in alternativa al riferimento alla concentrazione media annua di 10 mg/L, purché si ottenga un analogo livello di protezione ambientale, si può far riferimento alla concentrazione media giornaliera di azoto totale pari a 20 mg/L per ogni campioni con una temperatura dell'effluente sia pari o superiore a 12° gradi centigradi. Il limite della concentrazione media giornaliera può essere applicato a un tempo operativo limitato che tenga conto delle condizioni climatiche locali.

Fosforo ed azoto sono i maggiori responsabili dell'eutrofizzazione, fenomeno di abnorme crescita algale che si manifesta in presenza di un eccesso dei suddetti nutrienti ed in condizioni di acque stagnanti o scarso ricambio idrico.

I trattamenti previsti dalla normativa sono i seguenti:

Trattamento primario: processo fisico e/o chimico che comporta la sedimentazione dei solidi sospesi, loro riduzione almeno del 50% e riduzione del BOD₅ almeno del 20 % prima dello scarico.

Trattamento secondario: trattamento in genere di tipo biologico con sedimentazioni secondarie, o altro processo in cui vengano rispettati i requisiti stabiliti nella tabella dell'allegato 1B.

Trattamento appropriato: trattamento delle acque reflue urbane mediante un processo e/o un sistema di smaltimento che dopo lo scarico garantisca la conformità delle acque

recipienti ai relativi obiettivi di qualità e alle relative disposizioni della presente direttiva e di altre direttive comunitarie pertinenti.

Il successivo scarico delle acque trattate avviene in relazione alla potenzialità dell'impianto ed alla sensibilità del bacino ricettore. In particolare per lo scarico in aree sensibili si prevede un trattamento più spinto.

Ai sensi dell'art.10, la progettazione, costruzione, gestione e manutenzione degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane, realizzati per rispettare i limiti di emissione, devono essere condotti in modo da garantire prestazioni sufficienti nelle normali condizioni climatiche locali, tenendo conto anche delle variazioni stagionali di carico.

Lo scarico di acque reflue industriali in reti fognarie ed impianti di trattamento delle acque reflue urbane deve essere subordinato a regolamentazioni e/o ad autorizzazioni specifiche da parte dell'autorità competente o dell'organismo abilitato.

Le acque reflue che siano state sottoposte a trattamento devono essere, per quanto possibile, riutilizzate, mentre il loro smaltimento deve rendere minimo l'impatto negativo sull'ambiente, attraverso regolamentazioni specifiche, in relazione alla sensibilità del bacino ricettore.

Per verificare la conformità dei requisiti dell'allegato 1B per aree normali e per aree sensibili vengono effettuati controlli sul punto di scarico degli impianti di trattamento da parte delle autorità competenti o degli organismi abilitati, secondo le procedure di controllo stabilite nell'allegato 1D; il quale prevede campionamenti su 24 ore proporzionali alla portata, effettuati allo sbocco e, se necessario, anche all'entrata dell'impianto. Il numero minimo annuo di campioni è fissato in base alla dimensione dell'impianto di trattamento, con raccolta ad intervalli regolari nel corso dell'anno:

- per impianti da 2000-9999 a.e. si prevedono 12 campioni nel primo anno e 4 negli anni successivi, se si può dimostrare che nel primo anno l'acqua è conforme alle disposizioni della direttiva; altrimenti devono essere prelevati sempre 12 campioni.
- per impianti da 10000-49999 a.e.: 12 campioni.
- per impianti da 50 000 a.e. e oltre: 24 campioni.

Valori estremi per la qualità delle acque non sono presi in considerazione se essi sono il risultato di situazioni eccezionali come quelle dovute a piogge abbondanti.

Ai sensi dell'art. 16 gli Stati membri provvedono affinché ogni due anni le autorità o gli organismi competenti pubblichino un rapporto sulle attività di smaltimento delle acque reflue urbane e dei fanghi nell'area di loro competenza. I rapporti sono trasmessi alla Commissione dagli Stati membri non appena pubblicati.²⁷

4.2 Parametri di qualità per il monitoraggio di acque fluviali e di acque reflue in uscita dagli omonimi impianti, definiti dal D. Lgs. 258/2000

In relazione a quanto sino ad ora esposto si evince che per la verifica del rispetto dei limiti di emissioni dei reflui civili vengono campionati molti meno parametri di quelli necessari per la determinazione dello stato di qualità ambientale di un corpo idrico superficiale ai sensi del D. Lgs. 258/2000, il cui obiettivo è quello del raggiungimento di uno stato di qualità ambientale “buono”, attraverso il monitoraggio e la limitazione alla fonte delle sorgenti di inquinamento. A tale scopo il monitoraggio si articola nella fase conoscitiva, finalizzata ad una prima classificazione del corpo idrico superficiale e la fase a regime, volta al raggiungimento dello stato di qualità buono ed al mantenimento dello stesso. Il monitoraggio, avviene mediante il campionamento ed analisi principalmente dei seguenti parametri chimici, fisici e microbiologici delle acque:

- O.D.;
- temperatura;
- pH;
- BOD₅;
- COD;
- azoto ammoniacale;
- azoto nitrico;
- azoto totale;
- solidi totali;
- fosforo totale;
- conducibilità elettrica;
- Escherichia coli.

I parametri fisici, quali temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità, possono essere misurati direttamente in situ mediante specifiche sonde, mentre gli altri parametri vengono determinati attraverso opportune analisi di laboratorio, utilizzando specifici metodi analitici (metodi IRSA).

Sulla base dell'analisi dei parametri campionati è possibile determinare il SECA (lo stato di qualità ambientale) del fiume in esame, che prevede la valutazione dello stato ecologico e dello stato chimico, da cui poter poi dedurre il menzionato stato di qualità ambientale.

Lo stato ecologico consiste nel calcolo e nell'integrazione di due indici: il Livello di Inquinamento da Macrodescrittori (LIM) e l'Indice Biotico Esteso (IBE).

Il LIM viene determinato sulla base dei suddetti parametri fisici, chimici e microbiologici, secondo la tabella della normativa; per quanto riguarda l'IBE, si effettua il campionamento dei macroinvertebrati presenti nelle acque fluviali.

L'IBE è un indicatore dell'effetto della qualità chimica e chimico-fisica delle acque mediante l'analisi delle popolazioni di fauna macrobentonica che vivono nell'alveo dei fiumi e si basa sulla diversa sensibilità agli inquinanti di alcuni gruppi faunistici e sulla ricchezza complessiva in specie della comunità di macroinvertebrati. Pertanto un corso d'acqua non inquinato è caratterizzato dalla presenza di specie sensibili all'inquinamento ed alla carenza di ossigeno, in quello inquinato invece riusciranno a vivere solo le specie più resistenti. Quindi la biodiversità dei macroinvertebrati dipende direttamente dalla qualità dell'acqua e dalla diversità e qualità del substrato, cioè dallo stato più o meno naturale del corso d'acqua. Una degradazione (o un risanamento) della qualità biologica di un corso d'acqua si ripercuote così rapidamente sulla diversità dei macroinvertebrati. Questi aspetti offrono la possibilità di ottenere un indice biotico che attesti la qualità del corso d'acqua.

Lo stato chimico è definito dal valore assunto dagli inquinanti chimici (metalli pesanti) rispetto al valore soglia indicato nell'allegato 2B della D. Lgs. 258/2000, "Criteri generali e metodologie per il rilevamento delle caratteristiche qualitative, per la classificazione ed il calcolo della conformità delle acque dolci superficiali idonee alla vita dei pesci salmonicoli e ciprinicoli".

Data l'importanza che assume la tutela delle acque dall'inquinamento nell'ambito del D. Lgs. 258/2000 e l'impossibilità di un'azione invasiva di risanamento contro il potenziale effetto di tossicità e deossigenazione che può provocare lo sversamento di un reflu troppo carico di sostanza organica, risulta utile affiancare ai già menzionati dati di emissione degli impianti (BOD, COD, solidi sospesi, azoto totale, fosforo totale.) almeno quei parametri che possono essere misurati con facilità ed in modalità continua come l'ossigeno disciolto, la temperatura e la conducibilità elettrica. Tra questi si attribuisce elevata importanza all'O.D., da cui è deducibile l'andamento spazio-temporale degli altri due, in quanto è un indice indiretto dello stato di salute di un fiume, la cui solubilità è influenzata della temperatura e della conducibilità elettrica, mentre la sua concentrazione dipende dalla presenza di fattori che ne determinano consumo, quali BOD, COD, azoto, fosforo e solidi totali, in quanto accettare di elettroni dei processi metabolici dei microrganismi che utilizzano la sostanza organica come fonte di nutrimento. L'analisi del

solo O.D. permette di ottenere informazioni significative se confrontato con l'andamento degli altri parametri normalmente campionati per le acque reflue.

Capitolo 5

“METODOLOGIA DI ANALISI DEI DATI DI MONITORAGGIO”

5.1 Caso studio: Regione Umbria

Per la valutazione dello stato di qualità del fiume ai sensi dell'allegato 2 della normativa sulle acque (D. Lgs 258/2000), “Monitoraggio dei corsi d'acqua destinati alla vita dei pesci”, sono stati reperiti i parametri chimici, fisici e biologici dei corpi idrici significativi delle diverse regioni di Italia. I suddetti dati sono stati forniti direttamente dalle ARPA per il confronto con i parametri a disposizione dell'APAT, relativamente alle caratteristiche di qualità delle acque di scarico degli impianti di trattamento acque reflue delle stesse regioni e dei corrispondenti bacini ricettori. A tale scopo è stata scelta come regione campione l'*Umbria*, di cui l'omonima ARPA ha dato disponibilità dei dati di monitoraggio relativi all'anno 2004, lo stesso per il quale l'APAT dispone informazioni sui limiti di emissione degli impianti reflui e lo stato di qualità dei corrispondenti bacini ricettori, sottoposti al controllo normativo. I fiumi della regione umbra ritenuti significativi ai sensi della D. Lgs 258/2000 e per questo soggetti a monitoraggio sono riportati in **Tabella 13**. Tuttavia in essa sono elencati soltanto alcuni dei corpi idrici superficiali monitorati dall'ARPA, in particolare quelli interessati dallo scarico di acque reflue chiarificate, oggetto di studio della presente tesi.

Tabella 13: Regione Umbria, corpi idrici significati ai sensi del D. Lgs. 258/2000, stazioni di monitoraggio dell'ARPA e loro coordinate geografiche.

Fiumi	Stazione	Descrizione	x*	y*
NERA	NER1	località Pontechiusita P.te Centrale ENEL	2356037	4749482
NERA	NER2	Cerreto di Spoleto Borgo Cerreto Centr. ENEL	2351013	4742958
NERA	NER4	Arrone - Casteldilago località il Piano	2334705	4716394
NERA	NER5	Terni località Pentima	2328676	4714548
NERA	NER6	Terni Maratta Cava Sabatini e Crisanti	2321586	4714525
NERA	NER7	Ponte D'Augusto	2315950	4711127
NERA	NER8	Prima della confluenza del Tevere ad Orte	2307415	4702738
PAGLIA	PGL1	Allerona - loc.Sassone Fonti di Tiberio	2275735	4740829
		Orvieto loc.Tordimonte - Fori di Baschi - galleria		
PAGLIA	PGL2	ferrovia	2289912	4730757
TEVERE	TVR1	E45 uscita Pistrino, a monte ponte sulla statale	2290272	4823122
TEVERE	TVR2	A valle di Città di Castello, sotto il ponte E45	2296992	4812321
TEVERE	TVR3	A valle di Umbertide, dal ponte di Montecorona	2305396	4796017
TEVERE	TVR4	Ponte Felcino, dal ponte di Passo dell'Acqua	2312993	4781271
TEVERE	TVR5	A valle confluenza Chiascio, ponte di Pontenuovo	2310477	4765198
TEVERE	TVR6	Dal ponte sulla provinciale per Torgiano	2310063	4767883
TEVERE	TVR7	A monte del lago di Corbara, Pontecuti	2305192	4739800
TEVERE	TVR8	A valle confluenza. Paglia, Baschi - nuovo	2291832	4727729
TEVERE	TVR9	A valle del Lago di Alviano, Attigliano	2296349	4709634
TEVERE	TVR10	A valle confluenza Nera, Orte Scalo - nuovo	2307777	4701770
CHIASCIO	CHS1	Barcaccia, dal ponte a valle della diga	2325433	4783691
		Ex passerella Segoloni A valle della zona industriale		
CHIASCIO	CHS2	di Bastia	2317010	4767474
CHIASCIO	CHS3	A monte confluenza Tevere, Molino Silvestri	2311289	4766447
MARROGGIA	MAR1	Loc. Casco dell'Acqua - Ponte sul bivio per il paese	2332486	4752324
TEVERONE	TVN1	Loc. Bevagna - Ponte sulla strada provinciale	2325012	4755875
TOPINO	TOP1	A monte Foligno, Capodacqua	2336844	4765796
TOPINO	TOP2	A valle Foligno, Corvia, Via G.Pepe	2331023	4757105
TOPINO	TOP3	A monte confluenza Chiascio, Passaggio Bettona	2317083	4766590
TIMIA	TIM1	A monte confluenza. Topino, Cannara	2323571	4761817
NESTORE	NES1	A monte di Marsciano, Tennis Club	2301132	4755230
NESTORE	NES2	A monte confluenza Tevere, Fornaci Briziarelli	2305012	4753950

Dall'analisi della **tabella 13** si nota che alcuni corpi idrici superficiali presentano una sola stazione di campionamento (fiume Marroggia), altri fino a dieci (fiume Tevere). Tale numero è definito ai sensi del D. Lgs. 258/2000 in funzione dell'estensione del fiume

stesso. Pertanto, per ogni mese, per alcuni corpi idrici superficiali si hanno più dati di monitoraggio rispetto ad altri. Questi ultimi, a loro volta, spesso non sono direttamente confrontabili con i corrispondenti dati dei reflui trattati dagli impianti aventi come bacino ricettore i suddetti fiumi, poiché in numero minore o collocati in posizioni diverse rispetto alle stazioni di monitoraggio scelte dall'ARPA (Tabella 14 e Figura 1).

Tabella 14: Regione Umbria: Agglomerati, impianti reflui e loro bacini ricettori.

Denominazione agglomerato	Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci
NARNI	Funaria-Tre Ponti	Narni	Tevere	Fiume Nara
TERNI	Terni 1	Terni	Tevere	Fiume Nera
TERNI	Gabelletta	Terni	Tevere	Fiume Nera
ORVIETO	Generale	Orvieto	Tevere	Fiume Paglia
ORVIETO	Bardano	Orvieto	Tevere	Fiume Paglia
PERUGIA	Ponte Valleceppi	Perugia	Tevere	Fiume Tevere
	Ponte San			
PERUGIA	Giovanni	Perugia	Tevere	Fiume Tevere
DERUTA-TORGIANO-BETTONA	Comunanza	Deruta	Tevere	Fiume Tevere
UMBERTIDE	Pian D'Assino	Umbertide	Tevere	Fiume Tevere
CITTA' DI CASTELLO	Canonica	Città di Castello	Tevere	Fiume Tevere
CITTA' DI CASTELLO	Intercomunale	San Giustino	Tevere	Fiume Tevere
ASSISI-BASTIA	Costano	Bastia Umbra	Tevere	Fiume Chiascio Torrente
SPOLETO	Camposalese	Spoletto	Tevere	Marroggia
FOLIGNO-SPELLO	Casone	Foligno	Tevere	Fiume Teverone
FOLIGNO-SPELLO	Castellaccio	Spello	Tevere	Fiume Topino
PERUGIA	Taverne	Corciano	Tevere	Fiume Nestore

Nella **tabella 14** sono riportate le informazioni relative ai nomi degli impianti di trattamento reflui presenti nella regione Umbria, dei corrispondenti agglomerati da servire e dei bacini ricettori in cui riversare le acque chiarificate. Sulla base di questo elenco sono state scelte le stazioni di monitoraggio ARPA da analizzare, ai fini di un confronto.

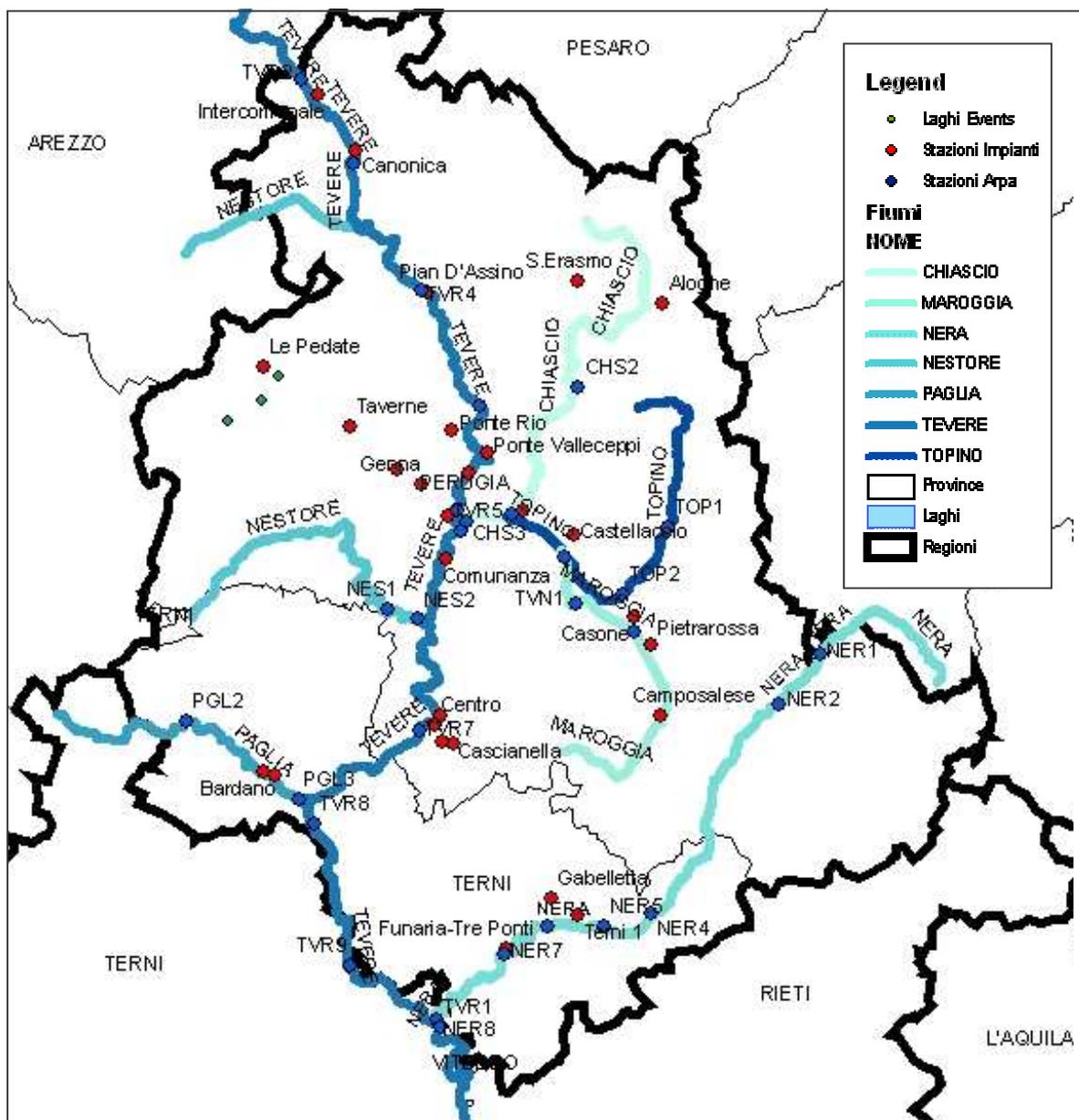


Figura 1: Rappresentazione cartografica, in coordinate geografiche Gauss Boaga, delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti reflui presenti nella Regione Umbria.

Nella rappresentazione cartografica della regione Umbria di **Figura 1**, realizzata con il software ArcMap, sono evidenziate: le province, i fiumi di interesse e, mediante tematismi blu e rossi, rispettivamente le stazioni di monitoraggio dell'ARPA Umbria e degli impianti di trattamento reflui presenti nella regione, di cui sono note per entrambi le coordinate geografiche nel sistema di riferimento Gauss Boaga.

Attraverso la presente cartografia è possibile individuare le posizioni relative tra stazioni di monitoraggio ARPA dei corpi idrici superficiali ed impianti di trattamento reflui, che riversano le loro acque chiarificate negli stessi fiumi.

Per una più attenta analisi e confronto dei dati delle stazioni di monitoraggio ARPA e di quelli rilevati al punto di fuoriuscita degli impianti di trattamento reflui della regione Umbria è stato scelto di visualizzare, mediante specifica cartografia, le suddette stazioni, per poi graficarne i principali parametri macrodescrittori e valutarne l'andamento alla luce della posizione relativa tra le due tipologie di stazioni. Tale procedimento è stato applicato per tutti i fiumi della regione Umbria definiti significativi e di cui si dispongono i dati.

Fiume CHIASCIO

Nel caso specifico è stato preso in considerazione il fiume Chiascio con tutte le stazioni di monitoraggio ARPA ed i punti di rilevamento dei parametri normativi dei reflui chiarificati immessi nello stesso fiume.

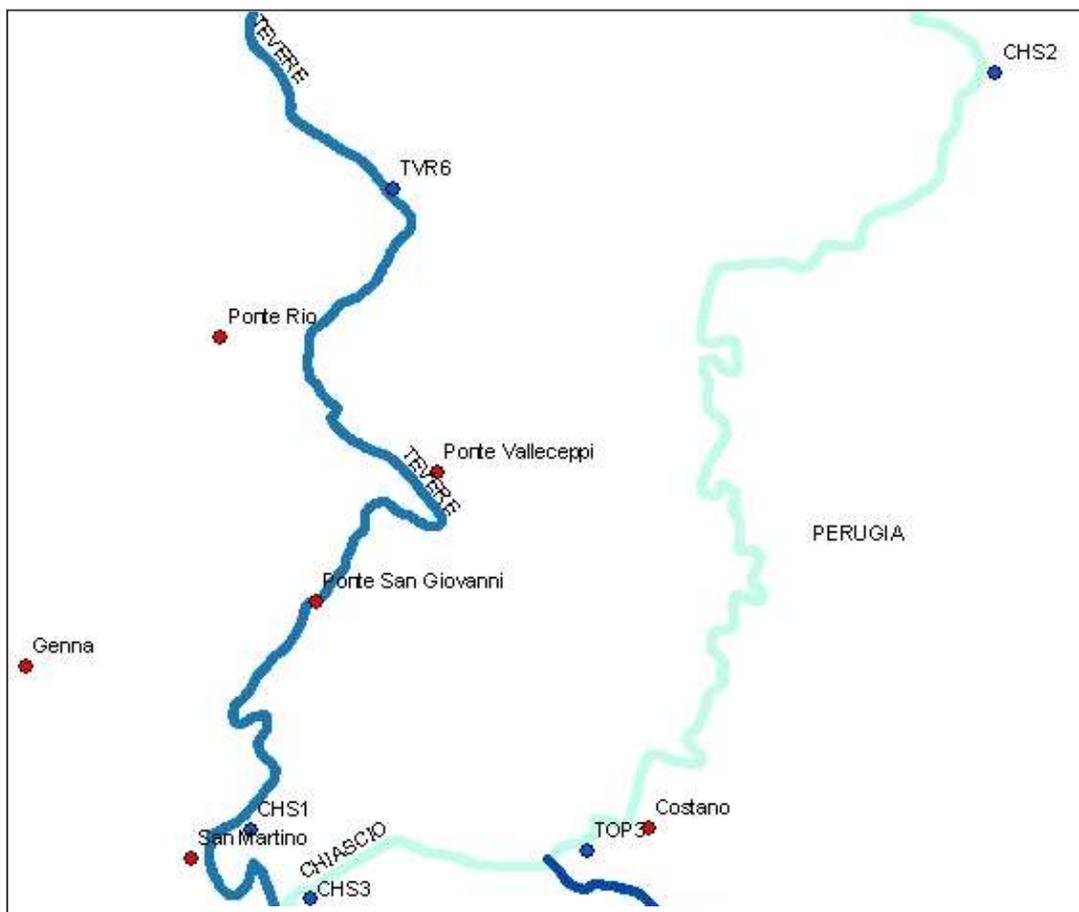


Figura 2: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti situati nei pressi del fiume Chiascio

Nella **Figura 2** relativa al fiume Chiascio ed al suo bacino ricettore, rappresentato dal fiume Tevere, è possibile individuare la posizione delle stazioni di monitoraggio ARPA (in blu):

CHS1, CHS2, CHS3 e dell'impianto di trattamento reflui denominato "Costano" (in rosso), il quale riversa le sue acque chiarificate nel fiume Chiascio. In particolare si nota che l'impianto di "Costano" è posto tra le stazioni CHS2 e CHS3, influenzando i valori dei parametri di monitoraggio della stazione CHS3, in quanto il verso di flusso del fiume è quello in direzione del quale si trova il bacino ricettore del fiume stesso. Tale situazione di dislocazione tra stazioni ARPA (in blu) e stazioni degli impianti (in rosso) comporta difficoltà nella rappresentazione dei dati di monitoraggio, che è stato scelto di graficare secondo l'ordine riportato in **tabella 15**, alla luce delle considerazioni sino ad ora effettuate.

Tabella 15: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume CHIASCIO

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Costano	Bastia Umbra	Tevere	Fiume Chiascio	CHS3	A monte confluenza Tevere, Molino Silvestri
				CHS2	Ex passerella Segoloni A valle della zona industriale di Bastia
				CHS1	Barcaccia, dal ponte a valle della diga

Nei grafici che seguono sono stati analizzati COD, BOD₅, SS, Azoto totale e Fosforo totale rilevati al punto di fuoriuscita dall'impianto rispetto agli stessi parametri monitorati nel fiume Chiascio dall'ARPA, con in più la rappresentazione del valore di ossigeno disciolto relazionato a ciascun parametro.

In base ai dati forniti dall'ARPA è possibile evidenziare la relazione esistente tra il consumo di ossigeno disciolto ed i diversi parametri menzionati, ossia il BOD₅, il COD i solidi sospesi, il fosforo totale, l'azoto totale relativi allo stesso mese ed anno (dicembre 2004).

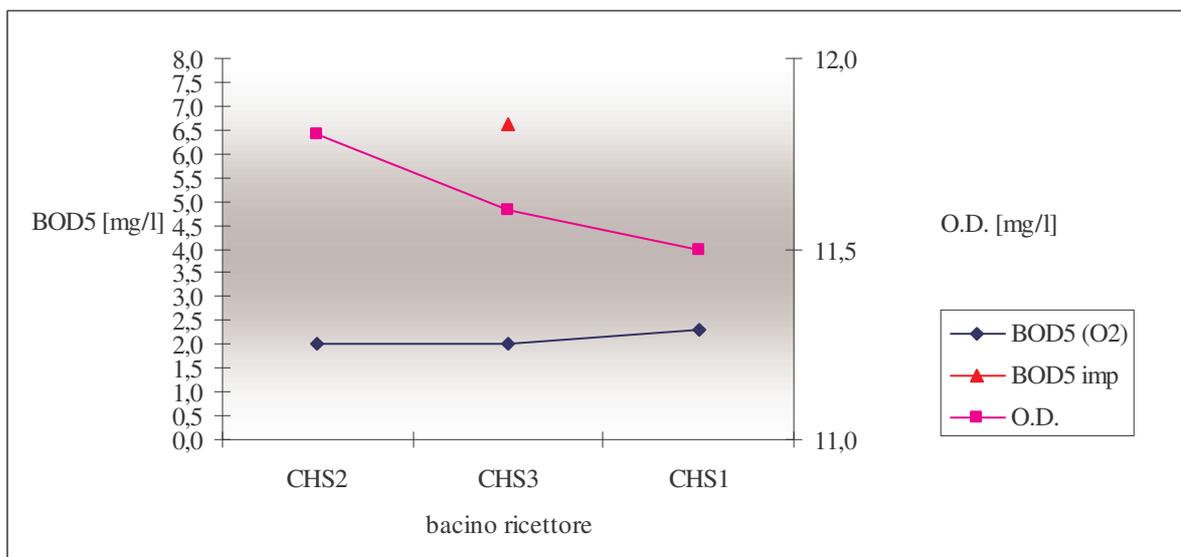


Figura 3: Dicembre 2004, profilo del BOD₅ con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano

Nel grafico di **Figura 3** sono rappresentati i valori di ossigeno disciolto e di BOD₅, sia monitorato dall'ARPA che rilevato al punto di fuoriuscita dei reflui trattati dagli impianti presenti presso il fiume Chiascio.

Queste curve mostrano un andamento in fase tra i due parametri, in quanto all'aumentare del BOD₅ diminuisce la concentrazione di ossigeno disciolto presente in acqua e viceversa. Il BOD₅ indica la quantità di ossigeno richiesta dai microrganismi nelle reazioni biochimiche di ossidazione della sostanza organica biodegradabile".²⁸ Pertanto è lecito che all'aumentare del BOD₅, quindi della sostanza organica biodegradabile o substrato disponibile per il metabolismo microbico, diminuisca l'ossigeno, in quanto accettare di elettroni del suddetto processo biologico. Infine si nota che il valore di BOD₅ in uscita dall'impianto di "Costano" (6,6 mg/l) è superiore a quello misurato nello stesso tratto in corrispondenza del centro dell'asta fluviale (2,2 mg/l), ma comunque entro i limiti di legge (≤ 25 mg/l). Questa differenza di concentrazione è legata all'effetto di diluizione che il BOD₅ misurato nel fiume subisce rispetto allo stesso misurato in uscita dall'impianto di trattamento al punto di immissione.

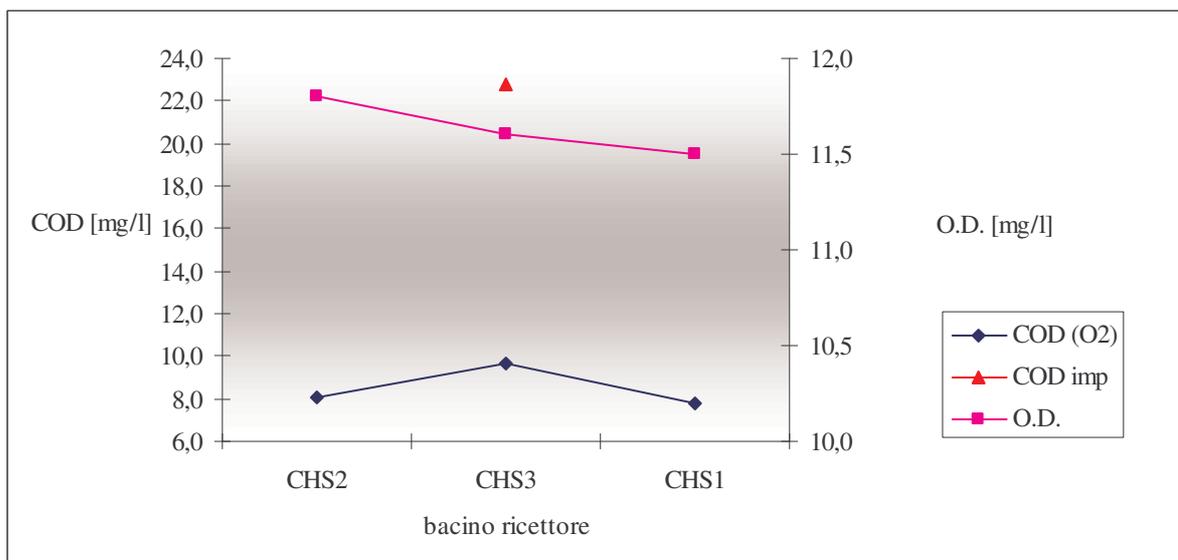


Figura 4: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano

Dal grafico di **Figura 4** si nota che COD ed O.D. sono in fase tra loro in accordo con le aspettative, in quanto il COD indica la quantità di ossigeno richiesta per l'ossidazione chimica delle specie organiche, sia di quelle biodegradabili sia di quelle refrattarie all'ossidazione biologica, nonché delle specie inorganiche riducenti.²⁸ Pertanto un suo aumento determina una diminuzione dell'ossigeno disciolto e viceversa.

Analogamente a quanto visto per il BOD₅ anche nel caso del COD il valore misurato nel refluo chiarificato (22,8 mg/l) è superiore a quello che si rileva al centro dell'asta fluviale (9,7 mg/l) e fornito dall'ARPA Umbria, per l'effetto di diluizione operata dal fiume, ma comunque inferiore al limite di legge (≤ 25 mg/l).

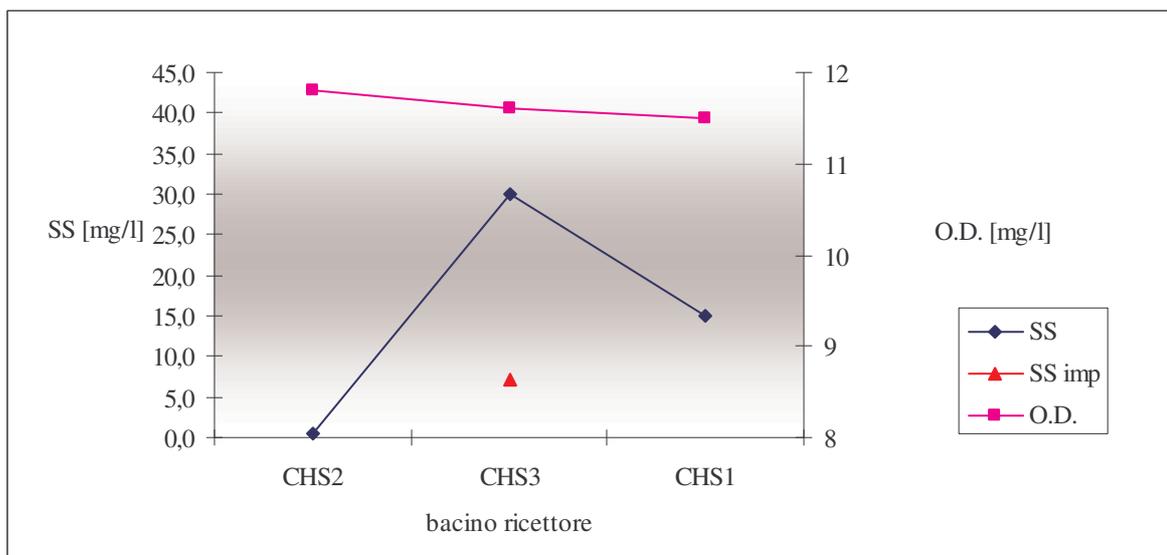


Figura 5: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano

I *solidi sospesi totali* (SST) rappresentano il residuo secco ottenuto in seguito all'evaporazione a 105 +/-5 °C di un campione di acqua di volume noto fino a costanza di peso. Essi si suddividono in solidi filtrabili e solidi sospesi, a loro volta entrambi distinguibili in solidi fissi e solidi volatili. Questi ultimi sono prevalentemente costituiti da sostanze organiche, pertanto la loro presenza determina una richiesta di ossigeno per l'ossidazione della sostanza organica stessa da parte della biomassa ed una conseguente riduzione della concentrazione dell'ossigeno disciolto.²⁹

Dal grafico di **Figura 5** si nota che i solidi sospesi sono in fase con l'ossigeno disciolto, entrambi monitorati dall'ARPA, eccetto per il tratto CHS1.

Pertanto si suppone che nei SS sia presente la frazione di sostanza organica biodegradabile in concentrazione tale da innescare reazioni di degradazione aerobica, con conseguente riduzione dell'ossigeno disciolto in corrispondenza di alti valori di concentrazione di SS. Tuttavia non è l'unica frazione costituente i solidi sospesi data la notevole differenza di variazione dei solidi sospesi lungo il fiume rispetto ai corrispondenti valori di ossigeno disciolto. Si nota inoltre che la concentrazione di SS rilevata al punto di fuoriuscita dell'impianto di "Costano" (7,2 mg/l) è inferiore a quello che si ritrova nel fiume (30 mg/l). Ciò può esser dovuto ad un eccessivo apporto di SS nel fiume legato ad eventuali scarichi abusivi o ad una fonte di altra natura, come la presenza di una cava nei dintorni. Inoltre si rileva grande differenza di concentrazione tra il picco anomalo dei SS e gli altri due valori pari a 0,39 e 15 mg/l.

Nei grafici che seguono (**Figura 6 e 7**) si analizza l'andamento del fosforo totale e dell'azoto totale, in funzione dell'ossigeno disciolto. Il *fosforo totale*, somma delle diverse specie chimiche del fosforo (polifosfati, fosforo organico, ortofosfato) è un parametro importante per quanto riguarda la classificazione dei corpi idrici, insieme all'azoto, in quanto se presenti in quantità elevate possono entrambi contribuire ad innescare il fenomeno di eutrofizzazione. Inoltre se presenti rispettivamente sottoforma di ortofosfoati o fosforo organico e di ammoniaca determinano se innescano reazioni biologiche che determinano consumo di ossigeno disciolto.³⁰

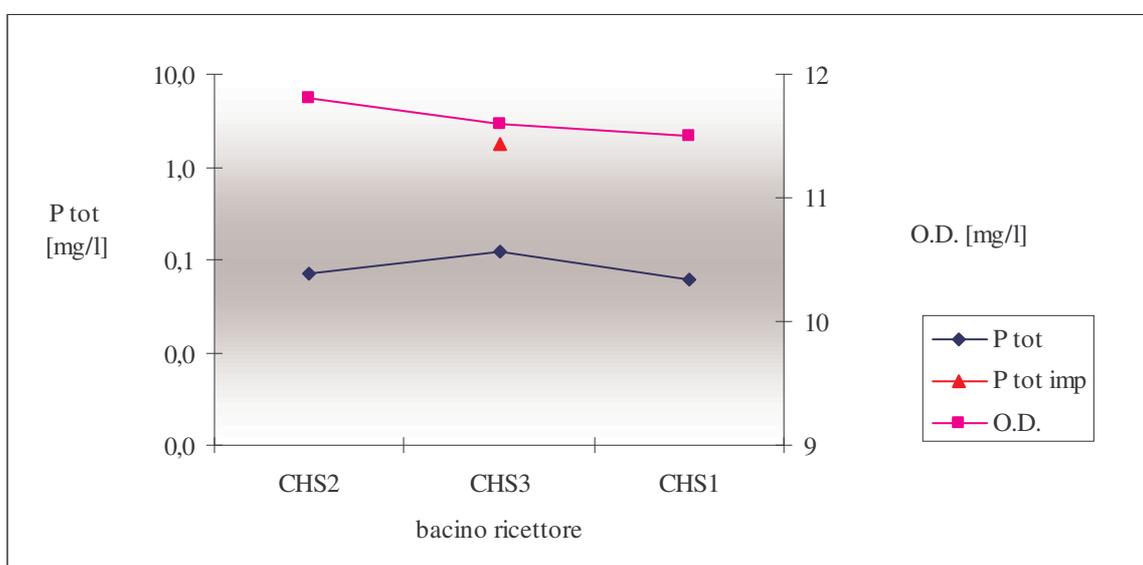


Figura 6: Dicembre 2004, profilo dei Fosforo totale con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano

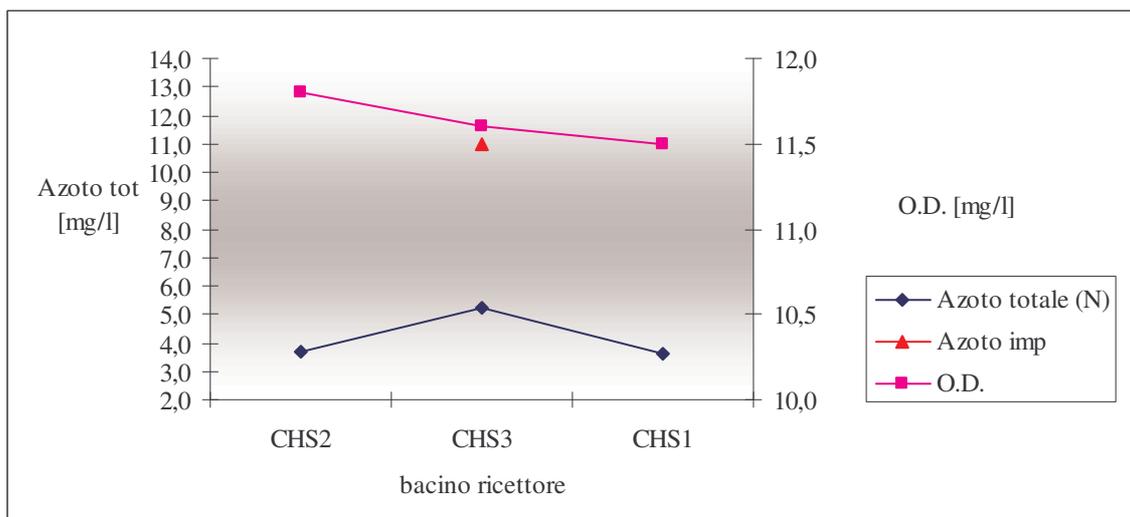


Figura 7: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Chiascio ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Costano

Dall'analisi dei grafici si nota un andamento in fase tra l'O.D. e rispettivamente il fosforo totale (Figura 6) e l'azoto totale (Figura 7). Il fosforo, insieme all'azoto, rappresenta il nutriente presente nelle acque in maggior quantità e la sua disponibilità per il metabolismo batterico dipende dalla forma chimica nella quale esso si trova. In particolare l'ortofosfato è un composto prontamente utilizzabile dai batteri come nutriente, cui è dunque legato il consumo di ossigeno.³⁰ Pertanto nel caso specifico si può affermare che il fosforo presente nell'acqua è prevalentemente in forma di ortofosfati. Per quanto riguarda l'azoto totale, se presente nella forma di ammoniaca determina consumo di ossigeno disciolto per le reazioni biologiche di nitrificazione dell'ammoniaca (ottenuto per idrolisi dall'azoto organico), nella forma nitrosa e poi nitrica, rispettivamente ad opera dei Nitrobacter e Nitrosomonas, microrganismi autotrofi nitrificanti.³¹ Anche in questo caso, analogamente a quanto visto per il fosforo, l'azoto è presente nella forma biodegradabile, in quanto è in fase con l'ossigeno disciolto. In merito al fosforo totale ed all'azoto totale misurati al punto di fuoriuscita dell'impianto e pari rispettivamente a 1,8 mg/l ed 11 mg/l, essi rientrano nei valori limite di legge ($P \leq 2\text{mg/l}$ e $N \leq 15\text{ mg/l}$), ma sono superiori ai rispettivi valori monitorati al centro dell'asta fluviale, probabilmente per l'effetto di diluizione del fiume stesso.

Fiume NERA

Lo stesso ragionamento di analisi dei parametri di monitoraggio ARPA rispetto ai corrispondenti fattori misurati al punto di fuoriuscita degli impianti di trattamento reflui

dislocati sul tratto di fiume in esame, in relazione alla collocazione reciproca delle suddette stazioni, è stato applicato al fiume Nera (Figura 8), di cui in tabella 16 è riportato l'accoppiamento delle principali stazioni di monitoraggio agli impianti di trattamento reflui che riversano le loro acque chiarificate nel fiume.

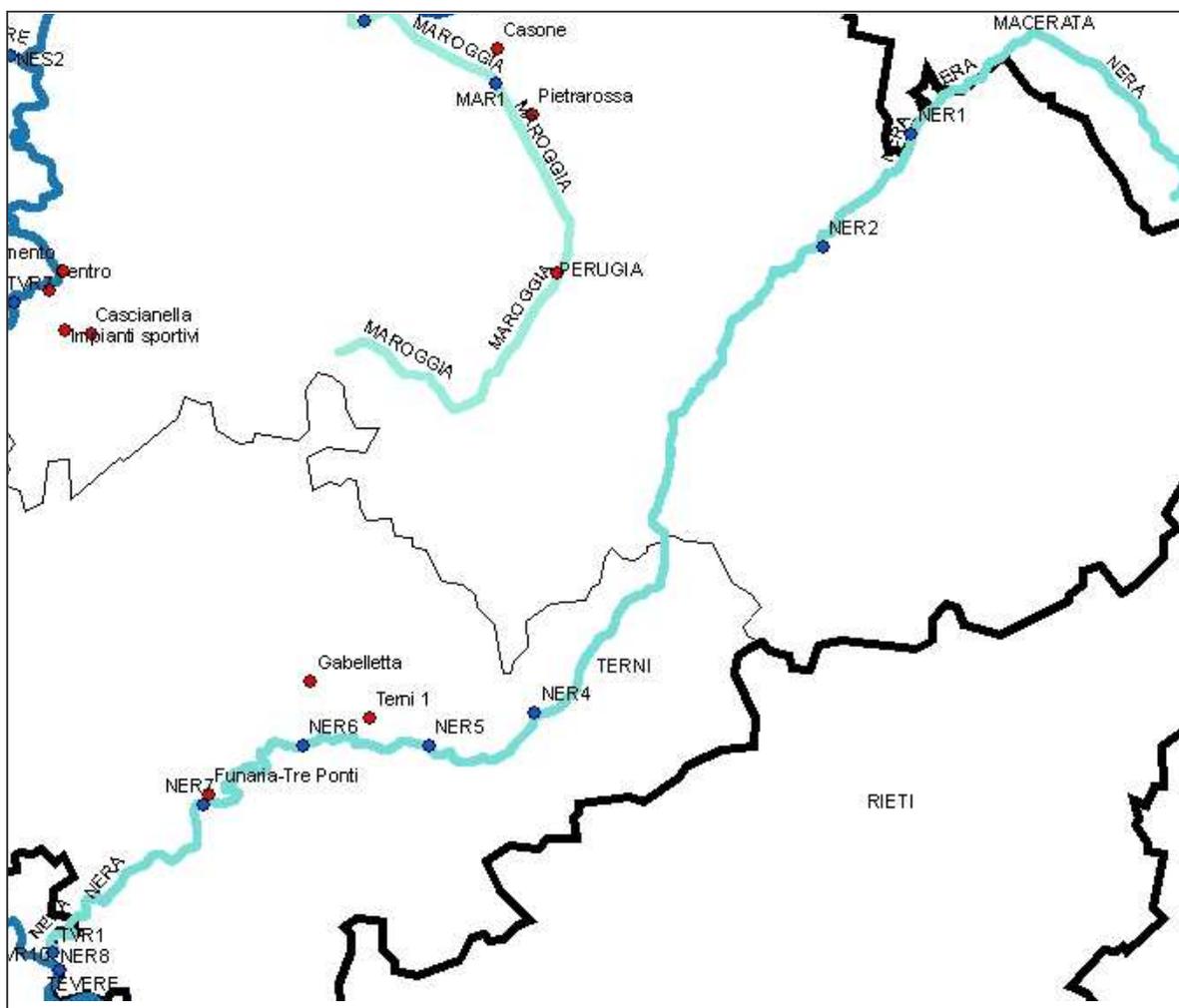


Figura 8: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Nera

Analizzando la posizione delle stazioni di monitoraggio ARPA, individuate presso il fiume Nera, rispetto alla posizione degli impianti, si nota che le stazioni NER1, NER2, NER4, NER5, NER6, sono poste prima dell'impianto "Terni 1", mentre gli impianti "Gabelletta" e "Funaria-Tre Ponti" sono situati tra le stazioni NER6 e NER7, influenzando anche sulla stazione NER8, poiché il verso di flusso del fiume è quello in direzione del quale si trova il bacino ricettore del fiume stesso, rappresentato dal fiume Tevere. (Figura 8) Tale situazione di dislocazione tra stazioni (in blu) ed impianti (in rosso) comporta difficoltà nella

rappresentazione dei dati di monitoraggio, che vanno valutati alla luce delle considerazioni sino ad ora effettuate. In particolare, come mostrato dalla **tabella 16** si è scelto di confrontare i valori del NER5 con quelli della stazione di Terni 1 ed i dati del NER6 e NER7 rispettivamente con quelli degli impianti Ganelletta e Funaria-Tre Ponti, tenendo conto degli eventuali effetti di diluizione legati alla distanza reciproca tra le stazioni ARPA e gli impianti.

Tabella 16: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume NERA

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Terni 1	Terni	Tevere	Fiume Nera	NER1	località Pontechiusita P.te Centrale ENEL
				NER2	Cerreto di Spoleto Borgo Cerreto Centr. ENEL
Gabelletta	Terni	Tevere	Fiume Nera	NER4	Arrone - Casteldilago località il Piano
				NER5	Terni località Pentima
Funaria-Tre Ponti	Narni	Tevere	Fiume Nera	NER6	Terni Maratta Cava Sabatini e Crisanti
				NER7	Ponte D'Augusto
				NER8	Prima della confluenza del Tevere ad Orte

In base ai dati forniti dall'ARPA e dagli impianti di trattamento reflui, sono stati realizzati i grafici di correlazione che seguono, riferiti al mese di Dicembre del 2004, l'unico per il quale si hanno dati per entrambi le stazioni.

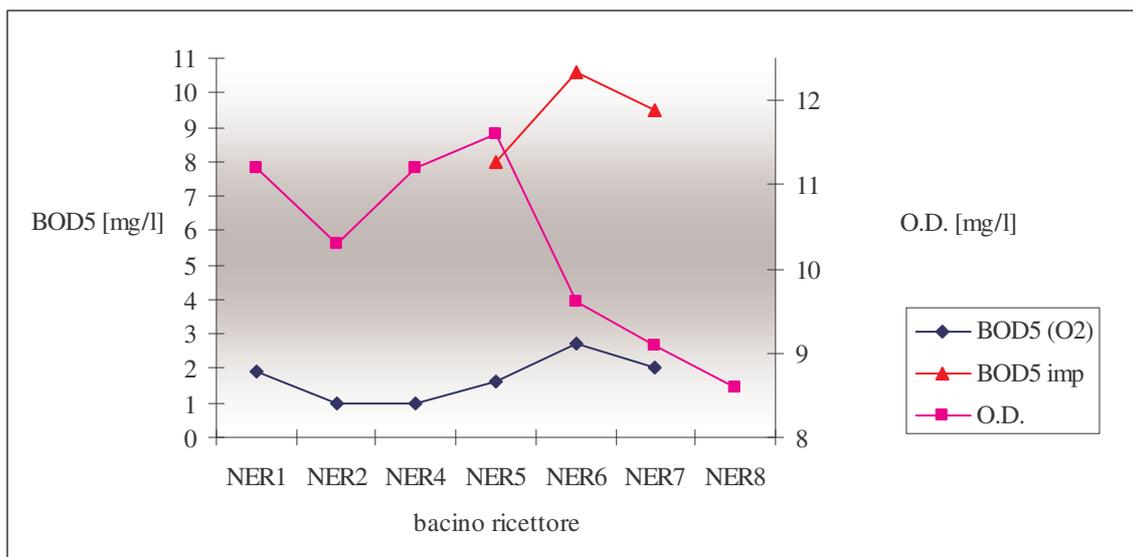


Figura 9: Dicembre 2004, profilo del BOD₅ con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui

Dall'analisi del grafico si nota che O.D. e BOD₅ hanno in genere lo stesso andamento, ovvero al crescere di quest'ultimo cresce anche l'ossigeno disciolto, invece che diminuire come ci si aspetta. Questo perchè il BOD₅ è un indice indiretto della concentrazione di sostanza organica, di conseguenza: tanto più è elevato il BOD₅, ovvero la quantità di ossigeno richiesta per il metabolismo microbico di degradazione della sostanza organica biodegradabile, tanto minore dovrebbe risultare la concentrazione di ossigeno disciolto, in quanto accettare di elettroni nel metabolismo microbico e quindi presumibilmente consumato nel processo di degradazione operato dalla biomassa. Ciò è dovuto ai corrispondenti valori di solidi sospesi (**Figura 10**). Un diverso andamento si rileva per il BOD₅ misurato al punto di fuoriuscita dell'impianto rispetto alla concentrazione di ossigeno disciolto monitorata dall'ARPA. In questo caso i due parametri sono in fase, eccetto nel tratto in cui lo scarico reflui chiarificati è nelle vicinanze della stazione di monitoraggio NER7, in cui questo andamento anomalo della concentrazione del BOD₅ che diminuisce con l'ossigeno disciolto può esser dovuto ad un carico organico così elevato da avere effetto tossico sulla biomassa oppure quest'ultima non ha raggiunto le condizioni di acclimatazione tali per potersi sviluppare e poter degradare il substrato carbonioso. Tuttavia questo andamento si può spiegare in maniera più analitica valutando l'andamento dell'ossigeno disciolto rispetto agli altri parametri in grado di influenzarne la concentrazione, come temperatura e conducibilità elettrica o il consumo, come COD, di cui

però è noto solo un valore per gli impianti di trattamento, i solidi sospesi, il fosforo e l'azoto totale.

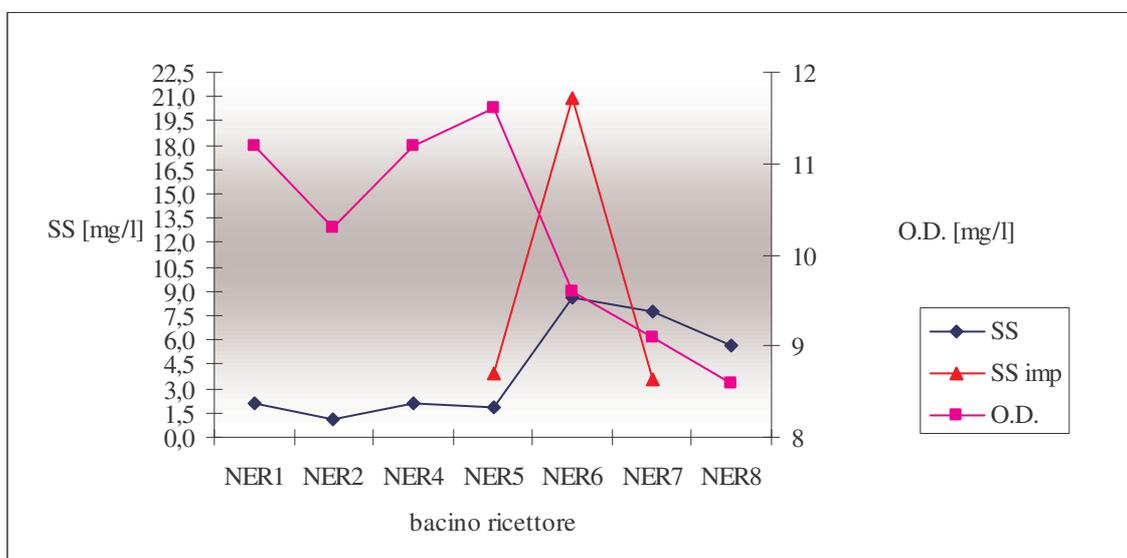


Figura 10: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui

In **Figura 10** è graficato l'andamento dell'O.D. con i solidi sospesi sia monitorati al centro dell'asta fluviale che in uscita dagli impianti in esame. Si nota che i suddetti parametri monitorati dall'ARPA, eccetto per i tratti NER1 e NER2, sono generalmente in fase con l'ossigeno disciolto, ad indicare che le frazioni di solidi sospesi prevalente è quella di tipo organico, la quale determina una richiesta di ossigeno da parte della biomassa presente per i processi metabolici di degradazione. Lo stesso andamento in fase si rileva anche tra l'O.D. ed i solidi sospesi monitorati in uscita dall'impianto, con un picco in corrispondenza dell'impianto di "Gabelletta" (afferente al tratto NER6) pari a 20,9 mg/l, rispetto ai valori di 3,9 mg/l e 3,6 mg/l riscontrati presso gli altri due impianti, rispettivamente "Terni 1" (afferente al tratto NER5) e "Funaria Tre Ponti" (afferente al tratto NER7). Ciò si suppone sia dovuto alla posizione dei suddetti impianti rispetto alle stazioni, come mostrato in **Figura 8** in cui è evidente la vicinanza tra la stazione ARPA NER6 e l'impianto "Gabelletta", rispetto alla maggior distanza esistente tra le stazioni NER5 e NER7 ed i relativi impianti, subendo così la diluizione operata dal fiume, delle eventuali punte di carico. Inoltre si nota che il picco di SS si ha in corrispondenza del tratto NER6 analogamente a quanto accade con il BOD₅.

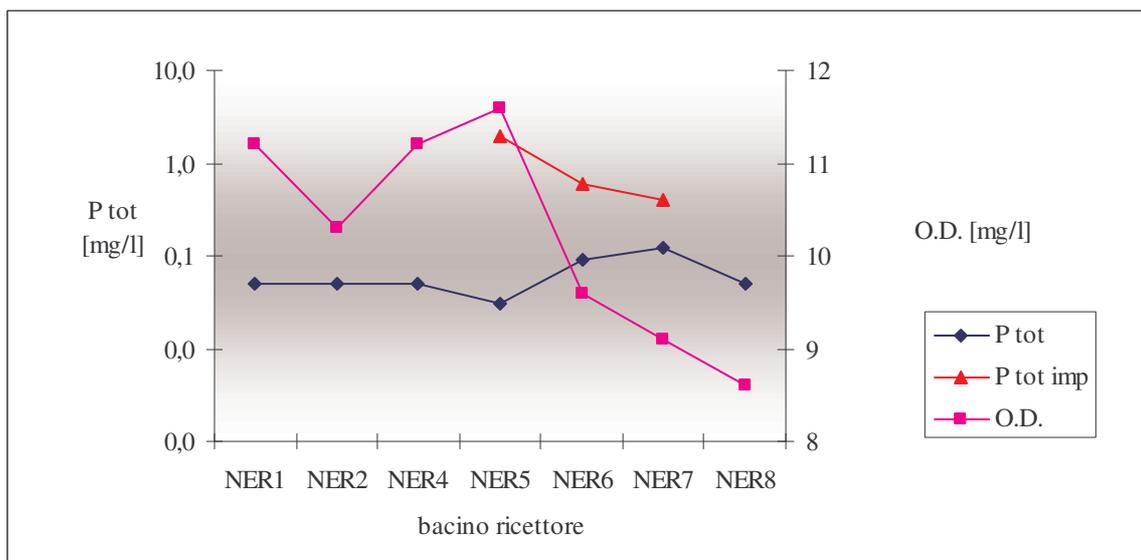


Figura 11: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui

Dall'analisi della **Figura 11** si nota che fosforo totale ed ossigeno disciolto monitorati al centro dell'asta fluviale sono in fase tra loro. Analogamente a quanto visto per i solidi sospesi, ciò indica che la frazione del fosforo prevalente è quella organica, ovvero gli ortofosfati. Andamento del tutto anomalo risulta quello tra il fosforo totale monitorato al punto di fuoriuscita degli impianti di trattamento reflui e l'ossigeno disciolto misurato al centro del fiume. Infatti essi hanno lo stesso andamento, come se il fosforo rilasciato dagli impianti, se pur in concentrazioni che rispettano i limiti di legge, non sia di tipo organico, almeno nel tratto NER6 – NER7.

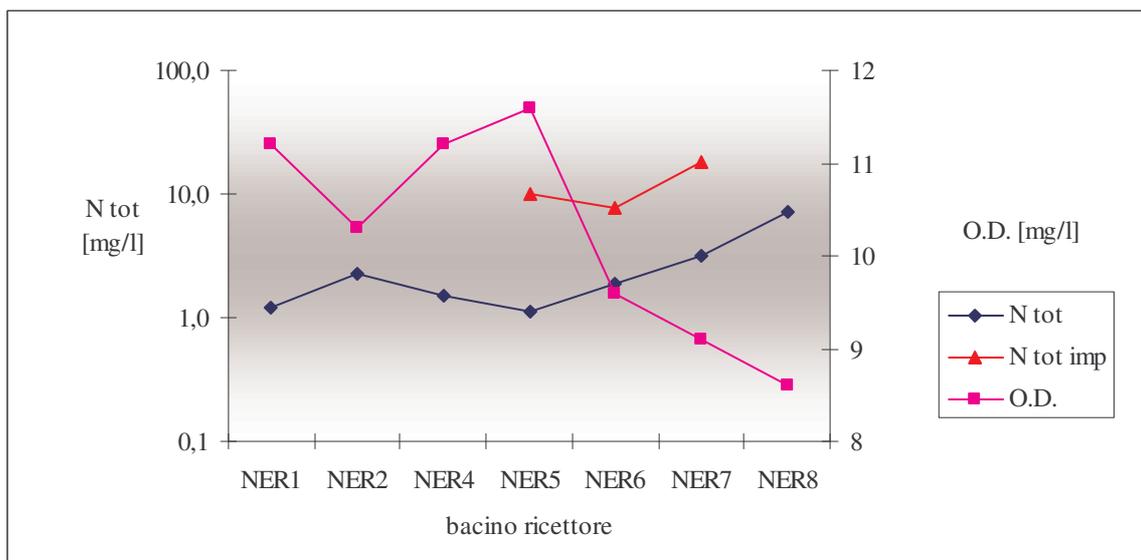


Figura 12: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Nera ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui

Dall'analisi della **Figura 12** si nota un andamento in fase tra ossigeno disciolto ed un fattore che ne determina consumo, quale l'azoto totale, la cui degradazione da parte di microrganismi nitrificanti determina una richiesta di ossigeno e quindi la sua conseguente diminuzione all'aumentare della concentrazione di azoto totale presente nel fiume. Mentre tra ossigeno disciolto ed azoto totale rilevato al punto di emissione delle acque chiarificate dagli impianti afferenti al Nera si rileva prima lo stesso andamento (NER5-NER6) e poi un andamento in fase (NER6-NER7). In particolare si ha che in corrispondenza del tratto NER5 il valore di azoto totale rilevato in uscita dall'impianto è molto più alto rispetto al corrispondente valore rilevato al centro dell'asta fluviale ed alle corrispondenti relazioni valore stazione- impianto dei tratti successivi. Questo perché il tratto NER5 sente meno la presenza dello scarico dell'impianto, il quale è posto dopo. Mentre in corrispondenza del tratto NER5-6 ritroviamo ben due impianti.

Fiume TOPINO

Si analizza l'andamento dei principali parametri di qualità del corpo idrico superficiale Topino in relazione alla presenza degli scarichi di acque reflue trattate e della loro posizione reciproca rispetto alle stazioni ARPA di monitoraggio (**Tabella 17 e Figura 13**)

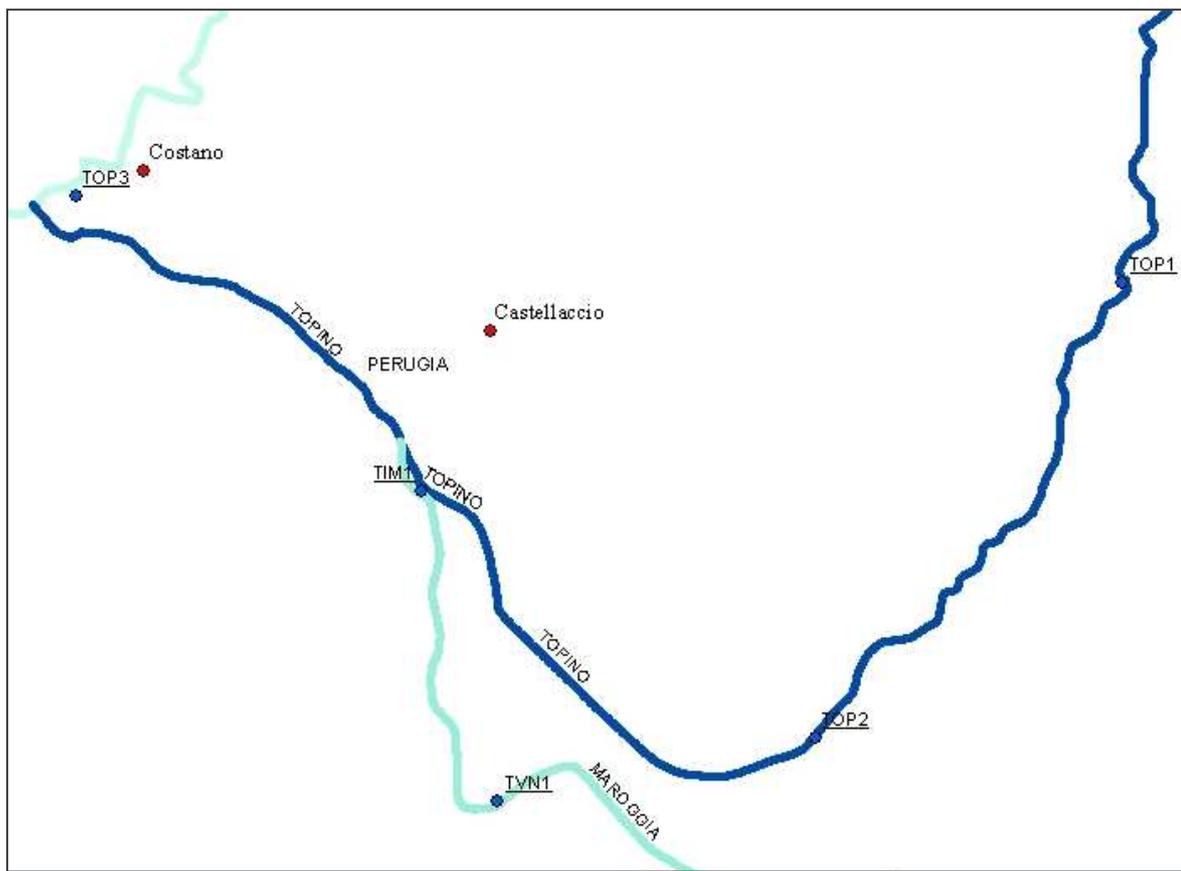


Figura 13: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Topino

Dall' analisi di **Figura 13** emerge che c'è soltanto un impianto di trattamenti reflui civili, di nome "Castellaccio", ad avere come bacino ricettore il fiume Topino e si trova tra due delle tre stazioni di monitoraggio ARPA situate presso il suddetto fiume (TOP1, TOP2, e TOP3). In particolare è posta tra la stazione TOP3 e la stazione TOP2, più vicino alla prima delle due. Inoltre il fiume Topino è un affluente del fiume Tevere la sua direzione di flusso verso il suddetto bacino idrografico è quella che va dalla stazione TOP1 alla stazione TOP3.

Tabella 17: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Topino

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Castellaccio	Spello	Tevere	Fiume Topino	TOP3	A monte confluenza Chiascio, Passaggio Bettona
			Fiume Topino	TOP2	A valle Foligno, Corvia, Via G.Pepe
			Fiume Topino	TOP1	A monte Foligno, Capodacqua

La **tabella 17** mostra che è stato scelto di confrontare i dati rilevati al punto di scarico reflui chiarificati dell'impianto "Castellaccio" con quelli monitorati dall'ARPA nel tratto TOP3, perché più vicino all'impianto.

Si riportano in uno stesso grafico (**Figura 14**) l'andamento del COD dell'impianto in relazione ai dati di ossigeno disciolto e di COD monitorati dall'ARPA, nello stesso giorno, mese ed anno, il 31 dicembre 2004.

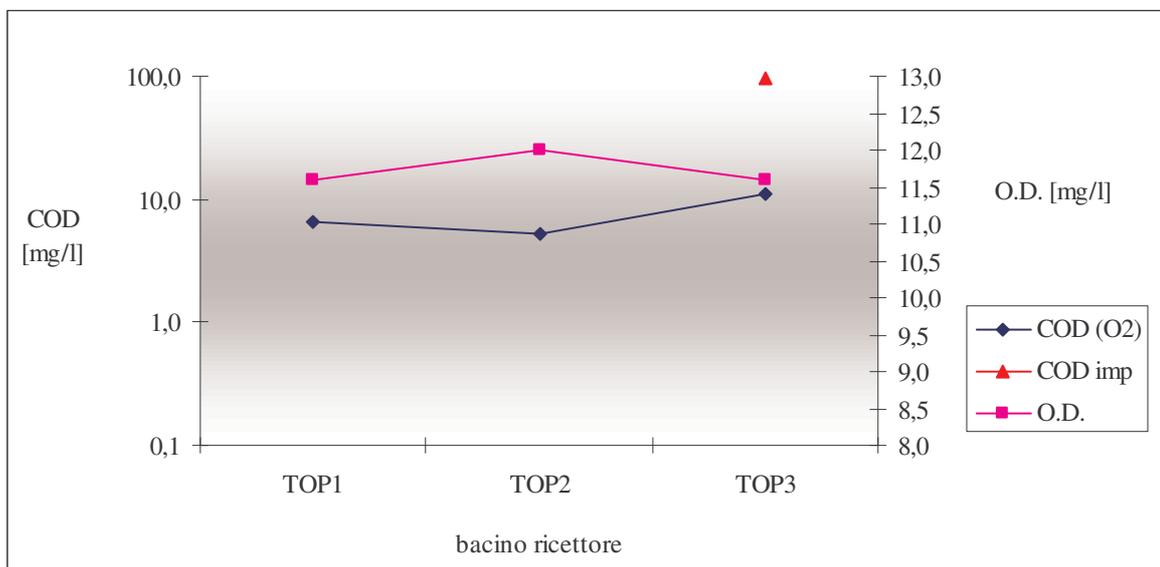


Figura 14: Dicembre 2004, profilo del COD e dell'O.D.nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio

Dall'analisi del grafico si nota come COD ed ossigeno disciolto, misurati al centro dell'asta fluviale, siano in fase tra loro, pertanto al diminuire della domanda chimica di

ossigeno da parte dei microrganismi che lo usano come accettore di elettroni per l'ossidazione delle sostanze organiche recalcitranti, aumenta la quantità di ossigeno disciolto presente nel fiume. Questo è quanto ci si aspetta in termini di valutazione di qualità e dinamicità di un fiume.

Nel grafico è stato inoltre rappresentato l'unico dato disponibile di COD misurato al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui civili di Castellaccio. Tale valore è pari a 97 mg/l, rispetto ai valori mensili di 6,5; 5,2 ed 11 mg/l, rispettivamente misurati per le stazioni ARPA di monitoraggio TOP1, TOP2, TOP3. E' evidente che il valore misurato in uscita dall'impianto posto circa a metà tra le stazioni TOP3 e TOP2 è molto più alto di quello delle stazioni stesse. Ciò, in assenza di ulteriori dati per poter tracciare un andamento temporale del COD per il suddetto impianto, può essere attribuito ad un caso di malfunzionamento dell'impianto o ad un errata misura effettuata al punto di fuoriuscita del refluo trattato, oppure al fatto che non ha subito ancora l'effetto di diluizione operato dal fiume. Tuttavia non è possibile attribuire una causa univoca al valore anomalo individuato, in virtù di quanto sino ad ora evidenziato.

Quello che si può fare è valutare la presenza di tali valori anomali in corrispondenza del fiume Topino, anche per gli altri parametri di analisi, quali BOD, SST, fosforo ed azoto.

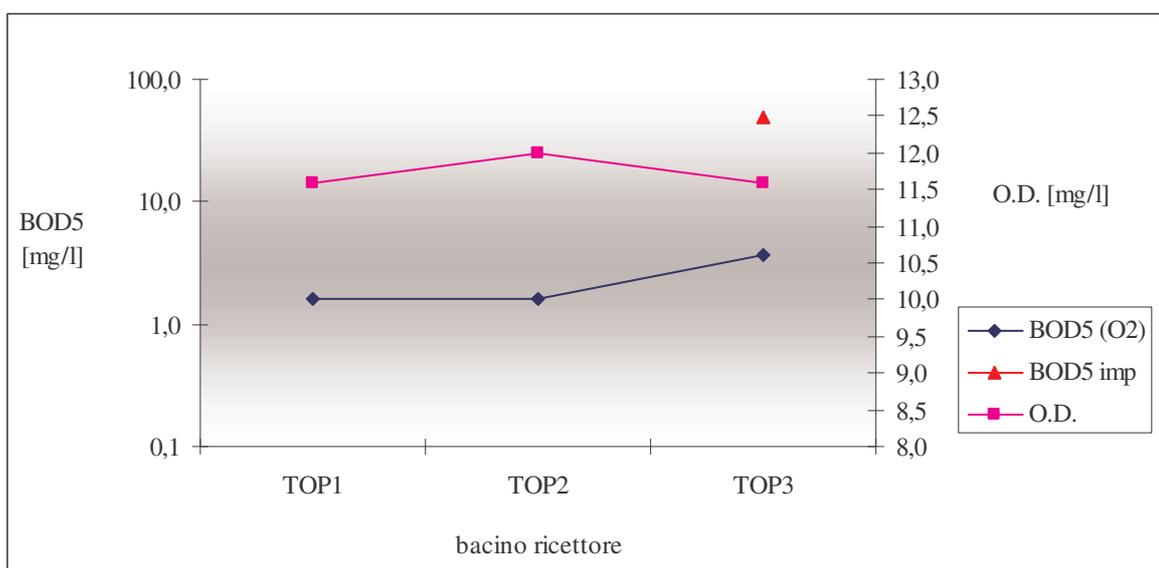


Figura 15: Dicembre 2004, profilo del BOD₅ nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio

Analogamente a quanto visto per il COD, nel grafico di **Figura 15** si rileva un andamento in fase tra il BOD₅ e l'ossigeno disciolto monitorato dall'ARPA. Il valore di BOD₅ in uscita

dall'impianto di "Castellaccio" (49,8 mg/l) è più elevato rispetto al corrispondente valore misurato presso la stazione TOP3 (3,7 mg/l), il quale è soggetto alla diluizione operata dal fiume.

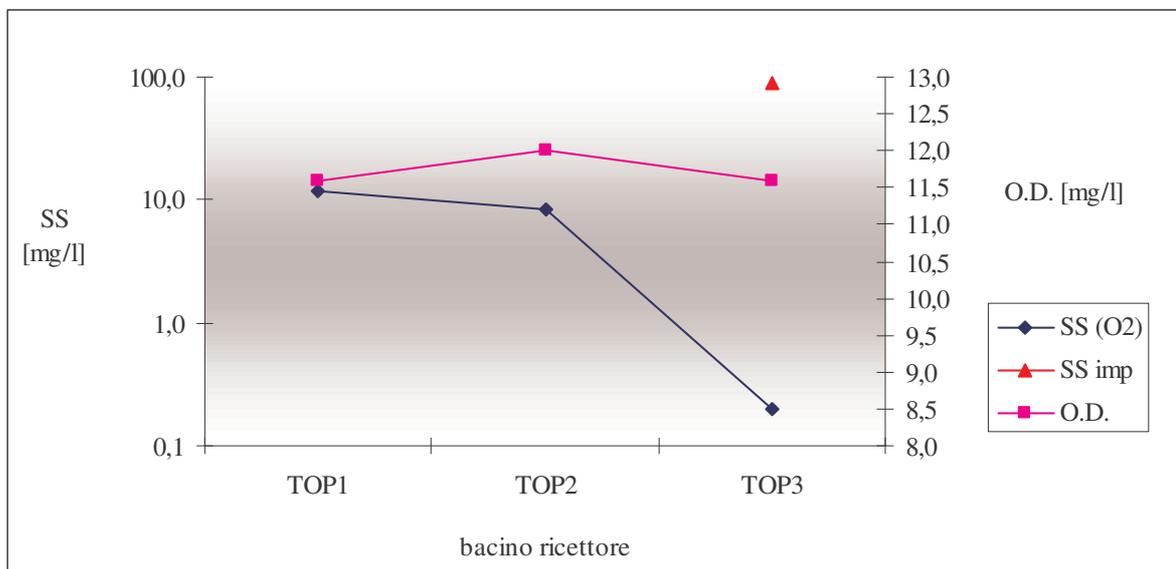


Figura 16: Dicembre 2004, profilo del SS nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio

Analizzando il grafico di **Figura 16** si nota un andamento in fase per il tratto TOP1-TOP2 tra solidi sospesi ed ossigeno disciolto monitorato al centro dell'asta fluviale soltanto, ad indicare che la frazione prevalente è di tipo organico; mentre nel tratto TOP3 i due parametri hanno lo stesso andamento pertanto la frazione prevalente dei solidi sospesi è quella inerte alla degradazione. Infine si rileva che il valore dei solidi sospesi monitorato all'uscita dell'impianto di Castellaccio (89,70 mg/l) è inferiore rispetto al corrispondente valore monitorato dall'ARPA (25,27 mg/l) e ciò fa pensare ad un eventuale ed ulteriore apporto di solidi sospesi nel fiume, dovuto a scarichi abusivi o alla presenza di un cantiere nei dintorni che comporta per lisciviazione un aumento dei solidi sospesi nel corpo idrico superficiale, oppure, analogamente a quanto visto per il COD, non ha subito ancora l'effetto di diluizione operato dal fiume.

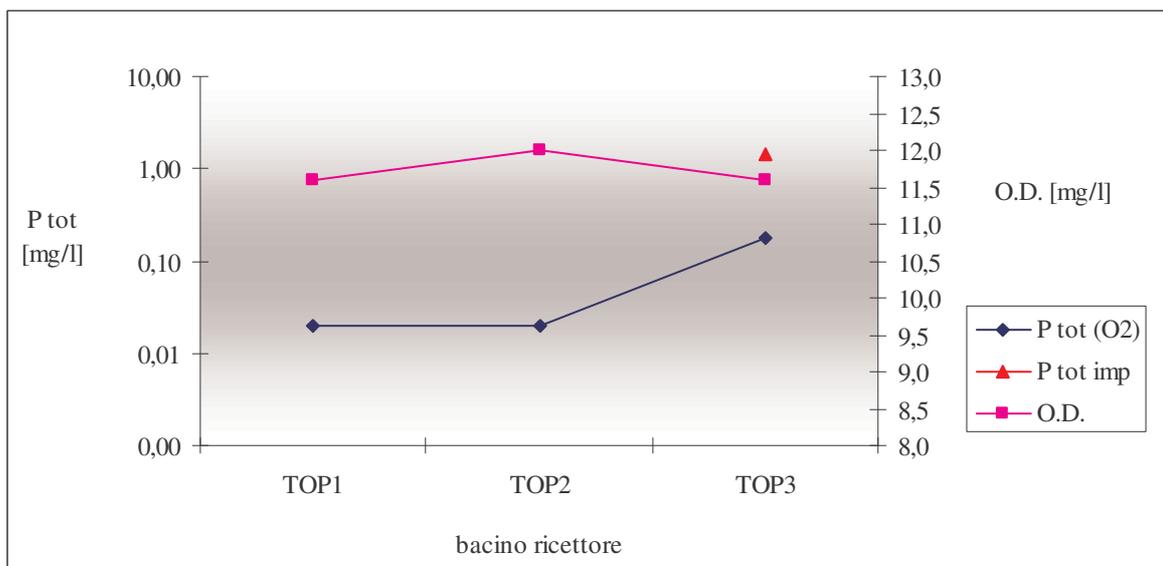


Figura 17: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio

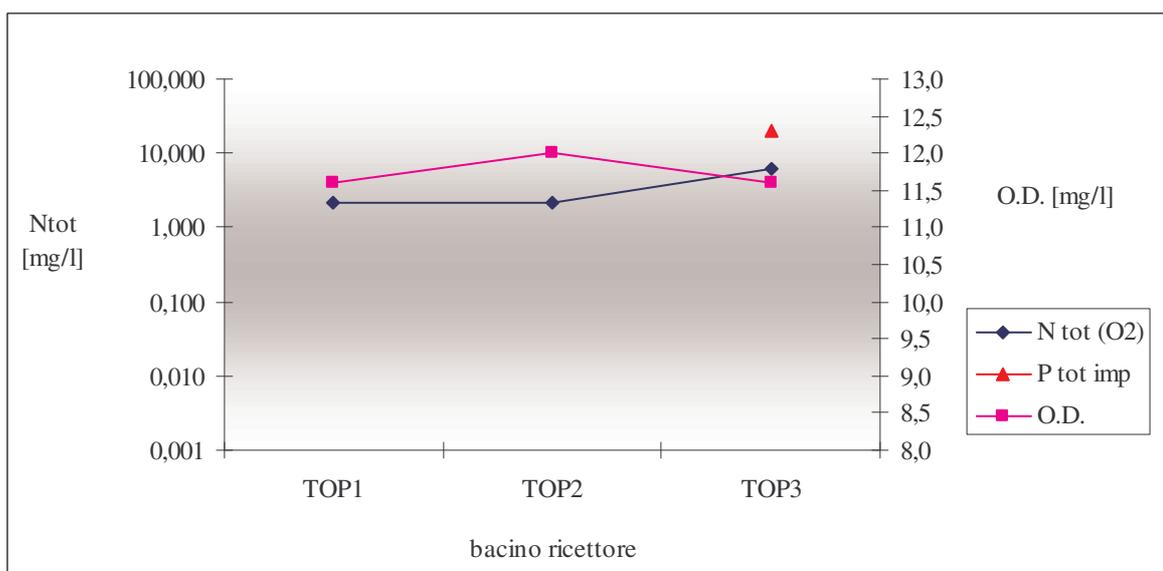


Figura 18: Dicembre 2004, profilo dell'Azoto totale con l'O.D. nel fiume Topino ed al punto di scarico dell'impianto di trattamento reflui di Castellaccio

Dall'analisi dei grafici di **Figura 17 e 18** si nota ancora una volta un andamento in fase tra i parametri macrodescrittori monitorati dall'ARPA, in particolare tra l'ossigeno disciolto ed il fosforo totale e l'azoto totale rispettivamente. Inoltre in entrambi i casi si nota che i valori di fosforo totale (1,4 mg/l) ed azoto totale (19,4 mg/l) misurati al punto di fuoriuscita dell'impianto di Castellaccio sono superiori rispetto ai corrispondenti valori

monitorati al centro dell'asta fluviale ($P= 0,18 \text{ mg/l}$ ed $N= 4,7 \text{ mg/l}$) in corrispondenza del tratto TOP3, perché non ancora soggetti all'effetto di diluizione del fiume.

Fiume PAGLIA, MARROGGIA, TIMIA e TEVERONE

Si analizza l'andamento dei parametri di qualità dei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone in relazione ai corrispondenti valori rilevati dalle stazioni degli impianti di trattamento reflui, la cui posizione è riportata in **Figura 19** e **tabella 18**.

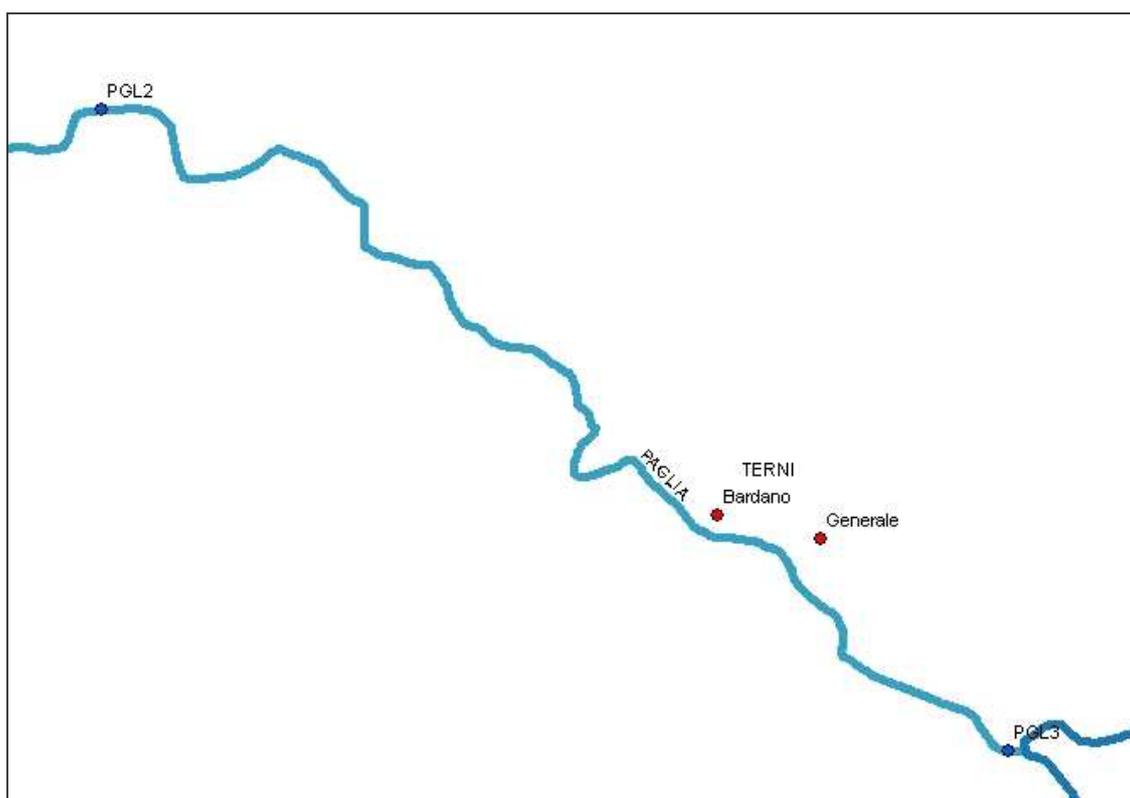


Figura 19: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Paglia

Nel caso specifico, dalla mappa di **Figura 19**, si nota che gli impianti che riversano le loro acque chiarificate nel fiume Paglia sono due: “Bardano” e “Generale”, entrambi vicini alla stazione di monitoraggio ARPA PGL3, in particolare posti tra le due stazioni PGL2 e PGL3, ma più vicini a quest’ultima.

Per semplicità grafica si è scelto di rappresentare i dati confrontando i valori dell’impianto “Bardano” con quelli della stazione PGL2 ed i valori dell’impianto “Generale” con quelli della stazione PGL3. L’interpretazione dei suddetti valori tiene conto della distanza reciproca tra la stazione PGL2 e l’impianto Bardano e del fatto che gli scarichi di entrambi gli impianti influiscono sui valori della stazione PGL3 più che della stazione PGL2, a

causa della direzione del flusso del fiume, che è quella verso il bacino ricettore finale, rappresentato dal fiume Tevere.

Tuttavia tale scelta operativa di rappresentazione dei dati, soprattutto per il tratto PGL2, permette di analizzare l'incidenza del refluo chiarificato sul sistema lotico, rispetto al caso di sua assenza.

Tabella 18: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Topino

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Bardano	Orvieto	Tevere	Fiume Paglia	PGL2	Orvieto loc.Tordimonte - Fori di Baschi - galleria ferrovia
Generale	Orvieto	Tevere	Fiume Paglia	PGL1	Allerona - loc.Sassone Fonti di Tiberio

Essendo soltanto due le stazioni di monitoraggio ARPA del fiume Paglia (**tabella 18**), si è scelto di rappresentare nello stesso grafico anche i dati di monitoraggio di altri fiumi, quali il Marroggia, il Timia ed il Teverone, di cui esiste una sola stazione di monitoraggio ciascuno, quindi un solo dato ARPA, da confrontare con un solo dato di altrettanti impianti di trattamenti reflui che riversano le loro acque chiarificate nei suddetti fiumi, come mostrato in **Figura 20** ed in **Tabella 19**.

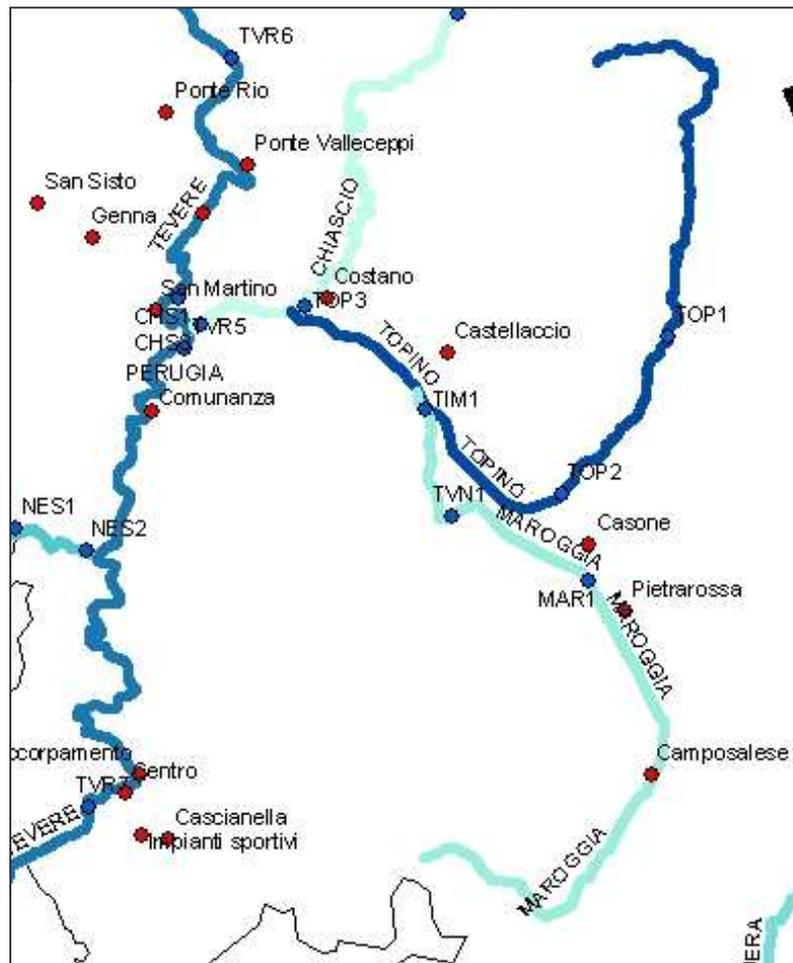


Figura 20: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi dei fiumi Maroggia, Timia e Teverone

La mappa di **Figura 20** mostra che i fiumi Maroggia, Timia e Teverone sono affluenti del fiume Tevere e sono tra loro molto vicini.

Analizzando la posizione di ciascuna stazione ARPA e degli impianti reflui afferenti ai suddetti fiumi, si nota che l'impianto Camposalese, afferente al fiume Maroggia, è posto prima della stazione di monitoraggio ARPA, MAR1, pertanto questa risente del carico dell'impianto. Anche l'impianto di trattamento reflui Casone, che invece afferisce al fiume Teverone, è posto prima della stazione di monitoraggio ARPA TVN1.

Tabella 19: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso i fiumi Marroggia, Timia e Teverone

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Camposelese	Spoleto	Tevere	Fiume Marroggia	MAR1	Loc. Casco dell'Acqua - Ponte sul bivio per il paese
		Tevere	Fiume Timia	TIM1	A monte confluenza. Topino, Cannara
Casone	Foligno	Tevere	Fiume Teverone	TVR1	Loc. Bevagna - Ponte sulla strada provinciale

Dall'analisi della **Tabella 19** risulta evidente che non c'è alcun impianto di trattamenti reflui, tra quelli censiti ed oggetto di studio, che scarica le proprie acque chiarificate nel fiume Timia.

Si analizzino i grafici che seguono:

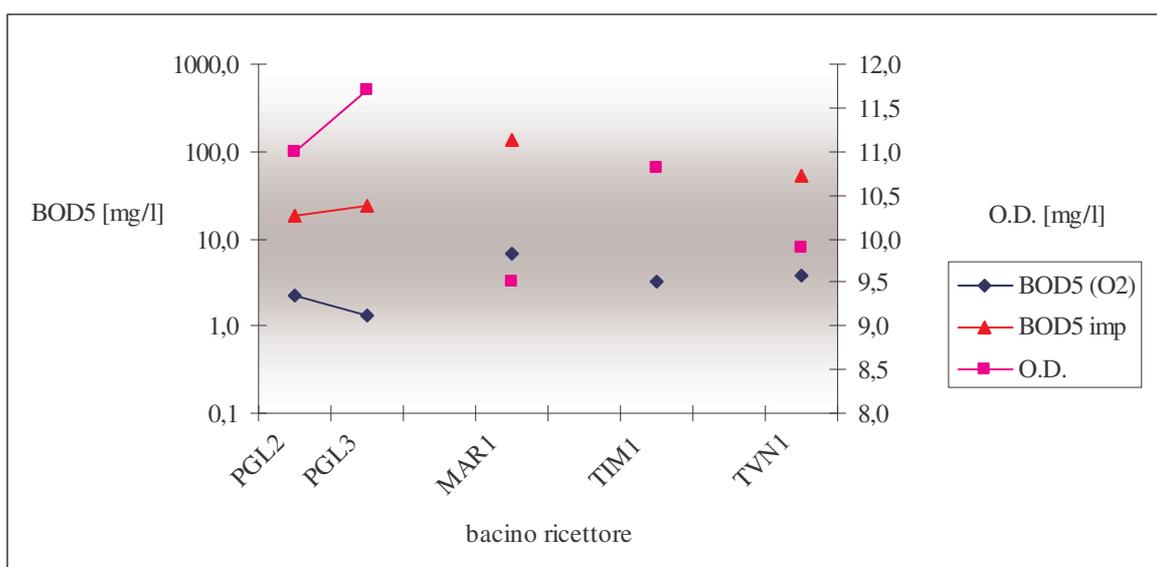


Figura 21: Dicembre 2004, profilo del BOD₅ con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

Dall'analisi del grafico di **Figura 21** si nota che presso il fiume Paglia ossigeno disciolto e BOD₅ misurati dalla stazione ARPA sono in fase tra loro; diversamente accade tra l'ossigeno disciolto monitorato dall'ARPA ed il BOD₅ misurato al punto di scarico dell'impianto, in quanto al crescere del BOD₅ cresce anche l'ossigeno disciolto, invece che diminuire. Ciò indica che il refluo è caratterizzato da un basso carico organico come anche

evidenziato dai corrispondenti dell'azoto totale (**Figura 24**) e del fosforo, ed da un aumento di ossigeno, probabilmente causato dall'aumento della turbolenza, generata dall'immissione delle acque di scarico a poca distanza dalla stazione di monitoraggio PGL3. Inoltre i valori di BOD₅ (18 e 24 mg/l) rilevati al punto di scarico degli impianti reflui sono superiore a quella rilevati al centro dell'asta fluviale (2,2 ed 1,3 mg/l), a causa dell'effetto di diluizione del fiume.

Per quanto riguarda i fiumi Marroggia, Timia e Teverone, si ha un solo dato per ciascuno di essi, pertanto non è possibile delineare un andamento temporale dei parametri in esame, ma soltanto un loro confronto puntuale. In particolare si nota che presso i fiumi Timia e Teverone il valore dell'ossigeno disciolto è maggiore di quello del BOD₅, mentre per il fiume Marroggia è minore. In quest'ultimo caso si può pensare ad una maggiore richiesta di ossigeno per l'attività dei microrganismi che decompongono le molecole organiche complesse in molecole semplici, per effetto dei meccanismi di autodepurazione che si innescano quando un carico organico viene scaricato nel fiume³¹. Inoltre la differenza di valore tra i due parametri (O.D. e BOD₅) risulta notevole soltanto per il fiume Timia, per il quale ad una bassa concentrazione di BOD₅ corrisponde una elevata richiesta di ossigeno. Per gli altri due fiumi tale differenza è limitata come se il valore dell'ossigeno disciolto fosse influenzato non solo dalla concentrazione di BOD₅ ma anche da altri fattori, come più volte evidenziato. Analogamente a quanto visto per il fiume Paglia i valori di BOD₅ (138,5 ed 52,2 mg/l) rilevati al punto di scarico degli impianti reflui sono superiore a quella rilevata al centro dell'asta fluviale (6,7 e 3,8 mg/l), a causa dell'effetto di diluizione del fiume.

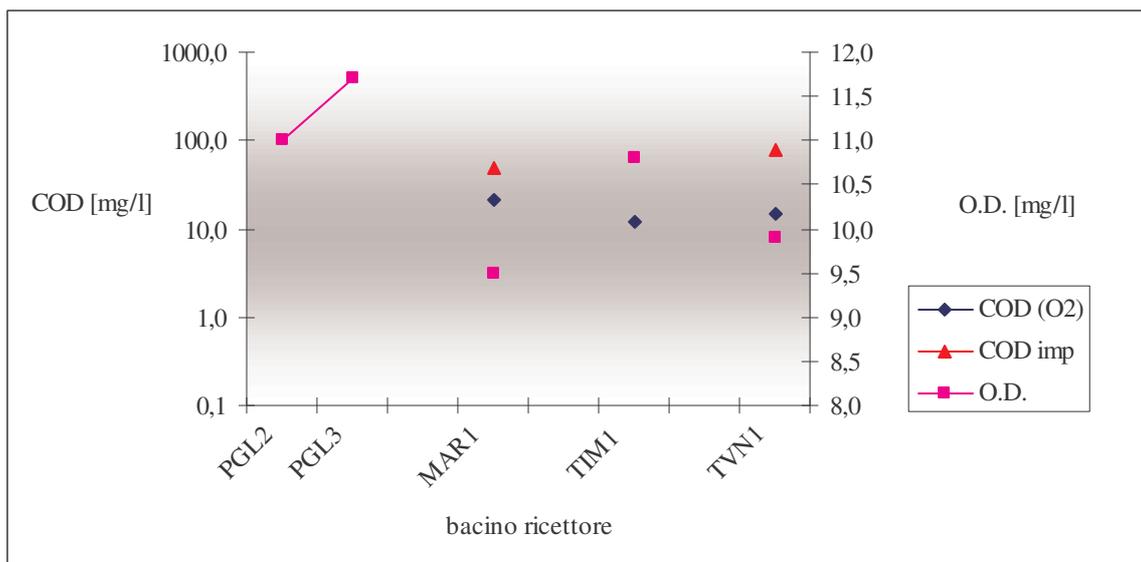


Figura 22: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

Come si evince dal grafico non ci sono dati di COD per il fiume Paglia, mentre per gli altri fiumi si nota un andamento in fase tra ossigeno disciolto e COD monitorati dall'ARPA, analogo a quanto visto per il BOD₅, tanto che in corrispondenza del fiume Teverone c'è poca differenza di valore tra ossigeno disciolto e COD. Inoltre si rileva che i valori di COD misurati al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui (Camposelese= 257 mg/l e Casone= 98,7mg/l) sono superiori a quelli monitorati dall'ARPA (MAR1= 21 mg/l e TVN1= 15 mg/l), probabilmente perché non ancora soggetti all'effetto di diluizione del fiume.

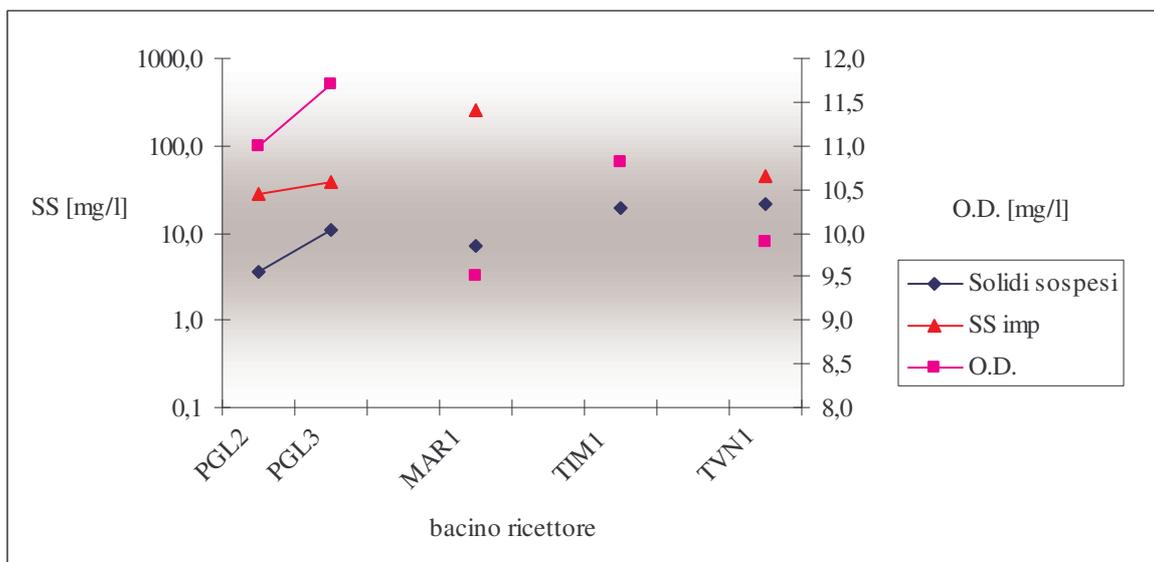


Figura 23: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

Il grafico di **Figura 23** mostra che per il fiume Paglia all'aumentare della concentrazione dei solidi sospesi aumenta anche l'ossigeno disciolto, pertanto è possibile ipotizzare che i SST siano costituiti prevalentemente da frazione inerte al processo biologico e dunque che la frazione di sostanza organica biodegradabile presente nei solidi totali non sia in concentrazione tale da innescare reazioni di degradazione aerobica con conseguente aumento della richiesta di ossigeno da parte dei microrganismi (BOD_5). Per quanto riguarda i solidi sospesi monitorati al punto di scarico dell'impianto refluo si nota che sono in fase con l'ossigeno disciolto pertanto sono prevalentemente di tipo organico. In merito ai fiumi Marroggia e Teverone si ha che i solidi sospesi rilevati dall'ARPA sono in concentrazione inferiore (rispettivamente 7,10 e 21 mg/l) a quelli rilevati al punto di scarico (rispettivamente 249,2 e 45,9 mg/l), a causa dell'effetto di diluizione del fiume, quale meccanismo di autodepurazione. Per quanto riguarda il fiume Timia, non essendoci impianti reflui che riversano le loro acque chiarificate in esso, non c'è alcun dato in merito.

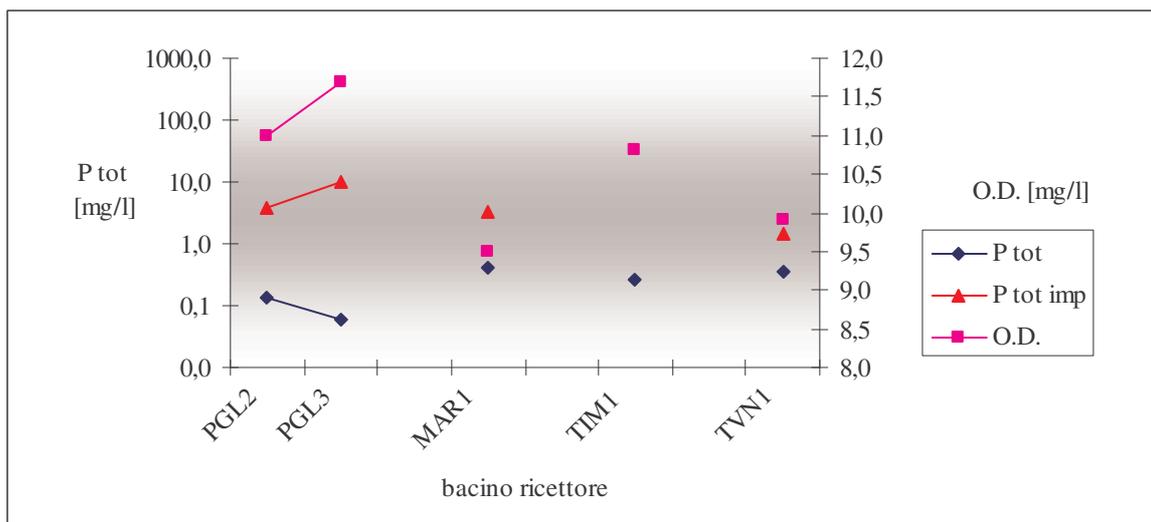


Figura 24: Dicembre 2004, profilo dell'azoto totale con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

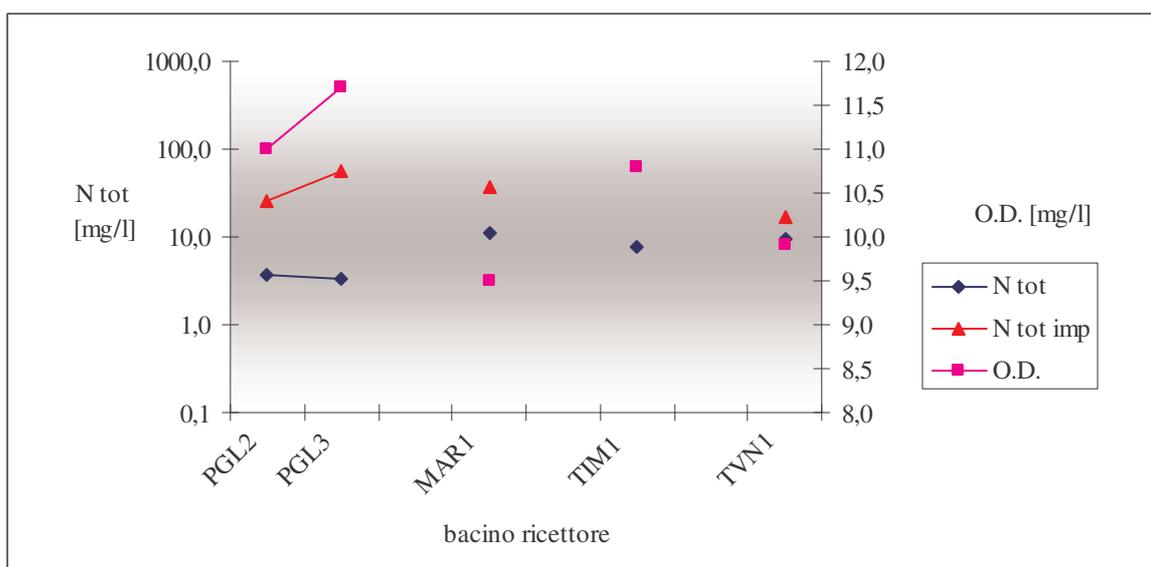


Figura 25: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. nei fiumi Paglia, Marroggia, Timia e Teverone ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

Dall'analisi dei grafici di **Figura 23** e **24**, per quanto riguarda il fiume Paglia si nota un andamento in fase tra ossigeno disciolto ed azoto totale (**Figura 23**) e tra ossigeno disciolto e fosforo (**Figura 24**) monitorati dall'ARPA, ma non tra gli stessi parametri rilevati al punto di scarico e l'ossigeno disciolto, ad indicare che il refluo è caratterizzato da una bassa concentrazione di azoto e fosforo organico, che innescano reazioni di degradazione biologica da parte della biomassa presente. Diversamente accade per i fiumi Marroggia e Teverone, per i quali la concentrazione di azoto e fosforo rilevata al punto di scarico del

refluo chiarificato è maggiore di quella che si rileva al centro dell'asta fluviale, a causa dell'effetto di diluizione, proprio del fiume.

Fiume TEVERE

Si analizzano i parametri di monitoraggio ARPA rispetto ai corrispondenti dati misurati al punto di fuoriuscita degli impianti di trattamento reflui dislocati sul tratto di fiume Tevere in esame come mostrato in **Figura 26**, in relazione alla collocazione reciproca delle suddette stazioni, di cui in **tabella 16** è riportato l'accoppiamento sulla base della vicinanza e della direzione di flusso del fiume.

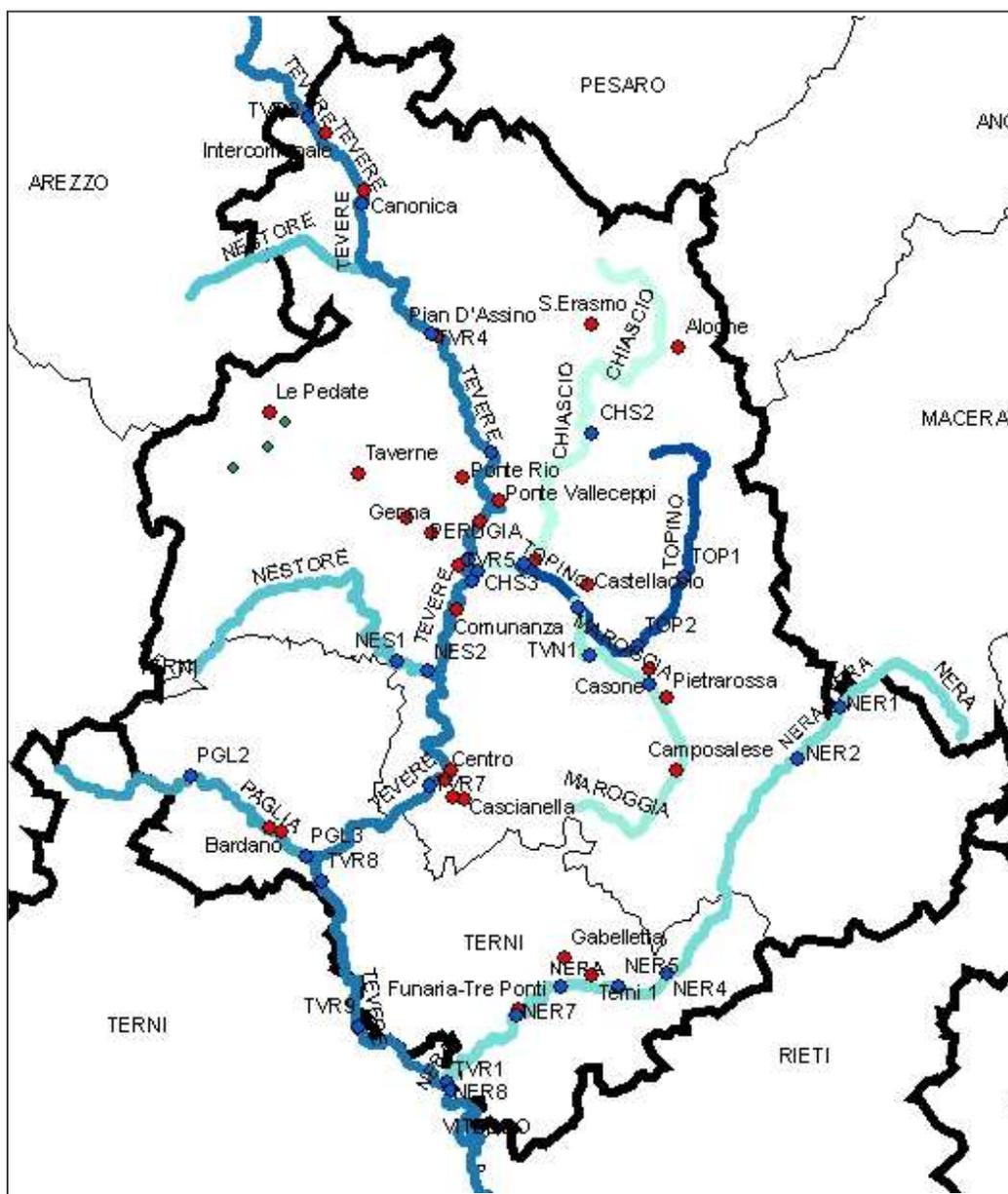


Figura 26: Rappresentazione cartografica della collocazione delle stazioni di monitoraggio ARPA e degli impianti di trattamento reflui situati nei pressi del fiume Tevere

Nella mappa di **Figura 26** risulta evidente la dislocazione tra le stazioni di monitoraggio ARPA e gli impianti di trattamento reflui, oltre alla loro differenza numerica. In particolare si rileva che le stazioni di monitoraggio ARPA sono in numero maggiore e a volte uno stesso tratto di monitoraggio è soggetto a più scarichi reflui contemporaneamente, come nel caso del tratto TVR6 – TVR5, in cui sono presenti gli scarichi degli impianti “Ponte Valleceppi” e “Ponte San Giovanni”, mentre l’impianto Comunanza si trova subito dopo la stazione di monitoraggio TVR5. Diversamente accade per il tratto di fiume che si estende dalla stazione di monitoraggio ARPA TVR7 alla stazione TVR10, in cui non è

presente alcun impianto ed è probabilmente poco influenzato dagli scarichi dei tratti precedenti, per l'effetto di diluizione ed autodepurazione messo in atto dal fiume stesso. Tuttavia, come mostrato in **tabella 20**, risulta complicato poter rappresentare e confrontare dati corrispondenti di stazioni di emissione reflui e di monitoraggio, in virtù della loro dislocazione, pertanto sono stati assunti i seguenti accoppiamenti di studio.

Tabella 20: Posizione degli impianti di trattamento reflui e delle stazioni di monitoraggio ARPA presso il fiume Tevere

Nome impianto	Comune impianto	Bacino idrog impianto	Acque dolci	Stazione ARPA	Descrizione
Intercomunale	San Giustino	Tevere	Tevere	TVR1	E45 uscita Pistrino, a monte ponte sulla statale
		Tevere	Tevere	TVR2	A valle di Città di Castello, sotto il ponte E45
Canonica	Città di Castello	Tevere	Tevere	TVR3	A valle di Umbertide, dal ponte di Montecorona
Pian D'Assino	Umbertide	Tevere	Tevere	TVR4	Ponte Felcino, dal ponte di Passo dell'Acqua
Ponte Valleceppi	Perugia	Tevere	Tevere	TVR6	Dal ponte sulla provinciale per Torgiano
Ponte San Giovanni	Perugia	Tevere	Tevere	TVR5	A valle confluenza Chiascio, ponte di Pontenuovo
Comunanza	Deruta	Tevere	Tevere	TVR7	A monte del lago di Corbara, Pontecuti
		Tevere	Tevere	TVR8	A valle confluenza. Paglia, Baschi - nuovo
		Tevere	Tevere	TVR9	A valle del Lago di Alviano, Attigliano
		Tevere	Tevere	TVR10	A valle confluenza Nera, Orte Scalo - nuovo

Sulla base delle considerazioni fatte si è scelto di confrontare i dati degli impianti “Ponte Valeceppi” e “Ponte San Giovanni” rispettivamente con le stazioni di monitoraggio ARPA, TVR6 e TVR5, mentre l'impianto “Comunanza” con la stazione TVR7 se pur più vicino alla stazione TVR5, ma comunque potrebbe influenzare i parametri della stazione prescelta, trovandosi in direzione del flusso del fiume.

Nei grafici che seguono si analizzano i parametri del monitoraggio effettuato dall'ARPA Umbria in corrispondenza delle omonime stazioni dislocate lungo il fiume Tevere. I dati ARPA rappresentati sono valori medi mensili riferiti al Dicembre 2004, periodo in cui sono stati effettuati i controlli annuali dei parametri del refluo chiarificato al punto di scarico.

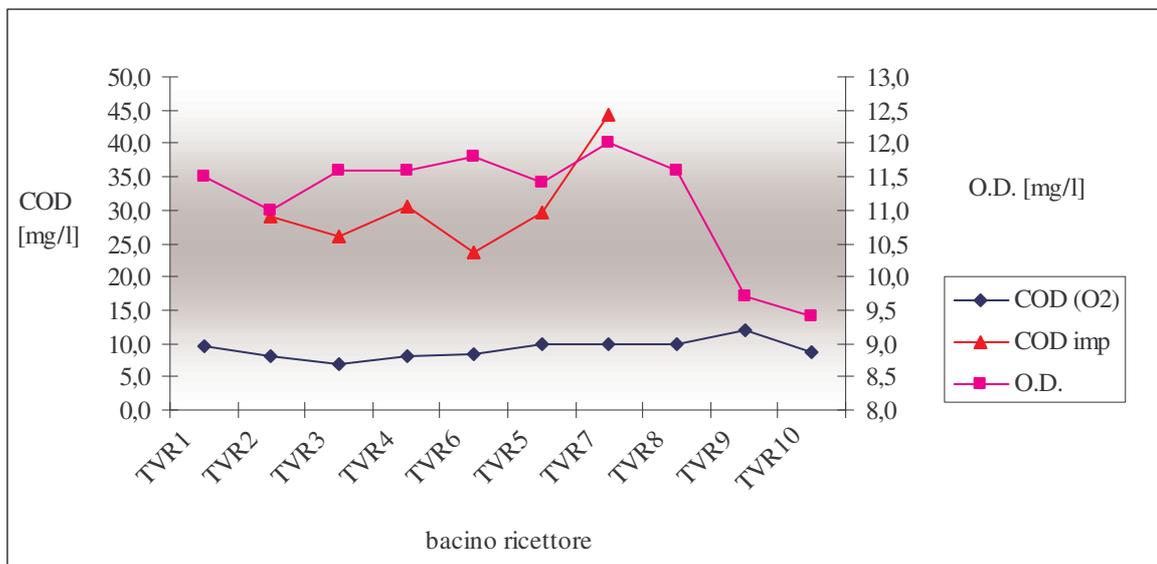


Figura 27: Dicembre 2004, profilo del COD con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente

Dall'analisi del grafico di **Figura 27** si nota che il COD e l'ossigeno disciolto rilevati dall'ARPA Umbria in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio dislocate lungo il fiume Tevere sono prevalentemente in fase tra loro, eccetto che nei tratti TVR1 e TVR10. Per essi si ha che all'aumentare dell'ossigeno aumenta anche il COD invece che diminuire e può esser dovuto ai corrispondenti valori degli altri parametri da cui dipende l'ossigeno disciolto e che sono analizzati nei grafici che seguono.

Lo stesso andamento in fase si rileva anche tra l'ossigeno disciolto monitorato dall'ARPA ed il COD rilevato ai punti di scarico dei reflui chiarificati, eccetto per la stazione TVR7.

Inoltre dal grafico è evidente che la curva relativa al COD misurato al centro dell'asta fluviale dall'ARPA è molto più bassa di quella relativa allo stesso dato misurato al punto di fuoriuscita dell'impianto, per l'effetto di diluizione che subisce il carico organico.

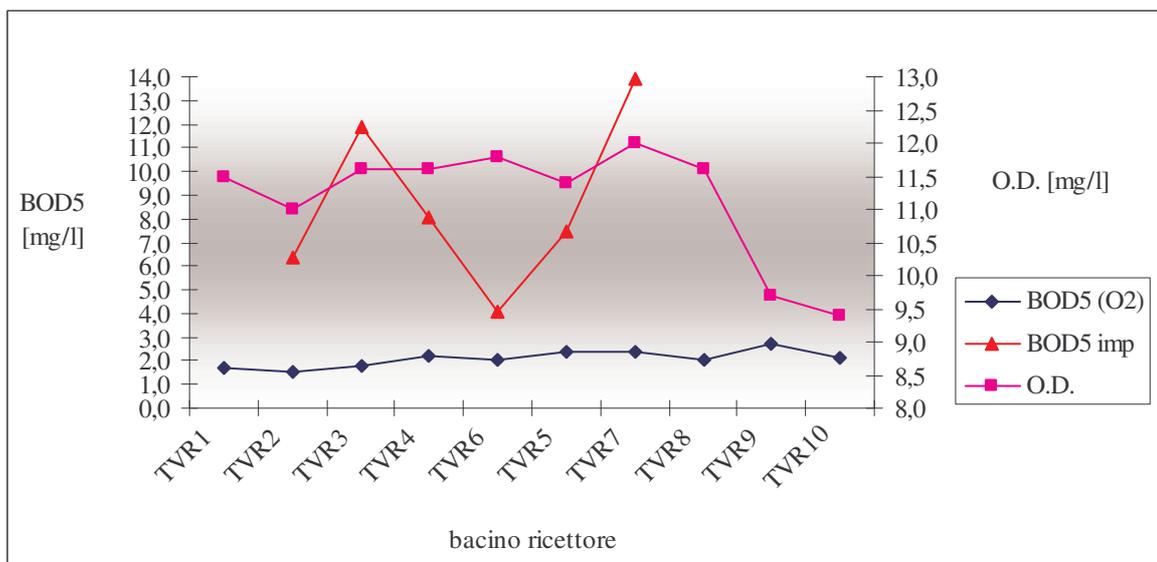


Figura 28: Dicembre 2004, profilo del BOD₅ con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente

Il grafico di **Figura 28** mostra che l'ossigeno disciolto è generalmente in fase con il BOD₅ monitorato dall'ARPA, eccetto che nei tratti TVR1,TVR2 e TVR10, analogamente a quanto evidenziato per il grafico del COD. Per essi si ha che all'aumentare dell'ossigeno disciolto aumenta anche il BOD₅ invece che diminuire e può esser dovuto ai corrispondenti valori degli altri parametri da cui dipende l'ossigeno disciolto, oltre al COD, come i solidi sospesi, azoto totale e fosforo totale.

Dal confronto del BOD₅ misurato al centro dell'asta fluviale del corpo idrico superficiale in esame ed al punto di scarico degli impianti reflui che hanno come bacino ricettore il fiume stesso (Tevere), si nota che hanno lo stesso andamento, in quanto al crescere dell'uno cresce anche l'altro ed entrambi sono in fase con l'ossigeno disciolto. Tuttavia i BOD₅ misurati durante il monitoraggio del fiume sono più bassi dei corrispondenti valori misurati al punto di scarico, per effetto della diluizione che subisce l'inquinante, analogamente a quanto ipotizzato per il COD.

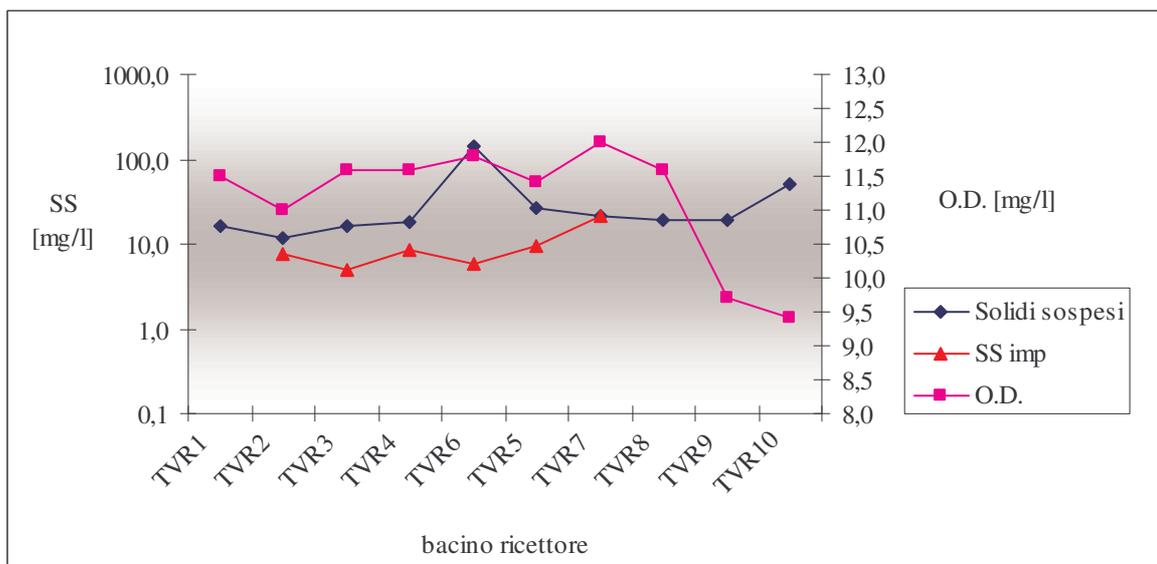


Figura 29: Dicembre 2004, profilo dei SS con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente

In merito all'analisi dei solidi sospesi e dell'ossigeno disciolto monitorati dall'ARPA si nota che essi non sono in fase tra loro in quanto al crescere dell'uno cresce anche l'altro, eccetto per il tratto TVR5 – TVR9. Pertanto si può ipotizzare che i solidi sospesi totali presenti nel fiume siano costituiti prevalentemente da frazione inerte al processo biologico e quindi la frazione di sostanza organica biodegradabile presente nei solidi totali non sia in concentrazione tale da innescare reazioni di degradazione aerobica con conseguente aumento della richiesta di ossigeno da parte dei microrganismi (BOD_5). Del tutto opposta è la situazione tra ossigeno disciolto monitorato dall'ARPA ed i solidi sospesi rilevati al punto di scarico dei reflui chiarificati, in quanto sono in fase tra loro e quindi la frazione prevalente dei solidi totali è, secondo le aspettative, quella organica. Conseguentemente i solidi sospesi misurati al centro dell'asta fluviale e quelli rilevati al punto di scarico degli impianti sono in fase tra loro e questi ultimi hanno una concentrazione maggiore, perché non ancora soggetti all'effetto della diluizione operata dal fiume.

Il fosforo, insieme all'azoto, rappresenta il nutriente presente nelle acque in maggior quantità e la sua disponibilità per il metabolismo batterico dipende dalla forma chimica nella quale esso si trova. In particolare l'ortofosfato è un composto prontamente utilizzabile dai batteri come nutriente, cui è dunque legato il consumo di ossigeno.³⁰ Si analizzi l'andamento del fosforo totale, in funzione dell'ossigeno disciolto.(Figura 30)

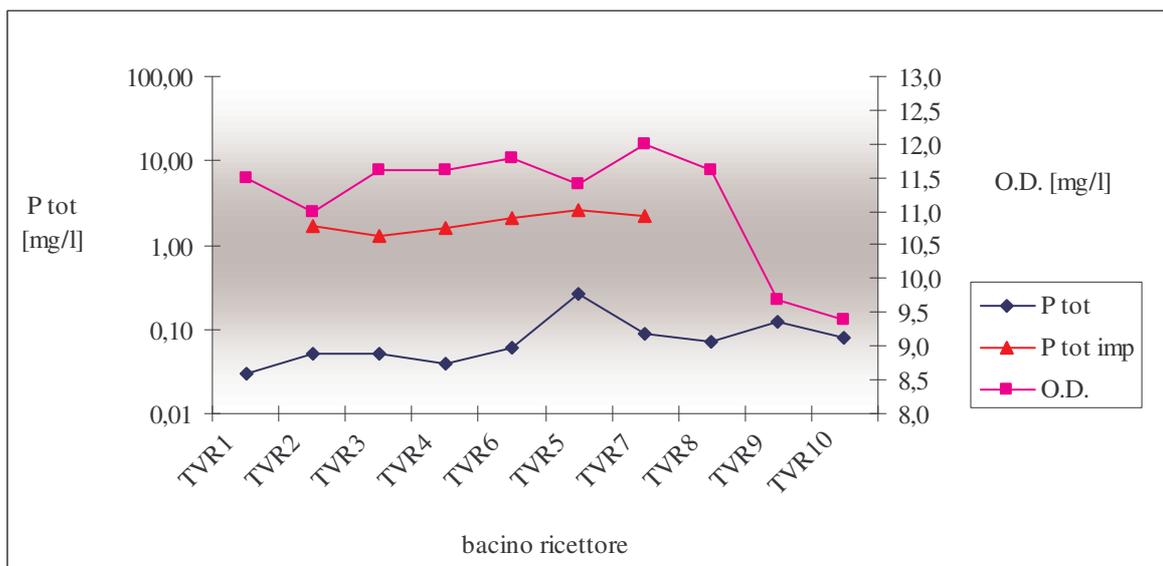


Figura 30: Dicembre 2004, profilo del Fosforo totale con l'O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente

Dal grafico di **Figura 30** si rileva che all'aumentare dell'ossigeno disciolto diminuisce il fosforo totale monitorato dall'ARPA, ad indicare che il fosforo totale rilevato presenta frazione prontamente metabolizzabile dai microrganismi. Questo accade per quasi tutto il tratto di fiume in esame, eccetto per le stazione TVR10. Lo stesso andamento in fase è stato rilevato tra l'ossigeno disciolto ed il fosforo totale rilevato al punto di scarico degli impianti reflui. Inoltre il fosforo monitorato dall'ARPA ha concentrazioni inferiori a quello rilevato ai punti di scarico degli impianti reflui, per effetto della diluizione, quale meccanismo di autodepurazione del fiume.

Nel caso specifico il fosforo dei reflui chiarificati oscilla, per tutte le stazioni, tra 1,7 e 2,2 mg/l, pertanto rispetta il limite di legge definito dal D.Lgs. 258/2000, per il quale il fosforo totale deve essere inferiore a 10 mg/l.

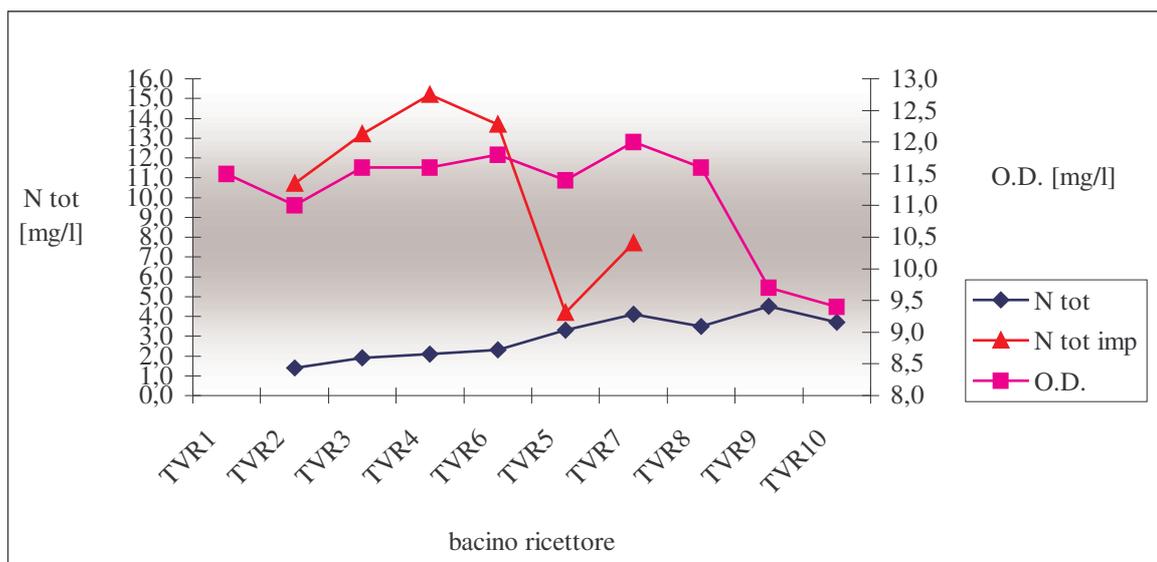


Figura 31: Dicembre 2004, profilo dell’Azoto totale con l’O.D. lungo il fiume Tevere ed al punto di scarico degli impianti di trattamento reflui in esso presente

Il grafico di **Figura 31** mostra un andamento in fase tra ossigeno disciolto ed azoto totale monitorati dall’ARPA, eccetto per i tratti TVR3, TVR8, TVR9 e TVR10. Invece, dal confronto dell’ossigeno disciolto con l’azoto misurato al punto di scarico degli impianti reflui si rileva che questi hanno lo stesso andamento e sono in fase soltanto in corrispondenza dei tratti TVR4 e TVR6. Infine anche qui si nota che la concentrazione di azoto del refluo chiarificato è molto maggiore di quella del fiume, riconducibile sempre all’effetto di diluizione.

²⁸ P. Sirini, “Parametri di inquinamento e di caratterizzazione dei comparti ambientali”, §5.2.2.3 Richiesta di ossigeno.

²⁹ P. Sirini, “Parametri di inquinamento e di caratterizzazione dei comparti ambientali”, §5.2.1.1. Solidi.

³⁰ P. Sirini, “Parametri di inquinamento e di caratterizzazione dei comparti ambientali”, §5.2.2.5. Fosforo.

³¹ P. Sirini, “Parametri di inquinamento e di caratterizzazione dei comparti ambientali”, §5.2.2.4. Azoto.

³² [http://www.lenntech.com/italiano/aquatic/inquinamento-organico/composti organici in acqua dolce.htm](http://www.lenntech.com/italiano/aquatic/inquinamento-organico/composti_organici_in_acqua_dolce.htm), 03/03/06.

Capitolo 6

“CONCLUSIONI”

Dalle analisi effettuate sull'andamento dei parametri che caratterizzano un refluo chiarificato, in relazione ai corrispondenti valori monitorati per il bacino ricettore finale, risulta necessaria l'integrazione dei parametri di controllo dei reflui con quelli di monitoraggio della qualità del bacino ricettore, per avere una più ampia valutazione dell'incidenza dell'immissione del refluo chiarificato in un corpo idrico superficiale, al di là del rispetto dei limiti di emissione definiti dalla normativa nazionale (D. Lgs. 258/2000). In particolare la misura dell'ossigeno disciolto può essere effettuata direttamente in situ con l'ausilio di specifiche sonde ed in un tempo relativamente breve. L'importanza del rilevamento del suddetto parametro è legata al fatto che l'ossigeno disciolto è un indice indiretto dello stato di salute del fiume in relazione al quale si può valutare l'andamento di molti altri parametri da cui esso dipende, quali BOD₅, COD, Azoto totale, Fosforo totale e solidi sospesi totali, normalmente determinati per la valutazione delle caratteristiche di un refluo prima della sua immissione. Pertanto un confronto dell'andamento qualitativo dei parametri dei reflui con l'ossigeno disciolto permette di valutare direttamente eventuali effetti di deossigenazione ad essi correlati, nonché l'incidenza reale del carico organico del refluo chiarificato, cioè l'impoverimento di ossigeno a causa dei fenomeni di biodegradazione batterica che si instaurano e di tutti i fenomeni ad esso collegati, oltre alle conseguenze sul biota, o organismi viventi presenti nell'ecosistema considerato. Un'analisi qualitativa così impostata tra l'ossigeno disciolto ed i diversi parametri di caratterizzazione dei reflui contribuisce all'individuazione di eventuali fonti manifeste di contaminazione non necessariamente associate alla presenza di scarichi reflui, preliminarmente all'avvio di una caratterizzazione del sito circostante il corpo idrico superficiale in esame.

Per una visione più completa dell'incidenza dei reflui chiarificati su un corpo idrico superficiale, al di là del fatto che i parametri normativi che caratterizzano l'acqua chiarificata rientrino o meno nei limiti di emissione, occorre valutare anche l'aspetto microbiologico, spesso causa di contaminazione e responsabile di malattie per la salute umana.

In questo senso si potrebbe affiancare, alla comprovata necessità di analizzare i parametri di controllo del refluo con l'andamento dell'ossigeno disciolto, l'analisi microbiologica mirata agli *Escherichia coli*, se pur meno rapida ed immediata della misura dell'ossigeno disciolto.

Gli *Escherichia Coli* appartengono alla famiglia dei coliformi e sono definiti microrganismi indicatori della contaminazione fecale perché presenti in concentrazioni più elevate e di più facile determinazione dei microrganismi patogeni. La presenza dei soli *Escherichia Coli* nelle acque indica una contaminazione di origine animale o umana.³² Questo perché rappresentano una delle numerose specie di batteri di cui è composta la normale flora intestinale di uomini e animali sani, pertanto un andamento della loro concentrazione nel tempo, analogo a quello del BOD₅ nello stesso arco temporale, è indice di una contaminazione di origine animale ed umana delle acque. Per verificare ciò, nel grafico di **Figure 32** si analizza il profilo temporale degli *Escherichia Coli* con il BOD₅, per il mese Dicembre 2004.

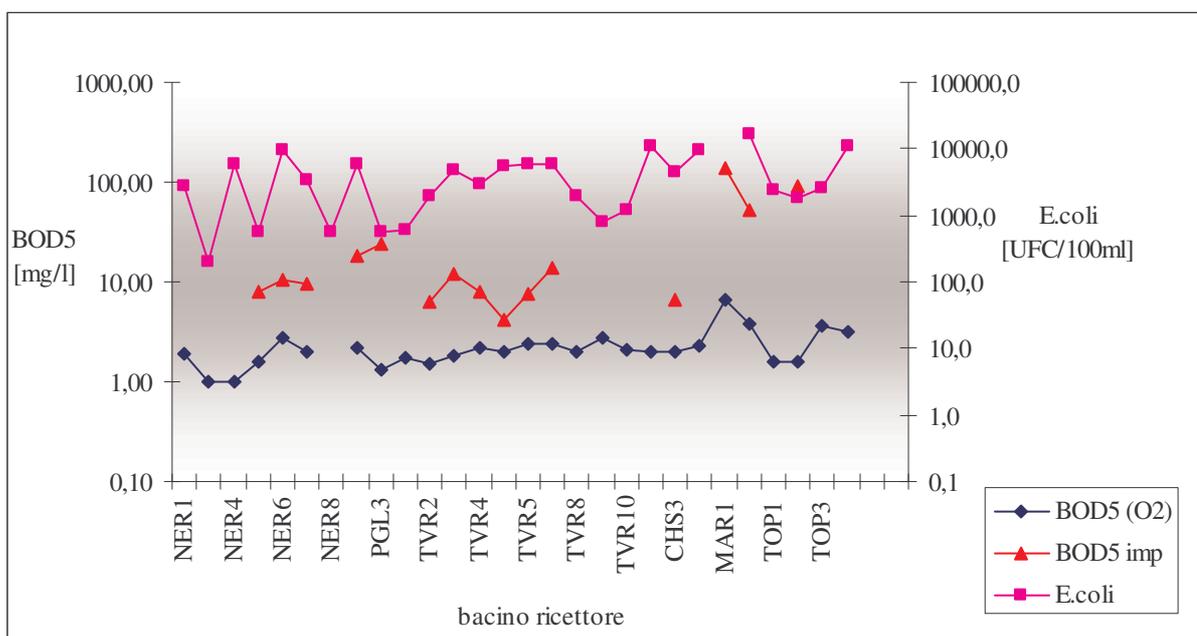


Figura 32: Dicembre 2004, profilo dell' E.coli con il BOD₅ per tutti i fiumi ed ai punti di scarico degli impianti di trattamento reflui in essi presenti

Dall'analisi del grafico si nota che la concentrazione degli *Escherichia Coli* è elevata, tuttavia si rilevano valori che raramente superano il limite fissato dal D. Lgs. 152/99, il quale consiglia un valore non superiore ai 5.000 UFC/100ml, modificabile all'atto

dell'approvazione dell'impianto di trattamento delle acque reflue urbane, in relazione alla situazione ambientale e igienico sanitaria del corpo ricettore e agli usi esistenti.

Infine si nota che BOD₅ ed *Escherichia coli* hanno in genere lo stesso andamento, pertanto, in virtù di quanto evidenziato sino ad ora, ciò indica che la carica batterica presente in quel dato momento appartiene alla famiglia dei coliformi, e si può pensare di ricondurre l'inquinamento organico prevalentemente alla confluenza di scarichi civili nel fiume, nonché avere un'idea della sua incidenza sul fiume.

BIBLIOGRAFIA

- Libri:

- APAT, 2005, *Linee guida per la formattazione e la trasmissione delle informazioni sullo stato delle acque*, n.32 MGL APAT
- R. Vismara, 1995, *Elementi di ecologia*, cap. “Inquinamento e protezione delle acque”.
- M.Troncone Sigillo, 1999, *Appunti del corso di ecologia applicata*, cap.7 “Inquinamento”, E.D.I.S.U. Napoli
- A. Misiti, 1995, *Fondamenti di Ingegneria Ambientale*, cap.5 “Fonti di inquinamento”, La Nuova Italia Scientifica
- L. Masotti, 2002, *Depurazione delle acque, tecniche ed impianti per il trattamento delle acque di rifiuto*, cap. 1 “Concetti e definizioni ricorrent”, cap.2 “Caratteristiche delle acque di rifiuto”, cap.3 “I trattamenti preliminari”, cap.4 “Trattamenti integrativi”, cap.5 “La sedimentazione”, cap.10 “Impianti a fanghi attivi”, cap.11 “Impianti a filtri percolatori”, cap.13 “Trattamento e smaltimento finale del fango”, Calderini.
- P. Sirini “Ingegneria sanitaria-ambientale, principi, teorie e metodi di rappresentazione”, cap.5 “Parametri di inquinamento e di caratterizzazione dei comparti ambientali”, McGraw-Hill
- Prof. Rolle, 2002, “*Dispense di Impianti di trattamento*”

- Riferimenti normativi:

- Direttiva CEE 76/464 art. 2 comma “e”;
- Direttiva 91/271/CE
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000
- Decreto Legislativo 11 maggio 1999 n.152, “Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”
- Decreto Legislativo 18 agosto 2000 “Disposizioni correttive ed integrative del D. Lgs.152/99”
- Allegato 1, D.Lgs. 18/09/2000, n.258
- Art. 5, D.Lgs. 18/09/2000, n.258

- Siti internet:

- http://www.apat.gov.it/site/itIT/Temi/Acqua/Tutela_delle_srisorse_idriche/Piani_e_programmi_internazionali/ 15/10/06
- http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Temi/Acqua/Direttiva_quadro_sulle_acque_2000-60-CE, 15/10/06
- <http://www.arpalazio.it/acqua/>, 15/10/06
- http://www.lenntech.com/italiano/aquatic/inquinamento-organico/composti_organici_in_acqua_dolce.htm, 03/03/06.