



QUALITÀ DELLE ACQUE

QUALITÀ DELLE ACQUE INTERNE

QUALITÀ DELLE ACQUE MARINO-COSTIERE E DI TRANSIZIONE



L'idrosfera occupa due terzi della superficie della Terra e permette lo scambio di sostanze ed energia tra tutti gli ecosistemi, attraverso il ciclo dell'acqua che si sviluppa tra la terra e gli strati bassi dell'atmosfera. Attraverso gli apporti meteorici, l'acqua si distribuisce in una varietà di corpi idrici che, nel complesso, possono essere raggruppati in alcune classi: i corsi d'acqua rappresentati da fiumi e torrenti; i laghi e gli invasi; le acque di transizione rappresentate dalle zone di foce dei fiumi, dai laghi, dalle lagune e dagli stagni costieri in cui avviene un'interazione tra acque dolci e salate; le acque marine e le acque sotterranee.

Ognuna di queste classi di corpi idrici sostiene la vita di specie animali e vegetali e costituisce un sistema complesso ove hanno sede interscambi continui tra le acque stesse, i sedimenti, il suolo e l'aria, che consentono la funzionalità di un corpo idrico come fosse un "organismo" vivente secondo proprie specifiche leggi. La risorsa idrica è soggetta a modificazioni di composizione per cause naturali e antropiche; queste ultime spesso determinano fenomeni di inquinamento sempre più rilevanti e, talvolta, irreversibili. La funzionalità intrinseca dei corpi idrici consente loro, in una certa misura, di tollerare apporti di sostanze chimiche naturali e sintetiche e modificazioni delle condizioni fisiche e morfologiche, quasi "metabolizzando" le alterazioni subite e ripristinando le condizioni che garantiscono un pieno recupero. Tuttavia, il superamento di certe soglie di alterazione compromette queste capacità in modo irreversibile e determina uno scadere dello stato di qualità ambientale del corpo idrico, che si traduce in minore capacità di autodepurazione, diminuzione o alterazione della biodiversità locale e generale, minore disponibilità della risorsa per la vita degli ecosistemi associati e per gli usi necessari all'uomo.

La bassa qualità dei corpi idrici si può anche tradurre in una condizione di pericolosità per la salute dell'uomo e delle specie viventi, a causa della presenza di molecole e microrganismi con effetti tossici (nei confronti dell'uomo) ed ecotossici (nei confronti degli ecosistemi in generale).

Le politiche di tutela delle acque e gli strumenti organizzativi, gestionali e normativi tengono conto della complessità dei corpi idrici e si orientano alla protezione e al miglioramento dell'insieme degli elementi che li costituiscono, per tutelare o ripristinare uno



stato qualitativo e quantitativo tale da garantire una buona capacità di autodepurazione e di sostegno agli ecosistemi associati.

Recentemente, a livello comunitario, si è resa necessaria l'emanazione di norme quadro che definiscono gli obiettivi generali ambientali da conseguire, integrando i diversi aspetti delle politiche ambientali, semplificando e razionalizzando le esigenze di informazioni necessarie per verificare le conoscenze e valutare l'efficacia delle azioni intraprese. Di particolare rilievo: la Direttiva Nitrati, la Direttiva Acque Reflue Urbane, le Direttive orientate alla tutela della vita acquatica (pesci e molluschi) e la Direttiva Habitat, che si integrano con le Convenzioni internazionali per l'ambiente marino (Convenzione di Barcellona) e per gli ambienti di protezione speciale (Convenzione di Ramsar).

Tale complesso normativo comunitario di riferimento si completa con la Direttiva quadro sulle acque (recepita con il D.Lgs. 152/06), che stabilisce i contorni della nuova politica europea, al fine di pervenire a un sistema di governo delle acque capace di assicurare, da una parte la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento dei corpi idrici (intesi nella loro complessità ecosistemica) e il loro eventuale risanamento, e dall'altra di rendere disponibili le risorse per gli usi legittimi, sostenibili e durevoli in un'ottica di economicità e razionalità.



QUALITÀ DELLE ACQUE INTERNE

Introduzione

La normativa di riferimento a livello comunitario che disciplina la qualità delle acque è rappresentata dalla Direttiva 2000/60/CE, entrata in vigore da un decennio e recepita dall'Italia con il D.Lgs. 152/06, che ha l'obiettivo di istituire in Europa un quadro per la protezione delle acque al fine di ridurre l'inquinamento, impedire un ulteriore deterioramento e migliorare l'ambiente acquatico, promuovere un utilizzo idrico sostenibile e contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità. La direttiva stabilisce i presupposti per una possibile cooperazione tra gli Stati membri della Comunità Europea per il raggiungimento di un migliore stato ambientale della qualità delle acque. Gli obiettivi di qualità, da conseguire entro il 2015, sono rappresentati dal raggiungimento per i corpi idrici superficiali e sotterranei dello stato "buono" e, ove già esistente, il mantenimento dello stato di qualità ambientale "elevato". Tali obiettivi devono essere raggiunti attraverso la gestione delle acque alla scala e nell'ambito del bacino idrografico e non in quello dettato dai confini amministrativi.

Per bacino idrografico si intende il territorio nel quale scorrono tutte le acque superficiali attraverso una serie di torrenti, fiumi e laghi per sfociare al mare in un'unica foce a estuario e a delta. I distretti comprendono uno o più bacini idrografici.

La valutazione degli obiettivi da raggiungere entro il 2015 con l'applicazione della direttiva ha comportato variazioni sensibili dei criteri di impostazione del monitoraggio dei corpi idrici prevedendo una classificazione rapportata a determinate condizioni di riferimento variabili in funzione delle diverse tipologie di corpo idrico e un maggior numero di elementi biologici e idromorfologici da monitorare.

Il monitoraggio dello stato ambientale dei corpi idrici è praticato e sviluppato anche come sistema di verifica dell'efficacia delle misure adottate per raggiungere i suddetti obiettivi ambientali.

Lo stato della qualità delle acque interne

Le regioni e il Sistema delle Agenzie ambientali, dall'emanazione del D.Lgs. 152/06, hanno in corso un'intensa attività per adeguare il monitoraggio dei corpi idrici alle nuove richieste normative, anche



se parte di esse ha continuato a seguire le modalità previste dal superato D.Lgs. 152/99, sia per le acque superficiali sia per quelle sotterranee. Infatti, nei dati di seguito riportati i corsi d'acqua vengono classificati applicando il metodo biologico IBE – Indice Biotico Esteso - e utilizzando valutazioni di tipo chimico che prendono in considerazione i sette parametri che concorrono alla determinazione del LIM – Livello di Inquinamento da Macrodescriptors (O₂ disciolto, BOD₅, COD, NH₄, NO₃, fosforo totale, Escherichia Coli). L'integrazione dei valori dei due indici LIM e IBE definisce l'indice SECA – Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua. Per i laghi è stato determinato l'indice SEL – Stato Ecologico dei Laghi e per le acque sotterranee l'indice SCAS – Stato Chimico delle Acque Sotterranee.

Poiché, nel corso del 2009, vi sono state varie regioni (Piemonte, Friuli-Venezia Giulia, Veneto e Umbria) che hanno attivato il monitoraggio dei parametri di qualità ecologici previsti dal D.Lgs. 152/06 e dal successivo DM 56/2009, il numero di stazioni monitorate, ai sensi del vecchio decreto, è sensibilmente diminuito sia per i fiumi sia per i laghi. Nonostante ciò è possibile comunque tracciare un quadro generale della qualità delle acque dolci correnti e ferme italiane riguardante le restanti regioni.

A livello nazionale le stazioni monitorate sono risultate 549 distribuite sul territorio nazionale, a fronte delle 999 registrate nel 2008. I dati relativi allo Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua (SECA) indicano che, nel 2009, il 46% dei siti monitorati rientra in classe di qualità 1 e 2, cioè uno stato ecologico “ottimo” (6%) e “buono” (40%), mentre il 35% è in classe di qualità “sufficiente” (Figura 4.1). La percentuale delle stazioni in classe di qualità 1 aumenta di 2 punti mentre la classe 2 diminuisce di 1 punto; aumentano di 2 punti quelle in classe 3 (da 33% al 35%), diminuisce invece la classe 4 che passa dal 17% al 15%, mentre la classe 5 si attesta al 4% rispetto al 5% del 2008.

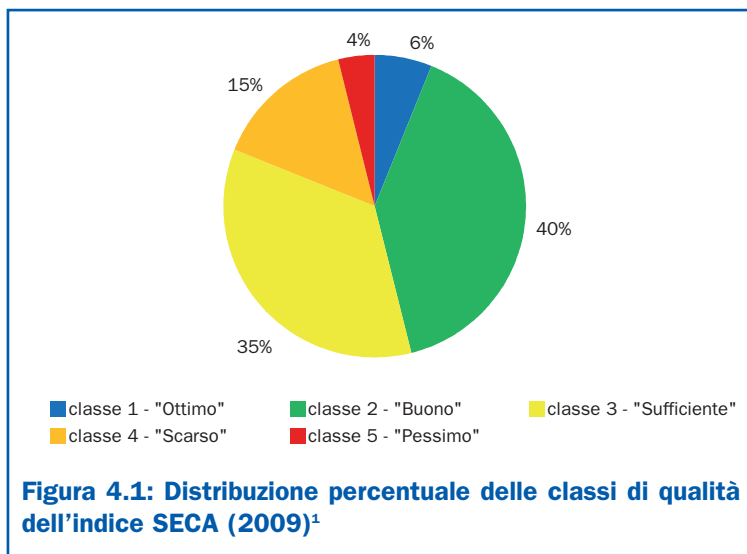
Le regioni i cui dati, per vari motivi, non sono compresi nelle elaborazioni di cui sopra sono: Calabria, Sardegna e Campania. Inoltre, come già sopra indicato il Piemonte, il Friuli-Venezia Giulia, il Veneto e l'Umbria hanno iniziato il nuovo monitoraggio i cui dati non possono essere ancora resi fruibili a causa della mancanza di metodiche definitive di valutazione degli elementi biologici in via di pubblicazione.

L'indice SECA definisce lo stato ecologico dei corsi d'acqua, mediante il contributo degli indici IBE e LIM.

Nel 2009, l'81% dei siti monitorati rientra, per il SECA, in classe di qualità 1, 2 e 3, cioè uno stato ecologico “ottimo” (6%), “buono” (40%) e “sufficiente” (35%).



Nel 2009, in Italia la situazione del SECA non è particolarmente critica, se si considera che il 46% dei 549 punti monitorati ricade nelle classi di qualità "buona" e "ottima", e il 35% nella classe di qualità "sufficiente". Complessivamente, l'81% raggiunge gli obiettivi di qualità già previsti per dicembre 2008.



Nel Nord Italia il 93% dei punti monitorati ricade nelle classi 1, 2, 3; al Centro il 77% e al Sud e Isole il 78%.

Dall'analisi dei dati suddivisi per macroaree (Figura 4.2), nel Nord Italia il 93% delle stazioni ricade in classe 1, 2 e 3, mentre al Centro il 77% e al Sud e Isole il 78%. Tali risultati, vanno valutati anche alla luce del differente numero di stazioni monitorate nelle tre macroaree, pari al 24% del totale nel Nord, rispetto al 45% del Centro e al 31% del Sud e Isole.

¹ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati ARPA/APPA



Nel 2009, delle 131 stazioni del Nord, il 93% ricade nelle classi 1, 2 e 3; al Centro su 246 stazioni, il 77%; mentre al Sud e Isole, dette classi sono riscontrabili nel 78% delle 172 stazioni.

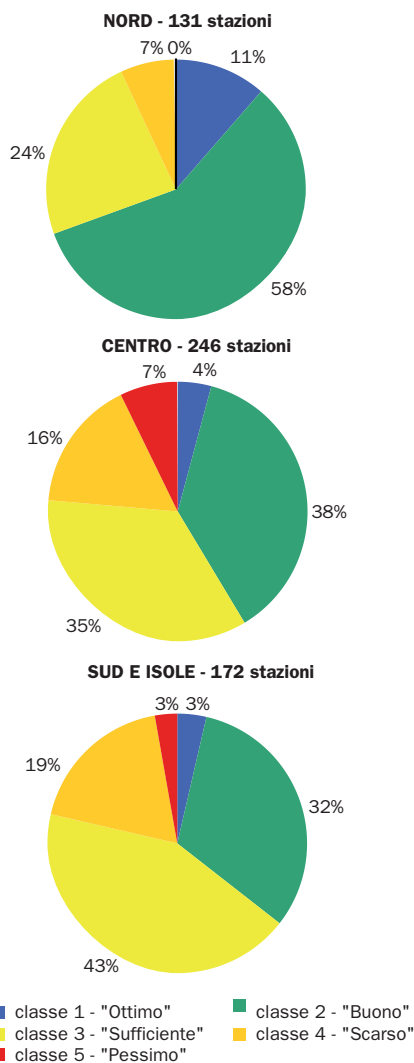


Figura 4.2: Distribuzione percentuale delle classi di qualità dell'indice SECA, per macroregione (2009)²

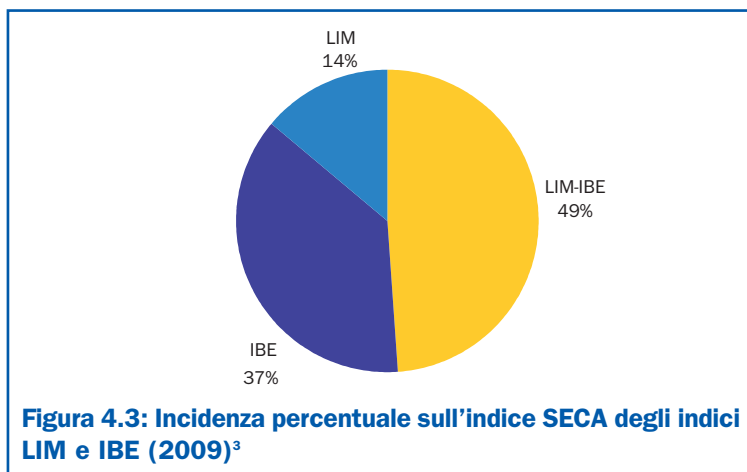
² Fonte: Elaborazione ISPRA su dati ARPA/APPA



Nel 2009, come negli anni precedenti, nella determinazione del SECA, il peso della comunità macrobentonica è maggiore rispetto a quello dei macrodescrittori chimico - fisici.

Il SEL permette di definire lo stato ecologico dei laghi valutandone i differenti stati trofici.

Come noto, essendo il SECA costituito con dati integrati dell'analisi chimica e biologica, esaminando l'incidenza del LIM e IBE sulla determinazione del SECA (Figura 4.3), si conferma che, per circa la metà dei punti campionati (49%), le analisi chimiche e quelle biologiche concorrono nel determinare lo stato ecologico, ma quando i risultati sono difforni nella maggior parte dei casi è l'analisi biologica a determinare lo stato ecologico (37%), essendo gli organismi animali analizzati sensibili oltre che alla qualità dell'acqua anche alle alterazioni e artificializzazioni dell'alveo e alle fluttuazioni di portata.

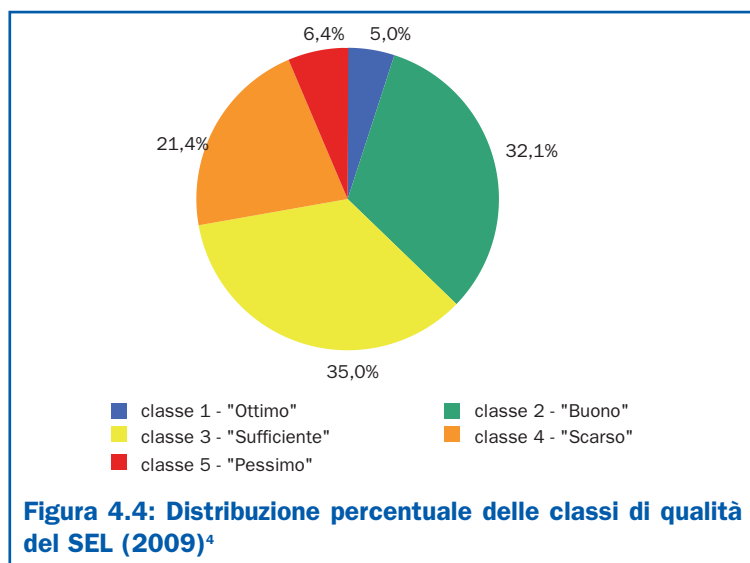


La qualità dei laghi (Stato Ecologico dei Laghi - SEL), riferita a 12 regioni (una in meno rispetto al 2008) per un totale di 140 stazioni, ricade per un 72% nelle classi da "sufficiente" a "ottimo" (Figura 4.4); tale incidenza registra un aumento di 7 punti rispetto al 2008.

³ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati ARPA/APPA



Nel 2009, il 72% delle 140 stazioni ricade nelle classi da "sufficiente" a "ottimo".



Nel Nord Italia, si rileva il 42% delle stazioni in classi di qualità "ottimo" e "buono" (come nel 2008) e il 33% nella classe di qualità "sufficiente". Tali dati vanno interpretati valutando la distribuzione spaziale delle aree lacustri in Italia, maggiormente presenti al Nord, evidenziabile anche dalla differenza nel numero delle stazioni nelle diverse macroaree.

Nel Nord, il 42% delle stazioni rientra in classi di qualità per il SEL "ottimo" e "buono".

Altra valutazione dello stato di qualità è quella richiesta per il raggiungimento degli obiettivi per specifica destinazione d'uso delle acque ai sensi dell'allegato 2 del D.Lgs. 152/06. Per il 2009, sono disponibili i dati di 6 regioni costiere su 15, relativi al monitoraggio delle aree marine e salmastre idonee alla vita dei molluschi, riguardanti 49 aree designate, di cui 38 marine e 11 salmastre. Sono conformi 42 aree di cui 34 marine e 8 salmastre.

Monitoraggio delle acque destinate alla vita dei molluschi.

⁴ Fonte: Elaborazione ISPRA/ARPA Lombardia su dati forniti dalle province autonome e ARPA/APPA



Il monitoraggio del 2009 delle acque destinate alla vita dei molluschi riguarda 49 aree designate, di cui 38 marine e 11 salmastre. Sono conformi 42 aree di cui 34 marine e 8 salmastre.

Tabella 4.1: Acque destinate alla vita dei molluschi (monitoraggio 2009)⁵

Regione	Aree designate									
	TOTALE		Marine		Conf.		Non conf.		Salmastre	
	n.	km ²	n.	km ²	n.		n.		n.	
Veneto	8	684	1	46,5	1	0	7	637	7	0
Friuli-Venezia Giulia	12	384	10	276	8	2	2	108	0	2
Liguria	2	3,9	2	3,9	2	0	0	0	0	0
Emilia-Romagna	13	1.784	11	1.784	10	1	2	37	1	1
Toscana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Marche	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lazio	6	-	6	-	6	0	0	0	0	0
Abruzzo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molise	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campania	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puglia	8	647,5	8	647,5	7	1	0	0	0	0
Basilicata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Calabria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sicilia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sardegna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALE	49	3.503	38	2.722	34	4	11	782	8	3

Nel 2009, il monitoraggio per la valutazione delle acque destinate alla vita dei pesci riguarda 11 regioni (421 aree, di cui 369 relative ai fiumi e 52 ai laghi) e le aree conformi sono 363 (Tabella 4.2).

Nel 2008, invece, i dati riguardano 424 aree, di cui 369 relative ai fiumi e 55 ai laghi. La conformità è riscontrata in 370 aree (Tabella 4.3).

⁵ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalle regioni costiere



Tabella 4.2: Acque idonee alla vita dei pesci (monitoraggio 2009)⁶

Regione/ Provincia autonoma	Acque superficiali classificate									
	Fiumi		Laghi		Salmonicoli		Ciprinicoli		TOTALE	
	n.	km	n.	km ²	Conf.	Non conf.	Conf.	Non conf.	Conf.	Non conf.
					n.					
Piemonte	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valle d'Aosta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lombardia	23	1.483	5	405,3	16	0	12	0	28	0
<i>Bolzano- Bozen</i>	21	474,2	8	3,55	26	0	3	0	29	0
<i>Trento^a</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Veneto	86	952,5	3	8,44	63	5	21	0	84	5
Friuli- Venezia Giulia	16	391	0	0	11	0	5	0	16	0
Liguria	5	64,6	3	1,26	3	0	5	0	8	0
Emilia- Romagna	66	1.170,0	8	16,63	35	0	39	0	74	0
Toscana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Umbria	14	179	0	0	12	0	2	0	14	0
Marche	62	1.274,3	2	-	21	0	30	13	51	13
Lazio	52	-	12	-	15	8	24	17	39	25
Abruzzo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molise	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campania	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puglia	14	610	8	123,26	0	0	7	15	7	15
Basilicata	10	188,4	3	35,4	7	0	6	0	13	0
Calabria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sicilia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sardegna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALE	369	6.787	52	593,84	209	13	154	45	363	58
Legenda:										
^a I campionamenti vengono eseguiti ogni due anni										

I dati del monitoraggio del 2009 delle acque destinate alla vita dei pesci riguardano 421 aree, di cui 369 relative ai fiumi e 52 ai laghi. In totale le aree conformi sono 363.

⁶ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalle regioni e province autonome



I dati del monitoraggio del 2008 delle acque destinate alla vita dei pesci riguardano 424 aree, di cui 369 relative ai fiumi e 55 ai laghi. In totale le aree conformi sono 370.

Tabella 4.3: Acque idonee alla vita dei pesci (monitoraggio 2008)⁷

Regione/ Provincia autonoma	Acque superficiali classificate									
	Fiumi		Laghi		Salmonicoli		Ciprinicoli		TOTALE	
	n.	km	n.	km²	Conf.	Non conf.	Conf.	Non conf.	Conf.	Non conf.
					n.					
Piemonte	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Valle d'Aosta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lombardia	23	1.483	5	486,6	11	0	12	5	23	5
Bolzano- Bozen	21	474,2	8	3,55	26	0	3	0	29	0
Trento	10	106,9	3	0,49	13	0	0	0	13	0
Veneto	86	952,5	3	8,46	69	0	17	3	86	3
Friuli- Venezia Giulia	16	391	0	0	11	0	5	0	16	0
Liguria	5	64,6	3	1,26	7	0	1	0	8	0
Emilia- Romagna	65	1.169,7	8	16,63	35	0	38	0	73	0
Toscana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Umbria	15	187,7	0	0	13	0	2	0	15	0
Marche	60	1.248,9	2	-	13	0	36	13	49	13
Lazio	44	-	12	-	20	3	18	15	38	18
Abruzzo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molise	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Campania	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Puglia	14	610	8	123,26	0	0	7	15	7	15
Basilicata	10	188,4	3	35,4	7	0	6	0	13	0
Calabria	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sicilia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sardegna	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTALE	369	6.877	55	675,65	225	3	145	51	370	54

Lo Stato Chimico delle Acque Sotterranee definisce la qualità della risorsa idrica. Si ottiene analizzando la presenza sia degli inquinanti derivanti dalle

La qualità delle acque sotterranee viene rappresentata dall'indice SCAS (Stato Chimico delle Acque Sotterranee) che evidenzia le zone sulle quali insistono criticità ambientali rappresentate da impatti delle attività antropiche sui corpi idrici sotterranei. Gli impatti vengono quantificati attraverso l'analisi chimica delle acque sotterranee, finalizzata all'individuazione di sostanze inquinanti

⁷ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalle regioni e province autonome



e alla valutazione delle variazioni di concentrazione nel tempo. Diverse sono le sostanze indesiderate o inquinanti presenti nelle acque sotterranee che possono compromettere gli usi pregiati della risorsa idrica, come ad esempio quello potabile, ma non per questo tutte le sostanze indesiderate sono sempre di origine antropica. Esistono, infatti, molte sostanze ed elementi chimici che si trovano naturalmente negli acquiferi, la cui origine geologica non può essere considerata causa di impatti antropici sulla risorsa idrica sotterranea. Pertanto lo stato chimico delle acque sotterranee è influenzato dalla sola componente antropica delle sostanze indesiderate trovate, una volta discriminata la componente naturale attraverso la quantificazione del suo valore di fondo per ciascun corpo idrico sotterraneo.

Lo stato chimico delle acque sotterranee, ai sensi del D.Lgs. 152/99, viene rappresentato mediante 5 classi (1-2-3-4-0). Le prime tre esprimono una qualità da buona fino a sufficiente, mentre le rimanenti una qualità scadente, distinguendo se determinata da inquinanti di origine antropica (classe 4), o di origine naturale (classe 0).

Nel 2009 è stato emanato il D.Lgs. 30 che, recependo per le acque sotterranee le Direttive europee 2000/60/CE e 2006/118/CE, integra il D.Lgs. 152/2006, e contestualmente modifica le classi di stato chimico riducendole a 2 rispetto le 5 del decreto precedente. Oltre al numero delle classi sono state apportate modifiche anche ai parametri considerati per la classificazione, inserendo, tra le altre, diverse sostanze clorurate prima non contemplate. Queste modifiche normative possono comportare differenze nell'attribuzione di classe di stato chimico dei corpi idrici sotterranei, delle quali occorre tenere conto nell'analisi dell'evoluzione temporale dell'indice di qualità.

Le due nuove classi di stato chimico previste dal D.Lgs. 30/2009 sono "buono" e "scarso". La prima identifica le acque in cui le sostanze inquinanti o indesiderate hanno una concentrazione inferiore agli standard di qualità o ai valori soglia fissati a livello nazionale. Questi ultimi possono essere rivisti dalle regioni per ciascun corpo idrico qualora la concentrazione di fondo naturale dovesse essere superiore al valore di soglia fissato. In altre parole, nella classe "buono" rientrano tutte le acque sotterranee che non presen-

attività antropiche, sia dei parametri chimici di origine naturale presenti negli acquiferi anche in concentrazioni elevate, che possono compromettere l'utilizzo delle acque.

La nuova classificazione dello stato chimico delle acque sotterranee passa con il D.Lgs. 30/2009 da 5 classi di stato a 2 classi, ovvero stato "buono" e stato "scarso".



tano evidenze di impatto antropico e anche quelle in cui sono presenti sostanze indesiderate o contaminanti ma di origine naturale. Al contrario nella classe “scarso” rientrano tutte le acque sotterranee che non possono essere classificate in stato di “buono” e nelle quali risulta, quindi, evidente un impatto antropico sia per i livelli di concentrazione dei contaminanti sia per le loro tendenze in aumento significative e durature nel tempo.

Il monitoraggio 2009 e la relativa classificazione sono stati effettuati dalla maggior parte delle regioni ai sensi del D.Lgs. 152/99; solo alcune regioni hanno avviato il monitoraggio ai sensi del recente decreto. Per avere un’applicazione omogenea su tutto il territorio nazionale del nuovo decreto, e quindi la nuova classificazione, si dovrà attendere il monitoraggio del 2010.

Delle 14 regioni e 2 province autonome che hanno trasmesso i dati del monitoraggio 2009 per un totale di 3.735 punti di prelievo, 11 regioni e le 2 province autonome lo hanno fatto ai sensi del D.Lgs. 152/99, mentre le restanti 3 ai sensi del D.Lgs. 30/2009. Nel primo caso (Figura 4.5a) su un totale di 2.714 punti di prelievo, il 50,9% presenta uno stato chimico compreso tra le classi 1 e 3, ovvero di qualità buona e sufficiente, il 21,8% in classe 4, ovvero qualità scadente dovuta a cause antropiche, mentre il restante 27,3% in classe 0, ovvero acque di qualità scadente dovuta a cause di origine naturale per le particolari condizioni idrogeochimiche degli acquiferi.

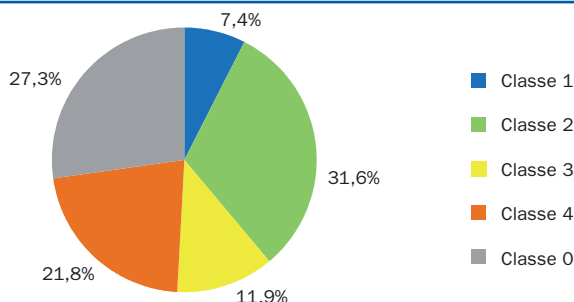
Le regioni Piemonte, Veneto e Molise hanno trasmesso i dati ai sensi del decreto oggi in vigore, e su un totale di 1.021 punti di prelievo il 71,7% presenta uno stato chimico buono, mentre il restante 28,3% scarso (Figura 4.5b).



Lo SCAS a livello nazionale, nel 2009 è stato elaborato su 3.735 punti di prelievo distribuiti in 14 regioni e 2 province autonome.

Su 2.714 punti il 50,9% è rappresentato da uno stato chimico compreso tra le classi 1 e 3, il 21,8% è caratterizzato da acque di qualità chimica scadente dovuta a cause di origine antropica, mentre il restante 27,3% è scadente per cause naturali.

Sui restanti 1.021 punti, relativi a 3 regioni e classificati con la nuova normativa, il 71,7% è in stato buono e il 28,3% in stato scarso.



a) 2.714 punti – 11 regioni e 2 province autonome

Note: Giudizio di qualità attribuito alle classi (D.Lgs. 152/99):

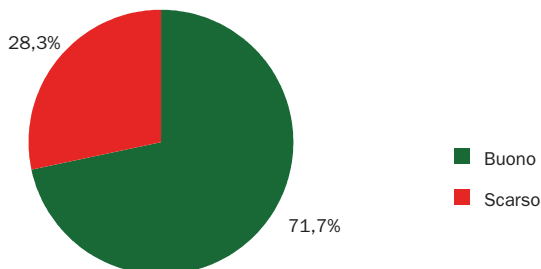
Classe 1 – Impatto antropico nullo o trascurabile con pregiate caratteristiche idrochimiche;

Classe 2 – Impatto antropico ridotto e sostenibile sul lungo periodo e con buone caratteristiche idrochimiche;

Classe 3 – Impatto antropico significativo e con caratteristiche idrochimiche generalmente buone, ma con alcuni segnali di compromissione;

Classe 4 – Impatto antropico rilevante con caratteristiche idrochimiche scadenti;

Classe 0 – Impatto antropico nullo o trascurabile ma con particolare facies idrochimiche naturali in concentrazioni al di sopra del valore della classe 3.



b) 1.021 punti – 3 regioni

Note: Giudizio di qualità attribuito alle classi (D.Lgs. 30/2009):

Buono – La composizione chimica del corpo idrico sotterraneo è tale che le concentrazioni di inquinanti non presentano effetti di intrusione salina, non superano gli standard di qualità ambientale e i valori soglia stabiliti e, infine, non sono tali da impedire il conseguimento degli obiettivi ambientali stabiliti per le acque superficiali connesse né da comportare un deterioramento significativo della qualità ecologica o chimica di tali corpi né da recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo;

Scarso – Quando non sono verificate le condizioni di buono stato chimico del corpo idrico sotterraneo.

Figura 4.5 (a,b): Punti di prelievo per classi di qualità SCAS (2009)⁸

⁸ Fonte: Elaborazione ISPRA/ARPA Emilia-Romagna su dati forniti da regioni, province autonome e ARPA/APPA



Tra i contaminanti di origine antropica, responsabili dello scadimento in classe 4, per la maggior parte delle regioni considerate vi sono i nitrati con concentrazioni superiori al limite di 50 mg/l (limite di potabilità). La loro presenza è correlata a fenomeni di inquinamento di tipo diffuso derivante dall'uso nel settore agricolo di fertilizzanti azotati e dallo smaltimento di reflui zootecnici, oppure derivante da cattiva gestione dei fanghi e dispersioni di reti fognarie, ma anche a fonti puntuali di inquinamento quali impianti di smaltimento, ecc. Altre sostanze responsabili dello scadimento della qualità della risorsa sono fitofarmaci, composti alifatici alogenati, alcuni metalli pesanti (prevalentemente cromo, piombo, nichel e zinco) e, in misura minore composti aromatici. La presenza invece di arsenico, ferro, manganese, ione ammonio, solfati, cloruri, conducibilità e alcuni metalli pesanti e altre sostanze inorganiche, in particolari contesti idrogeologici, è stata attribuita da diverse regioni a fenomeni di origine naturale, che determina la classe 0 di qualità.

Il numero delle stazioni di monitoraggio delle regioni considerate è diverso e va da un minimo di 29 a un massimo di 588. Nella Figura 4.6 sono rappresentate le percentuali rispetto al totale (regionale/provinciale) delle classi di qualità delle normative di riferimento, dove si evidenzia come le Province autonome di Trento e Bolzano, Liguria, Lazio e Marche presentano nell'ordine una percentuale di punti di prelievo compresa tra il 93,1% e 75,6%, ricadenti nelle classi da 1 a 3, di qualità da buona a sufficiente. Per quanto riguarda la classe 4, scadente per cause antropiche, l'Abruzzo e l'Umbria presentano le percentuali più alte, rispettivamente del 42,6% e del 31,5%. Infine la classe 0, scadente per cause naturali, risulta essere prevalente in Emilia Romagna e in Puglia, rispettivamente con il 56,7% e 52%. Lo stato di qualità scarso previsto dal nuovo sistema di classificazione adottato dalle tre regioni già citate, presenta il valore massimo in Piemonte con 39,5%, seguito dal Molise con 16,8% e dal Veneto con 11,2%.

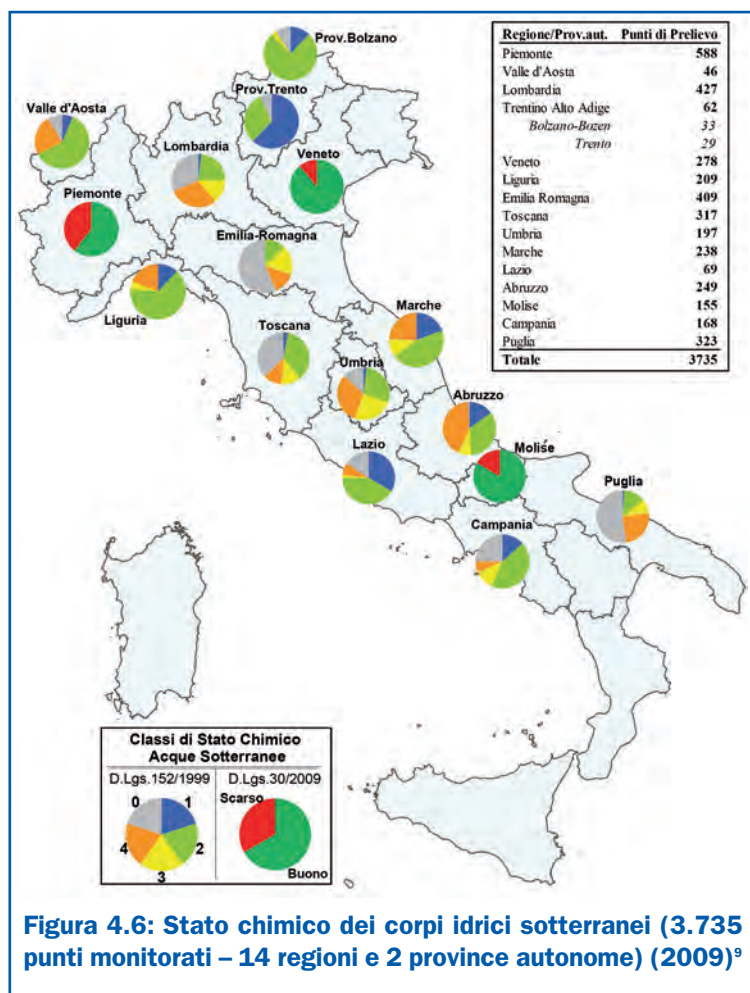


Figura 4.6: Stato chimico dei corpi idrici sotterranei (3.735 punti monitorati – 14 regioni e 2 province autonome) (2009)⁹

Le regioni mostrano un numero di stazioni di monitoraggio notevolmente diverso (da 29 a 588). Le Province autonome di Trento e Bolzano, Liguria, Lazio e Marche, presentano nell'ordine una percentuale di punti di prelievo, compresa tra il 93,1% e 75,6%, ricadenti nelle classi da 1 a 3, mentre l'Abruzzo presenta il 42,6% in classe 4 e l'Emilia-Romagna il 56,7% in classe 0. Piemonte, Veneto e Molise, che adottano il nuovo sistema di classificazione, presentano, rispettivamente, il 39,5%, 11,2% e 16,8% dei punti ricadenti nella classe "scarso".

Tenendo sempre presente il differente numero sia dei punti di prelievo sia delle regioni che hanno contribuito nel tempo al popolamento dell'indicatore, è possibile evidenziare in Figura 4.7 l'evo-

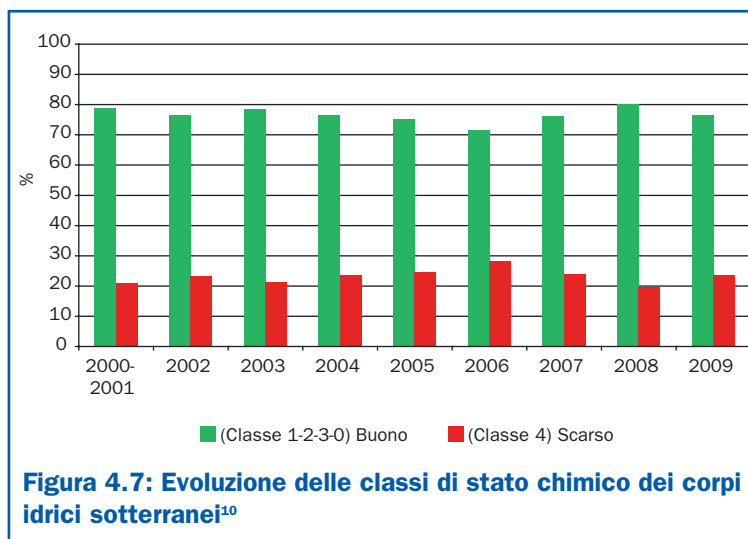
⁹ Fonte: Elaborazione ISPRA/ARPA Emilia-Romagna su dati forniti da regioni, province autonome e ARPA/APPA



luzione dal 2000 ad oggi della qualità media delle acque sotterranee. Per valutare lo stato chimico complessivo delle acque sotterranee con il nuovo sistema di classificazione previsto dal D.Lgs. 30/2009, e al tempo stesso non perdere le informazioni pregresse sullo stato chimico, è stata adottata un'approssimazione che prevede di definire come stato "scarso" la classe 4 del vecchio sistema di classificazione, e come stato "buono" il raggruppamento delle classi 1, 2, 3 e 0, considerando che quest'ultima è determinata da condizioni naturali presenti nell'acquifero e non da impatto antropico.

Operando questi raggruppamenti, dal 2000 al 2009, lo stato chimico scarso è rappresentato mediamente dal 23,3% del totale dei punti di prelievo, mentre nel 2009 il valore è pari al 23,6%. Di conseguenza, nel 2009 lo stato chimico "buono" rappresenta il 76,4% delle stazioni totali rispetto a una media decennale di 76,7%.

Nel 2009 lo stato chimico "buono" rappresenta il 76,4% delle stazioni totali e il rimanente 23,6% lo stato "scarso", contro una media del periodo 2000-2009 pari a 23,3%.



¹⁰ Fonte: Elaborazione ISPRA/ARPA Emilia-Romagna su dati forniti da regioni, province autonome e ARPA/APPA



Le principali cause di alterazione

L'acqua usata in campo domestico, agricolo, zootecnico e industriale spesso contiene sostanze che alterano l'ecosistema, per cui non può essere scaricata direttamente nei corsi d'acqua e nel suolo. Gli agenti inquinanti delle acque più comuni sono gli inquinanti fecali, le sostanze inorganiche tossiche e nocive, le sostanze organiche non naturali, oli ed emulsionanti, solidi sospesi, calore, ecc.

La massiccia antropizzazione e industrializzazione delle aree urbane determina spesso scarichi di fognature civili non depurati, scarichi dei residui di materie prime e dei prodotti intermedi e finali dell'industria, il dilavamento di rifiuti e inquinanti delle aree cementificate adibite ad attività di servizi. I sistemi di collettamento e di depurazione, in alcuni casi, risultano inadeguati e non idonei (potenzialità, livelli di trattamento, assenza di vasche di prima pioggia) ad abbattere il carico inquinante dei volumi di acque reflue e industriali prodotti da vasti agglomerati. A ciò si aggiungono, inoltre, la difficoltà del controllo degli scarichi puntuali nel settore industriale e la scarsa sensibilità verso tali problematiche da parte di alcuni operatori dei vari settori produttivi.

La grande industria specificatamente determina oltre che l'inquinamento da sostanze inorganiche tossiche e nocive (ioni di metalli pesanti quali Cr^{6+} , Hg^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , CN^- , fosfati e polifosfati) e da sostanze organiche non naturali (acetone, trielina, benzene, toluene, ecc.), anche l'inquinamento termico che, con la modifica della temperatura dell'acqua, va ad alterare gli equilibri chimici e biochimici dei corpi idrici diminuendo la solubilità dell'ossigeno disciolto, provocando così alterazioni patologiche o la scomparsa di alcune specie viventi o lo sviluppo di altre normalmente assenti. Il fenomeno dell'industrializzazione è responsabile anche delle piogge acide, determinate dalla contaminazione dell'acqua piovana da parte dei gas presenti nell'atmosfera (anidride carbonica, anidride solforosa, biossido di azoto, ecc.) e che hanno effetti dannosi sugli ecosistemi acquatici. Le conseguenze sugli organismi acquatici possono essere sia dirette, dovute alla tossicità delle acque, sia indirette, dovute alla scomparsa di vegetali o delle prede più sensibili all'acidificazione e che costituiscono parte della catena alimentare.

L'inquinamento delle acque deriva principalmente dall'attività dell'uomo.

Dall'industria deriva l'inquinamento chimico e termico.

I gas inquinanti dell'aria determinano le "piogge acide", con conseguenze dirette e indirette sugli organismi acquatici, oltre a causare danni per la salute umana.



I residui della zootecnia e l'uso massiccio di fitosanitari e fertilizzanti in agricoltura possono causare impatti sulla vita acquatica.

Piano di controllo degli effetti ambientali dei prodotti fitosanitari.

Nel biennio 2007-2008 il monitoraggio ha riguardato 3.260 punti di campionamento, 20.108 campioni e 308 sostanze.

Infatti, l'acidità dei fiumi e dei laghi può modificare le popolazioni di diatomee e di alghe brune e può alterare anche la distribuzione e la varietà della fauna ittica. Inoltre, può indirettamente causare danni alla salute umana, qualora siano consumati alimenti provenienti da acque acide, per esempio pesci che abbiano accumulato nel loro corpo grandi quantità di metalli tossici (alluminio, manganese, zinco, mercurio, cadmio).

La presenza di allevamenti zootecnici intensivi genera forti pressioni dovute ai liquami prodotti e al dilavamento delle deiezioni. L'uso massiccio in agricoltura di fertilizzanti e di prodotti fitosanitari, può causare impatti sulla vita acquatica e modificazioni delle acque per uso potabile sia superficiali sia sotterranee. Oltre al dilavamento dei fertilizzanti, l'abbondanza di sostanze nutritive, composti azotati e fosfati provenienti da scarichi civili e industriali provocano l'eutrofizzazione delle acque, cioè l'eccessivo accrescimento e moltiplicazione disordinata di vegetali acquatici e soprattutto di alghe.

L'ISPRA, in continuità con quanto fatto dall'APAT a partire dal 2003, realizza il rapporto nazionale sulla presenza dei pesticidi nelle acque al fine di fornire su base regolare le informazioni sulla qualità della risorsa idrica in relazione ai rischi di tali sostanze.

Il monitoraggio dei pesticidi nelle acque è reso complesso dal grande numero di sostanze interessate, dalla mancata conoscenza dei tipi di utilizzo, delle quantità in gioco e della distribuzione geografica delle sorgenti di rilascio. In particolare, poi, per quanto riguarda l'inquinamento di origine agricola, di tipo diffuso, che interessa grandi estensioni territoriali, la difficoltà è determinata dal fatto che gli inquinanti seguono percorsi poco identificabili, dipendenti dagli eventi idrologici e dalle vie di drenaggio.

Il monitoraggio, effettuato nel biennio 2007-2008, ha riguardato per le acque superficiali e sotterranee complessivamente 20.108 campioni per un totale di 870.774 analisi. In particolare, nel 2008 i punti di campionamento sono stati 3.260 e i campioni 9.846; sono state cercate 308 sostanze ed effettuate 442.636 determinazioni analitiche.

La contaminazione è più diffusa nelle acque superficiali, dove sono stati trovati residui di fitofarmaci in 534 punti di monitoraggio (47,9% del totale), nel 30,9% dei casi con concentrazioni

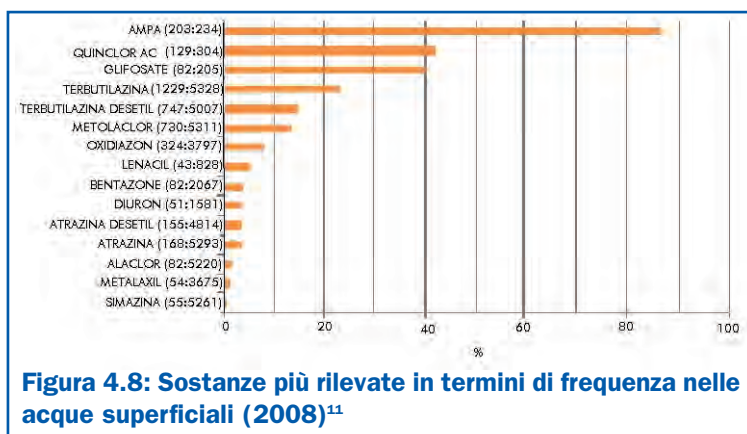


superiori ai limiti di legge previsti per le acque potabili. Nelle acque sotterranee, invece, risultano contaminati 619 punti di monitoraggio (28,8% del totale), nel 15,6% dei casi con concentrazioni superiori ai limiti. Le sostanze rilevate complessivamente sono 121, con una presenza maggiore nelle acque superficiali (99), mentre in quelle sotterranee ne sono state rinvenute 72. Come negli anni precedenti, le sostanze più rinvenute sono gli erbicidi e i relativi metaboliti: l'87,5% delle 6.951 misure positive totali sono erbicidi. Questo è dovuto sia alle modalità di utilizzo, che può avvenire direttamente al suolo, sia al periodo dei trattamenti, in genere concomitante con le precipitazioni meteoriche più intense, che attraverso il ruscellamento e l'infiltrazione ne determinano un trasporto più rapido nei corpi idrici superficiali e sotterranei. Come già evidenziato in passato, critica appare la contaminazione dovuta alla Terbutilazina, unica sostanza fra le triazine ancora in commercio, utilizzata in particolare nella coltura del mais e del sorgo. La contaminazione è diffusa in tutta l'area padano-veneta ed è presente anche in alcune regioni del Centro-Sud: rilevata nel 42,5% dei punti di campionamento delle acque superficiali e nel 23,9% di quelli delle acque sotterranee. Da segnalare ancora la presenza diffusa, in tutta l'area padano-veneta, di Atrazina, sostanza fuori commercio ormai da circa due decenni, quale residuo di una contaminazione storica. Rilevante è, inoltre, la presenza di Metolaclor, Oxadiazon, Carbendazim, Diuron e di alcuni erbicidi utilizzati nelle risaie, quali Bentazone, Quinclorac, 2,6-Diclorobenzamide (Figura 4.8 e 4.9). Da segnalare, infine, anche la presenza di Glifosate che, pur essendo una delle sostanze tra le più utilizzate in Italia, al momento è monitorato solo in Lombardia, dove è presente nel 77,1% dei punti delle acque superficiali, e del metabolita AMPA (acido aminometilfosfonico) rinvenuto nell'88,1% dei punti delle acque superficiali; entrambi quasi sempre con concentrazioni sopra i limiti.

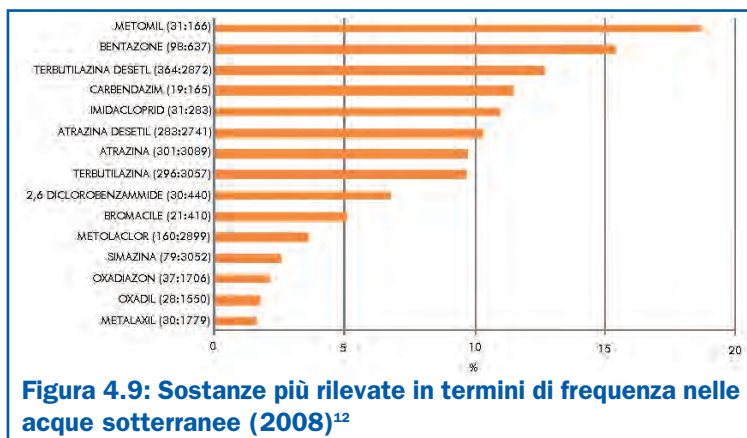
Molte sostanze prioritarie e altri inquinanti sono presenti nelle acque, ma sono gli erbicidi e i relativi metaboliti a essere più largamente rinvenuti.



Le sostanze più rilevate in termini di frequenza nelle acque superficiali sono: AMPA, Quinclorac, Glifosate, Terbutilazina, Metolaclor.



Le sostanze più rilevate in termini di frequenza nelle acque sotterranee sono: Metomil, Bentazone, Terbutilazina, Carbendazim, Imidacloprid e Atrazina.



Nelle Figure 4.8 e 4.9 sono indicate le sostanze più rilevate in termini di frequenza (% trovato/cercato), per il 2008. Per ogni sostanza sono riportati fra parentesi il numero dei ritrovamenti e quello totale dei campioni.

Il quadro nazionale sulla presenza di fitofarmaci nelle acque è quasi completo; le informazioni disponibili riguardano, infatti, 19 fra regioni e province autonome (Figura 4.10 e 4.11). Permangono sensibili

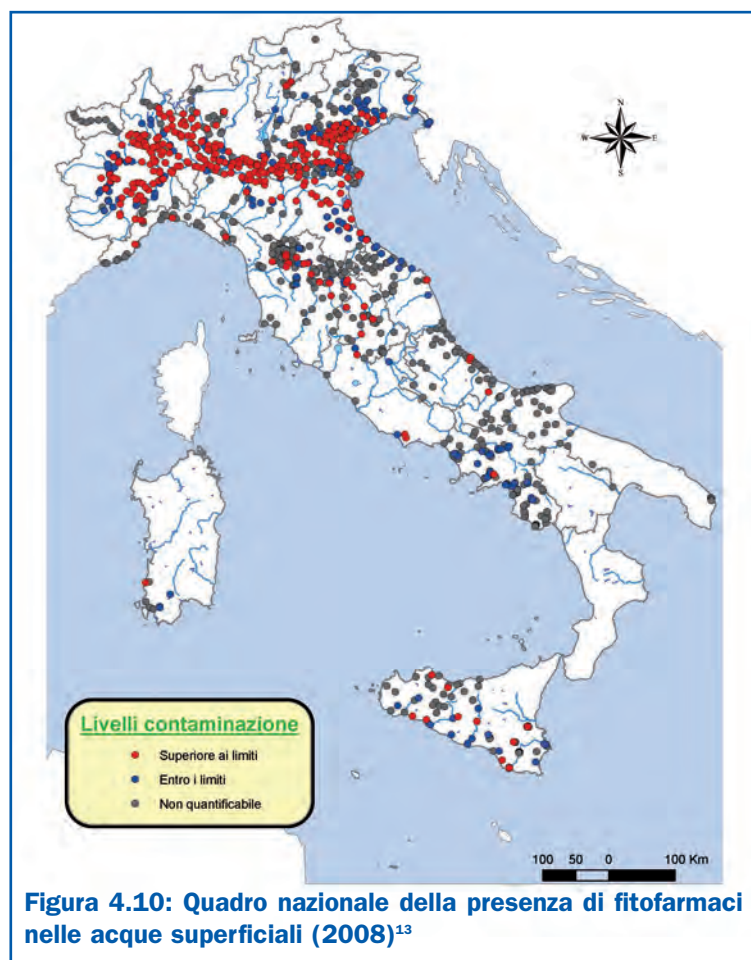
¹¹ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati delle regioni e province autonome

¹² Fonte: Elaborazione ISPRA su dati delle regioni e province autonome



differenze tra le regioni, sia per quanto riguarda l'estensione della rete di monitoraggio e la frequenza dei campionamenti, sia per quanto riguarda il numero delle sostanze cercate. Nel complesso il monitoraggio è più efficace nelle regioni del Nord rispetto a quelle del Centro-Sud, dove tuttora è spesso scarsamente rappresentativo, perché limitato a poche sostanze non più utilizzate in agricoltura.

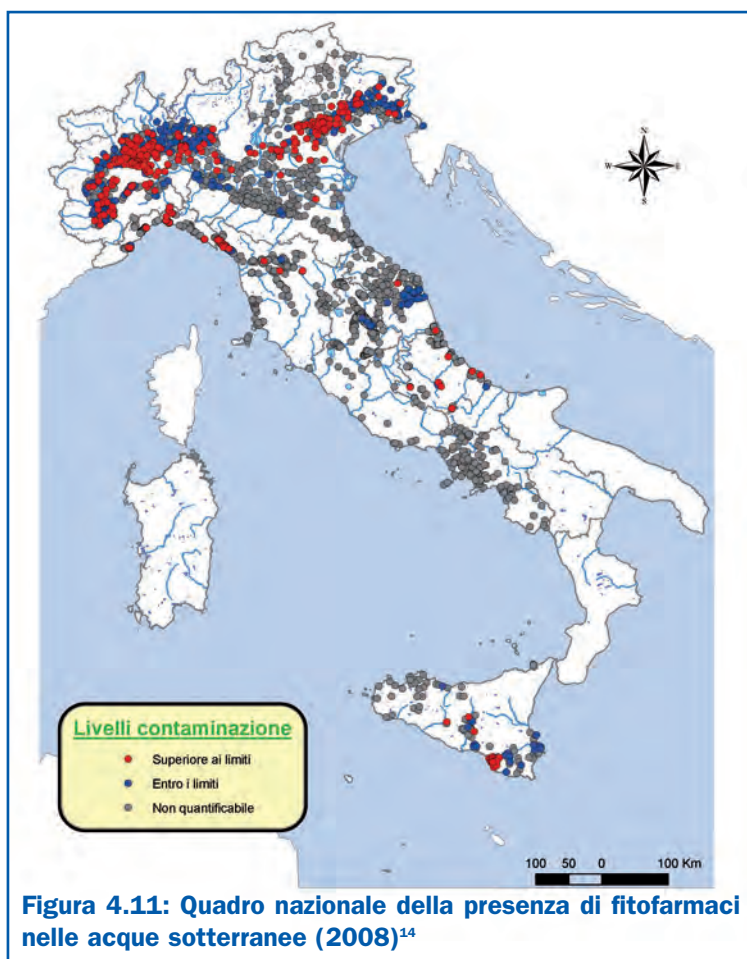
Livelli di contaminazione delle acque superficiali nazionali sono rilevabili nella zona padano-veneta, dove le indagini svolte sono state più intense.



¹³ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati delle regioni e province autonome



Livelli di contaminazione delle acque sotterranee nazionali sono rilevabili in particolare in Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli-Venezia Giulia, dove le indagini svolte sono state più efficaci.



Le aree fortemente antropizzate costituiscono un nodo critico per l'elevata domanda di acqua.

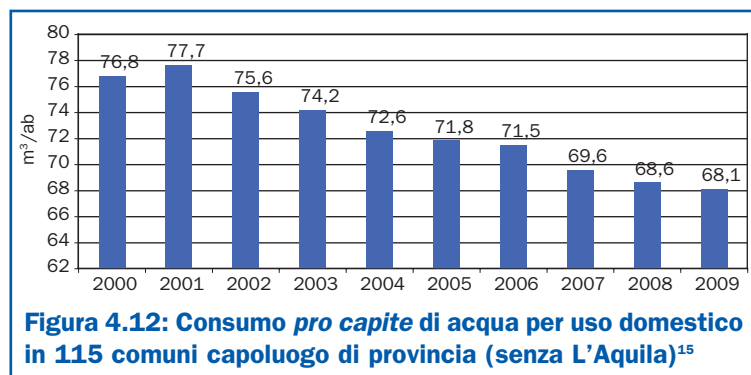
Anche il prelievo eccessivo di acqua può alterare la qualità della risorsa idrica. Le aree fortemente antropizzate costituiscono un nodo critico per l'elevata domanda di acqua per usi civili, industriali, agricoli, ricreativi. Infine, un eccessivo prelievo di acque di falda in zone costiere può determinare un'intrusione di acqua

¹⁴ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati delle regioni e province autonome



di origine marina nella falda stessa, salinizzandola e rendendola non più idonea agli usi legittimi cui può essere destinata.

Si illustrano di seguito i dati pubblicati dall'ISTAT risultanti dall'indagine effettuata con l'Osservatorio ambientale sulle città (2009), che fornisce, fra l'altro, il consumo pro capite di acqua per uso domestico nei 116 comuni capoluoghi di provincia (115 escludendo L'Aquila di cui non sono pervenuti i dati nel 2009). Nel 2009 tale consumo è diminuito rispetto al 2008 (-0,7%), raggiungendo il valore di 68,1 m³ per abitante/anno (Figura 4.12), mentre confrontando il valore del 2009 con quello del 2000, si evince una diminuzione pari all'11,3%, che denota un uso più razionale della risorsa dovuta principalmente ad azioni di pianificazione intraprese dai comuni.



Il consumo pro capite di acqua per uso domestico nel 2009 è diminuito rispetto al 2008 (-0,7%), raggiungendo il valore di 68,1 m³ per abitante.

Le azioni volte alla tutela della qualità delle acque

La Direttiva 2000/60/CE individua il Piano di Gestione come lo strumento conoscitivo, strategico e operativo attraverso cui gli Stati membri devono applicare i suoi contenuti a livello locale e raggiungere, entro il 2015, un “buono stato ambientale” per tutti i corpi idrici.

A livello nazionale, il D.Lgs. 152/06 che ha recepito la direttiva, ha suddiviso il territorio nazionale in distretti idrografici e previsto per ogni distretto la redazione di un Piano di gestione, attribuendone la competenza alle Autorità di Distretto idrografico.

¹⁵ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati ISTAT



Il Piano di gestione, rappresenta lo strumento operativo con cui pianificare, attuare e monitorare le misure per la protezione dei corpi idrici.

Suddivisione dell'Italia in 8 distretti idrografici: Alpi Orientali, Padano, Appennino Settentrionale, fiume Serchio, Appennino Centrale, Appennino Meridionale, Sardegna, Sicilia.

Il Piano di gestione, rappresenta lo strumento operativo attraverso il quale si devono pianificare, attuare e monitorare le misure per la protezione, il risanamento e il miglioramento dei corpi idrici superficiali e sotterranei e agevolare un utilizzo sostenibile delle risorse idriche. L'elaborazione, l'aggiornamento e la revisione del Piano sono condotti con il più ampio coinvolgimento del pubblico e delle parti interessate.

Il decreto ha previsto l'istituzione di otto distretti idrografici: Alpi Orientali, Padano, Appennino Settentrionale, fiume Serchio, Appennino Centrale, Appennino Meridionale, Sardegna, Sicilia (Figura 4.13).



Figura 4.13: Distretti idrografici italiani¹⁶

In attesa della piena operatività dei distretti idrografici, la Legge 27 febbraio 2009, n. 13, recante "Misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente", ha previsto che l'adozione dei Piani di gestione di cui all'art. 13 della direttiva sia effettuata dai Comitati Istituzionali delle Autorità di bacino di rilievo nazionale, integrati dai componenti designati dalle regioni il cui territorio ricade nel distretto, sulla base degli atti e dei pareri

¹⁶ Fonte: Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare



disponibili, entro e non oltre il 22 dicembre 2009. Poi l'articolo 8, comma 1, del DL 194/2009 ha differito al 28 febbraio 2010 il termine per l'adozione dei Piani di gestione.

Il punto di partenza del processo di elaborazione del Piano è costituito dagli strumenti di pianificazione vigenti a livello distrettuale e sub distrettuale: in particolare i Piani di Tutela delle Acque (PTA) regionali per quanto riguarda la tutela e gestione della risorsa idrica e il Piano per l'Assetto Idrogeologico (PAI) per quanto riguarda gli aspetti di gestione del rischio alluvionale e di tutela dell'ambito fluviale.

Il PTA è lo strumento di pianificazione introdotto dal D.Lgs. 152/06, contiene l'insieme delle misure necessarie alla tutela qualitativa e quantitativa dei sistemi idrici, a scala regionale e di bacino idrografico. Esso rappresenta, infatti, il primo passo verso una nuova concezione dell'uso delle acque, seguendo principi, linee di azione, a volte programmi, mirati a raggiungere obiettivi eco-sostenibili. Il Piano definisce quindi il quadro delle azioni, degli interventi, delle regole e dei comportamenti per la tutela della qualità ambientale in generale connessa con i corpi idrici.

L'elaborazione del Piano, che costituisce piano stralcio di settore del Piano di bacino, è demandata alle regioni, in accordo con le Autorità di bacino.

Il Piano definisce quindi gli interventi di tutela e di risanamento dei corpi idrici regionali di cui agli artt. 76 e 77 del D.Lgs. 152/2006 e per l'uso sostenibile delle risorse idriche attraverso misure integrate di tutela qualitativa e quantitativa della risorsa stessa.

Le misure di tutela qualitativa delle risorse idriche devono garantire la naturale autodepurazione dei corpi idrici e la loro capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e diversificate. Dette misure devono garantire la conservazione, il risparmio e il riutilizzo delle risorse idriche per non compromettere il patrimonio idrico regionale e consentirne l'uso, con priorità per l'uso idropotabile prima e di quello agricolo poi, nel rispetto delle condizioni ambientali dei corpi idrici.

Il PTA comprende tre documenti: 1) la sintesi degli aspetti conoscitivi comprendenti l'analisi delle criticità per le acque superficiali e sotterranee; 2) gli indirizzi di Piano con l'individuazione degli obiettivi di qualità e le azioni previste per raggiungerli; 3) le norme

Il PTA permette la conoscenza aggiornata dello stato delle acque, definisce gli obiettivi ambientali e le misure da applicare a livello regionale.



Ad oggi sono stati approvati 14 PTA e 4 sono stati adottati.

tecniche di attuazione contenenti misure di base per il conseguimento degli obiettivi di qualità con le misure di tutela qualitativa e quantitativa.

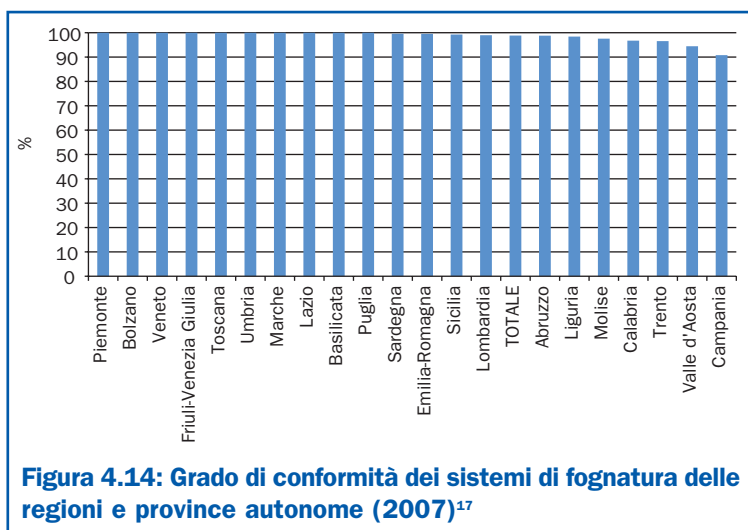
La situazione nazionale dei Piani di Tutela è costituita da quattro piani adottati (Abruzzo, Calabria, Campania, Basilicata) e quattordici approvati (Liguria, Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Provincia autonoma di Trento, Emilia-Romagna, Veneto, Toscana, Umbria, Marche, Lazio, Puglia, Sicilia, Sardegna).

Tra le misure per il conseguimento degli obiettivi di qualità e tutela delle acque, la Direttiva comunitaria 91/271/CEE dispone l'obbligo di realizzare sistemi di trattamento e di raccolta (reti fognarie) delle acque reflue per tutti gli agglomerati, in funzione delle dimensioni e dell'ubicazione degli stessi, secondo limiti temporali che variano in funzione del grado di rischio ambientale dell'area in cui avviene lo scarico e della potenzialità dell'impianto o dello scarico, espressa in abitanti equivalenti. Il 31/12/2005 era la data ultima, fissata dalla direttiva, per l'adeguamento dei depuratori delle acque reflue urbane e delle reti fognarie per tutti gli agglomerati al di sopra dei 2.000 a.e. e per la dotazione di un sistema di trattamento appropriato per gli agglomerati di minori dimensioni.

I dati di conformità delle reti fognarie sono relativi al 2007. Il grado di copertura delle reti fognarie, tuttavia, non è confrontabile con le informazioni pregresse, in quanto si è ritenuto opportuno attribuire la parziale conformità solo agli agglomerati con un grado di copertura territoriale delle reti fognarie compreso tra il 70% e il 90%.

Il grado di conformità dei sistemi di fognatura, corrispondente a una percentuale di collettamento del 95% del carico generato è, a livello nazionale, pari al 99% e tutte le regioni presentano un grado di copertura territoriale maggiore del 90% (Figura 4.14). Si precisa, al riguardo, che la percentuale di copertura territoriale dei sistemi di collettamento è stata calcolata sommando la percentuale di carico organico immesso nella rete fognaria a quella del carico trattato con "sistemi individuali o altri sistemi adeguati". In molte regioni la percentuale di acque reflue trattate con sistemi individuali è risultata piuttosto elevata.

Sono risultati presenti 3.187 agglomerati, di cui 3.078 conformi, 109 parzialmente conformi, 9 non conformi e per un solo agglomerato non sono disponibili i dati.



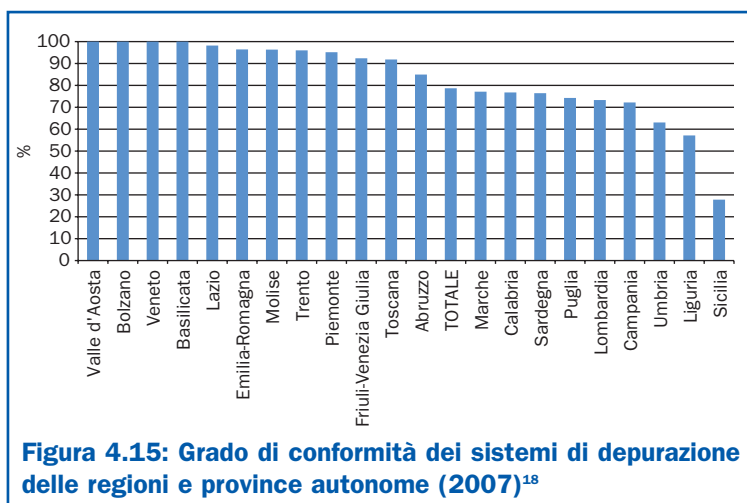
Per il 2007 il grado di conformità dei sistemi di fognatura a livello nazionale è pari a 99%.

Anche per la conformità dei sistemi di depurazione delle acque reflue urbane è stato possibile completare il quadro nazionale di riferimento. L'indice di conformità nazionale ai limiti di concentrazione allo scarico imposti dalla direttiva è pari al 79%, aumentato di 2 punti percentuali rispetto al 2006 (Figura 4.15). Sono risultati presenti 3.197 agglomerati, di cui 2.250 conformi, 354 parzialmente conformi e 447 non conformi. Solo per 146 agglomerati non è stato possibile determinare la conformità per indisponibilità dei dati. Particolarmente significativa è risultata la percentuale degli agglomerati conformi con scarichi ubicati in area sensibile (pari all'85%). Va segnalato, inoltre, che in 10 regioni e in due province autonome l'indice di conformità è superiore al 90%, in 7 è compreso tra il 70% e il 90%, mentre in 2 è compreso tra il 50% e il 70%. Solo per la Sicilia è stato rilevato un valore particolarmente basso dell'indice di conformità, pari al 28%, soprattutto a causa della mancanza di dati di monitoraggio di molti impianti.

¹⁷ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalle regioni, province autonome, ARPA/APPA



Nel 2007 il grado di conformità dei sistemi di depurazione a livello nazionale è pari al 79%.



Il quadro generale dello stato delle risorse idriche a livello nazionale risente di una non adeguata conoscenza di dati relativi ad alcuni aspetti importanti, quali le disponibilità e gli usi effettivi delle risorse, la sintesi delle pressioni e degli impatti significativi. Inoltre, mancano il completamento del monitoraggio mediante la fase di classificazione dei corpi idrici, il completamento dei sistemi di depurazione e la sintesi dell'analisi economica sull'utilizzo idrico.

L'attuazione degli aspetti di cui sopra riguardanti nel loro complesso i contenuti della Direttiva 2000/60/CE potrà realizzarsi solo se verranno impiegate al meglio tutte le risorse economiche, umane e scientifiche disponibili nel nostro Paese.

¹⁸ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalle regioni, province autonome, ARPA/APPA



QUALITÀ DELLE ACQUE MARINO-COSTIERE E DI TRANSIZIONE

Questo capitolo, pur non essendo strutturato secondo la logica causale, intende evidenziare le informazioni e gli studi effettuati nel corso di applicazione della Direttiva Quadro europea sulle Acque (2000/60/CE).

Introduzione

La Direttiva 2000/60/CE, recepita dall'Italia con il D.Lgs. 152/2006, si inserisce nel più ampio quadro delle politiche comunitarie riguardanti la tutela degli ecosistemi acquatici dagli impatti di origine antropica (Convenzione di Barcellona 77/585/EC; Direttiva Habitat 92/43/EC, Direttiva 91/676/EC).

La Direttiva definisce le acque costiere come “le acque superficiali situate all'interno rispetto a una retta immaginaria distante, in ogni suo punto, un miglio nautico sul lato esterno dal punto più vicino della linea di base che serve da riferimento per definire il limite delle acque territoriali e che si estendono eventualmente fino al limite esterno delle acque di transizione”, e le acque di transizione come “i corpi idrici superficiali in prossimità della foce di un fiume, che sono parzialmente di natura salina a causa della loro vicinanza alle acque costiere, ma sostanzialmente influenzati dai flussi di acqua dolce”. Per quanto riguarda la definizione degli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico, la direttiva pone l'accento sulla composizione, l'abbondanza e la biomassa delle comunità fitoplanctoniche, macrozoobentoniche, ittiche e dell'altra flora acquatica, considerando tutti gli altri elementi di valutazione (idromorfologici, fisico-chimici e gli inquinanti specifici) come elementi a sostegno di quelli acquisiti attraverso lo studio della componente biologica dell'ecosistema. Per la prima volta, quindi, in una direttiva comunitaria, l'assetto delle comunità biologiche riveste un ruolo fondamentale nella definizione della qualità ambientale.

La Direttiva stabilisce che, per lo stato ecologico buono, “...i valori degli elementi di qualità biologica del corpo idrico superficiale rispecchiano quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non evidenziano nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti”.



Applicazione della Direttiva 2000/60/CE.

Tipizzazione delle acque costiere.

Perciò, le condizioni riportate per ciascun elemento di qualità biologica dovranno essere confrontate con le condizioni di riferimento. Dal grado di deviazione dalle condizioni di riferimento (Rapporto di Qualità Ecologica, EQR) dipenderà l'appartenenza a una delle 5 categorie di stato ecologico: "elevato", "buono", "sufficiente", "scarso", "cattivo". Allo scopo di poter disporre di criteri di valutazione dello stato ecologico, certi e condivisi tra tutti gli Stati membri, la Commissione Europea ha promosso l'intercalibrazione dei metodi di classificazione. L'Italia ha coordinato, attraverso ISPRA, la prima fase dell'esercizio di intercalibrazione (2004-2007) relativamente alle acque costiere e di transizione dell'Eco-regione mediterranea (Med GIG - Mediterranean Geographic Intercalibration Group). A causa del raggiungimento parziale degli obiettivi prefissati, la Commissione Europea ha avviato una seconda fase di intercalibrazione (2008-2011), il cui coordinamento, sempre per le acque costiere e di transizione, è stato affidato a ISPRA, con il compito di completare e integrare i risultati della fase I entro, e non oltre, dicembre 2011. Per l'applicazione della direttiva, le previste fasi di: a) tipizzazione; b) analisi delle pressioni; c) individuazione dei corpi idrici, d) avvio dei programmi di monitoraggio, sono state tradotte, a livello nazionale, nei Decreti Ministeriali collegati al D.Lgs. 152/2006, ovvero, nel decreto Tipizzazione (DM 131/2008: Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici - tipizzazione, individuazione corpi idrici, analisi delle pressioni); nel decreto Monitoraggio (DM Ambiente 14 aprile 2009, n. 56 - Regolamento recante "Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo") e, infine, nel decreto Classificazione (attualmente in fase di approvazione). La tipizzazione delle acque costiere italiane è stata condotta prendendo in considerazione i principali fattori geomorfologici e idrologici che caratterizzano gli ambienti marino-costieri: la morfologia della costa, sia la parte emersa (compresa l'area di terraferma adiacente) sia quella sommersa; la natura del substrato; la profondità dell'area litorale sommersa; la stabilità verticale della colonna d'acqua. Uno studio accurato sulla geomorfologia costiera, pubblicato nel



2003, ha portato a una distinzione delle coste italiane in 6 tipologie principali, denominate: rilievi montuosi (A), terrazzi (B), pianura litoranea (C), pianura di fiumara (D), pianura alluvionale (E), pianura di dune (F) (Figura 4.16).

Sei tipologie di coste italiane: rilievi montuosi (A), terrazzi (B), pianura litoranea (C), pianura di fiumara (D), pianura alluvionale (E), pianura di dune (F).

La tipizzazione delle acque costiere italiane è stata condotta considerando i principali fattori geomorfologici e idrologici che caratterizzano gli ambienti marino-costieri: la morfologia della costa, sia la parte emersa (compresa l'area di terraferma adiacente) sia quella sommersa; la natura del substrato; la profondità dell'area litorale sommersa; la stabilità verticale della colonna d'acqua.

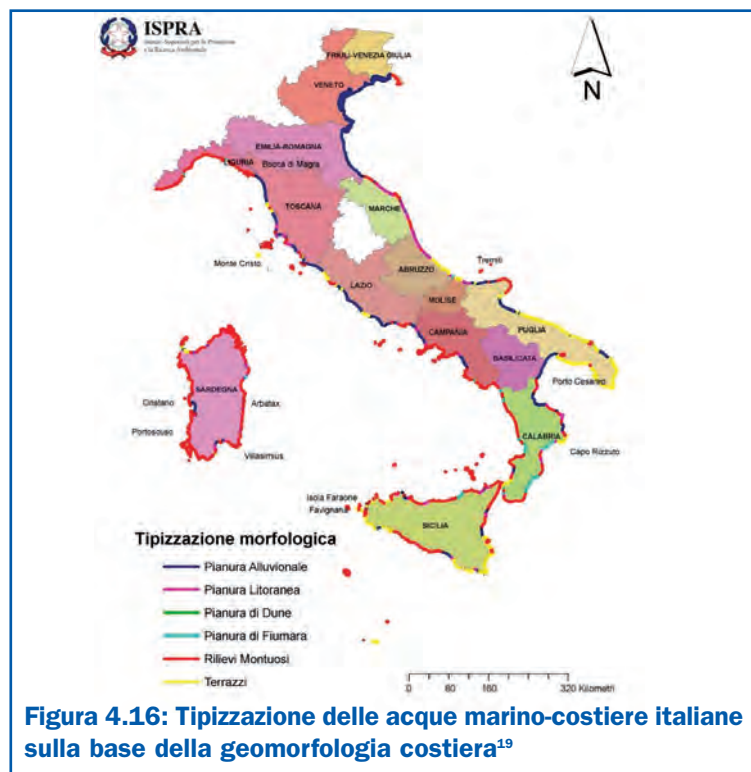


Figura 4.16: Tipizzazione delle acque marino-costiere italiane sulla base della geomorfologia costiera¹⁹

Il solo criterio geomorfologico non è però risultato adeguato a rappresentare in toto le possibili tipologie della costa medesima, non tenendo in considerazione le altre caratteristiche, di tipo funzionale, atte a qualificare ulteriormente la fascia costiera, congruentemente con le richieste della direttiva stessa. L'attenzione è stata rivolta, pertanto, alle variazioni di salinità che si riscontrano lungo le coste italiane, dovute agli apporti di acque dolci fluviali. La presenza di

Per meglio qualificare la fascia costiera sono state considerate le variazioni di salinità, dovute agli apporti di acque dolci fluviali.

¹⁹ Da Brondi et al. 2003

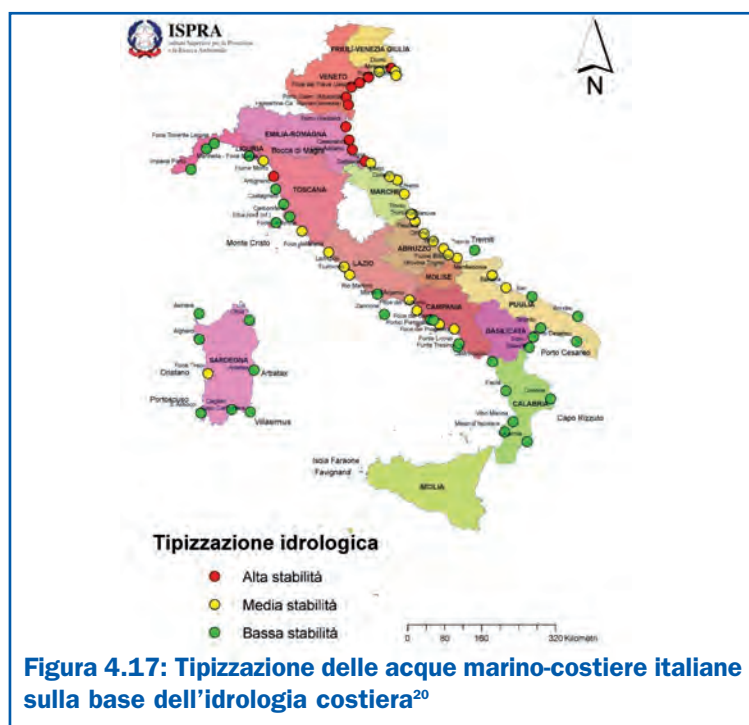


Stabilità della colonna d'acqua, parametro che fornisce una misura diretta della stratificazione di densità e permette la classificazione idrologica.

Le variazioni di salinità che si riscontrano lungo le coste italiane, dovute agli apporti di acque dolci fluviali, permettono di qualificare la fascia costiera. Il parametro idrologico che meglio si presta a descrivere questo tipo di approccio è rappresentato dalla stabilità della colonna d'acqua, che fornisce una misura diretta della stratificazione di densità e consente di classificare con il criterio idrologico le acque costiere secondo tre tipologie: alta, media e bassa stabilità.

questi apporti può determinare condizioni di elevata stratificazione di densità, come ad esempio si verifica nella fascia costiera adriatica direttamente interessata dagli apporti padani.

Il parametro idrologico che meglio si presta a descrivere questo tipo di approccio è rappresentato dalla stabilità della colonna d'acqua, che fornisce una misura diretta della stratificazione di densità e consente di classificare con il criterio idrologico le acque costiere secondo tre tipologie: alta, media e bassa stabilità. In questo modo, il concetto di tipologia viene esteso anche ai numerosi fattori, indicatori di pressione antropica, che influenzano lo stato di qualità della fascia costiera (nutrienti, sostanze contaminanti, ecc., contenuti potenzialmente nelle acque dolci di origine continentale, che determinano la stratificazione) (Figura 4.17).



²⁰ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalla Banca dati Si.Di.Mar. (Monitoraggio marino costiero - ex lege 979/82)



Per la tipizzazione delle acque di transizione italiane sono stati considerati i descrittori idromorfologi e chimico-fisici richiesti dalla Direttiva 2000/60/CE (sistema B, allegato II, 1.2.3), ovvero la geomorfologia, il regime di marea, l'estensione superficiale e la salinità. Sono state così individuate complessivamente 21 possibili combinazioni tipologiche, delle quali una corrispondente alle foci fluviali-delta e ben venti diverse combinazioni corrispondenti ad altrettante tipologie lagunari.

La suddivisione dei corpi idrici in "tipi" è funzionale alla definizione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche.

Non essendo attualmente possibile determinare 21 diverse condizioni di riferimento e considerando che il 70% degli ambienti di transizione italiani è eurialino o polialino, sono stati definiti 3 macrotipi principali, ottenuti raggruppando i tipi definiti dal DM 131/2008 sulla base dell'escursione di marea e della salinità (distinguendo tra corpi idrici con salinità maggiore di 30 PSU e minore di 30 PSU).

Dopo avere identificato i corpi idrici relativi ai vari "tipi", sono programmate quindi le attività di monitoraggio, distinte nelle seguenti categorie:

- Monitoraggio di sorveglianza, relativo ai "corpi idrici non a rischio" e ai corpi idrici "probabilmente a rischio", ovvero "quelli per i quali, in base ai dati disponibili, non è possibile assegnare la categoria di rischio e necessitano, pertanto, di ulteriori informazioni", al fine di stabilire l'effettiva condizione di rischio. Tale monitoraggio si effettua ogni sei anni.
- Monitoraggio operativo, previsto per tutti i corpi idrici rientranti nella categoria "corpi idrici a rischio". Tale monitoraggio si effettua ogni tre anni.

Analisi delle pressioni

L'analisi delle pressioni e degli impatti è prevista dalla direttiva all'art. 5 per la caratterizzazione iniziale dei distretti idrografici. L'allegato II della direttiva specifica che gli Stati membri devono raccogliere e tenere aggiornate le informazioni sul tipo e sull'entità delle pressioni antropiche significative che potenzialmente insistono sui corpi idrici superficiali di ciascun distretto idrografico ed effettuare una valutazione della vulnerabilità dello stato dei corpi idrici superficiali rispetto alle pressioni individuate. L'ana-

Tipizzazione delle acque di transizione.

21 possibili combinazioni tipologiche: 1 corrispondente alle foci fluviali delta; 20 corrispondenti ad altrettante tipologie lagunari.

Attività di monitoraggio.

Gli Stati membri devono raccogliere e aggiornare le informazioni sul tipo ed entità delle pressioni antropiche che insistono sui corpi idrici, e valutarne la vulnerabilità rispetto alle pressioni individuate.



Stima del rischio che un corpo idrico raggiunga o meno gli obiettivi di qualità fissati.

Stabilire una rete di siti di riferimento in cui gli Elementi di Qualità Biologica (EQB) corrispondano allo stato elevato.

lisi delle pressioni si riflette pertanto su tutta la programmazione delle attività di monitoraggio, secondo le seguenti fasi:

- definizione dei corpi idrici;
- individuazione dei corpi idrici a rischio di non raggiungere gli obiettivi fissati e, conseguentemente, definizione del tipo di monitoraggio da attuare (di sorveglianza, operativo);
- raggruppamento di corpi idrici in relazione all'influenza di pressioni paragonabili;
- nel caso di monitoraggio operativo, selezione degli Elementi di Qualità Biologica (EQB) da monitorare nei corpi idrici soggetti a monitoraggio;
- posizionamento di dettaglio delle stazioni di misura.

Attraverso le informazioni sulle attività antropiche presenti nel bacino idrografico, delle pressioni e degli impatti da esse derivanti e della vulnerabilità dei corpi idrici identificati, si deve pervenire a una stima del rischio che un corpo idrico raggiunga o meno gli obiettivi di qualità fissati, sulla base della quale ogni corpo idrico viene assegnato a una delle tre categorie di rischio ("a rischio", "probabilmente a rischio", "non a rischio").

Acque costiere: condizioni di riferimento

La direttiva richiede di stabilire una rete di siti di riferimento in cui gli EQB corrispondano allo stato elevato, ovvero riflettano, quanto più possibile, condizioni naturali indisturbate, o di impatto antropico nullo o trascurabile, rispetto alle caratteristiche naturali fisico-chimiche e idro-morfologiche del bacino in esame. Si rammenta a tale proposito che le condizioni di riferimento devono descrivere i soli elementi di qualità biologica, mentre lo stato ecologico deve incorporare anche la valutazione degli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica.

Nel processo di identificazione dei siti di riferimento è pertanto necessario procedere all'individuazione di tratti costieri con impatto antropico nullo o trascurabile, utilizzando il criterio delle pressioni.

L'analisi delle pressioni deve guidare nella scelta preliminare dei siti di riferimento, scelta che dovrà essere confermata dal successivo giudizio di stato "elevato", espresso per gli EQB che caratterizzano il tratto costiero in esame.



Il percorso metodologico che si applica ai fini dell'identificazione dei siti di riferimento, si distingue nella fase I (*screening* preliminare), fase II (identificazione dei siti di riferimento con il criterio delle pressioni) e fase III (validazione dei siti di riferimento con il criterio biologico).

Fase I – *Screening* preliminare

Nel processo di selezione delle aree/ambienti per i siti di riferimento devono essere considerate prioritariamente le aree marine soggette a protezione ai sensi della Legge Quadro 394/1991 e della L 979/1982. La procedura di identificazione delle aree deve tenere in considerazione le eventuali infrastrutture che insistono sul tratto costiero in esame, quali ad esempio la presenza di aree urbanizzate, di porti, di barriere artificiali, nonché di altre alterazioni di tipo morfologico quali quelle indotte da attività di dragaggio, di ripascimento, di estrazione di idrocarburi, ecc. Pertanto non devono essere considerate le aree che presentano le attività antropiche sopra elencate. In aggiunta, deve essere raccolta ogni utile informazione atta ad assicurare che i siti non siano soggetti a uno sfruttamento eccessivo delle risorse ittiche, tale da rappresentare una forma di pressione non trascurabile, ovvero che in essi non siano stati segnalati eventi di fioriture algali tossiche o nocive.

*Fase I
Identificazione delle infrastrutture presenti sul tratto costiero e di alterazioni di tipo morfologico (dragaggio, ripascimento, ecc.).*

Fase II - Identificazione dei siti di riferimento con il criterio delle pressioni

Sulla base del risultato della fase preliminare, si procede quindi all'individuazione di aree costiere che non presentano impatti da attività antropica ovvero soggette a un impatto di scarsa entità, tale da non influenzare in maniera consistente l'ecosistema acquatico. In tale fase, le attività antropiche da considerare non sono solo quelle direttamente incidenti sull'area costiera in esame, ma anche quelle del bacino imbrifero afferente al tratto costiero stesso. Il carico inquinante proveniente da tali bacini e dalle aree che insistono direttamente sul tratto costiero in esame, deve essere pertanto correttamente calcolato, considerando tutte le fonti d'inquinamento significative.

Il carico inquinante deve essere valutato per i principali parametri delle acque di scarico: carico organico (BOD, COD) e nutrienti

*Fase II
Individuazione delle aree costiere che non presentano impatti da attività antropiche.*



Carico potenzialmente prodotto.

Carico potenzialmente immesso nei corpi idrici.

*Fase III
Validazione dei siti
attraverso una verifica in
campo.*

*Definizione delle condizioni
di riferimento.*

(azoto totale e fosforo totale). Nella quantificazione del carico potenzialmente prodotto (carico inquinante generato) si dovrà fare riferimento ai dati relativi allo stato di fatto delle opere di collettamento delle acque di scarico urbane (sia dal comparto civile, sia da quello industriale), agli abitanti serviti da impianto di depurazione, alla superficie agricola utilizzata e agli allevamenti zootecnici. Il carico effettivamente immesso nei corpi idrici (carico liberato) viene stimato mediante l'individuazione di tutte le frazioni del carico generato non intercettate, quali il contributo dai suoli, gli scarichi fognari liberi, gli effluenti degli impianti di depurazione e le precipitazioni atmosferiche.

Particolare importanza rivestono le sorgenti diffuse di inquinamento. Pertanto nel calcolo del carico liberato dovranno essere considerati non solo i carichi provenienti da sorgenti puntiformi, ma anche quelli generati da sorgenti diffuse connesse con l'uso del territorio e con i processi naturali, quali dilavamento dei suoli, zootecnia e apporti atmosferici.

Fase III – Validazione dei siti di riferimento con il criterio biologico
I siti di riferimento individuati nella fase II potranno essere confermati o meno a seguito dell'analisi degli EQB, come richiesto dalla Direttiva 2000/60/EC (Allegato II, paragrafo 1.3.). Tale validazione dovrà essere effettuata attraverso una verifica in campo per assicurarsi che le condizioni dell'EQB, per cui si identificano il sito e le relative condizioni di riferimento, corrispondano effettivamente a uno stato ecologico "elevato" (Allegato V, Tavola 1.2.4.).

Il processo di definizione delle condizioni di riferimento è di tipo iterativo, e dovrà essere via via affinato fino a quando non sarà disponibile una base dati adeguata ed esaustiva. D'altra parte, le condizioni di riferimento in sé non sono permanenti. Ad esempio, il clima e i conseguenti effetti indotti sugli ecosistemi costieri possono variare negli anni, in maniera ritenuta rilevante dalla direttiva. A partire dal 2013, a intervalli temporali di 6 anni, gli Stati membri dovranno rivedere la caratterizzazione dei corpi idrici, incluse le condizioni di riferimento per lo stato elevato.

Al riguardo, ogni area costiera identificata come sito di riferimento dovrà essere ulteriormente validata, definendo degli opportuni indicatori ambientali che consentiranno non solo di operare confronti



tra diversi tratti costieri appartenenti alla stessa tipologia, ma anche di fissare, nel tempo, le caratteristiche del bacino afferente e verificare l'eventuale modificazione del quadro complessivo socio-economico e produttivo.

Acque di transizione

L'allegato V, paragrafo 1.3, della direttiva specifica che, per i programmi di monitoraggio operativo, devono essere selezionati "i parametri indicativi dell'elemento o degli elementi di qualità biologica più sensibili alle pressioni cui sono esposti i corpi idrici". Questo permette di focalizzare il monitoraggio su un preciso e limitato numero di parametri, ottimizzando le risorse sulla base delle caratteristiche del territorio e delle sue criticità.

L'analisi delle pressioni che insistono sul corpo idrico e l'adeguata conoscenza della relazione tra pressione e stato per i vari EQB sono, quindi, alla base della programmazione del monitoraggio operativo. Tale relazione, oltre a indirizzare la selezione degli EQB da monitorare, deve essere in grado anche di fornire, in prospettiva, indicazioni sull'efficacia delle misure attuate, evidenziando il non deterioramento e il miglioramento dello stato ecologico dei corpi idrici. Nella Tabella 4.4 si riporta un'indicazione di carattere generale sugli EQB da considerare nella programmazione del monitoraggio operativo, in relazione alle pressioni più rilevanti che insistono sul corpo idrico oggetto del monitoraggio. Gli elementi di pressione considerati e le loro relazioni con gli EQB sono quelli tipicamente presenti nei corpi idrici di transizione. Le relazioni evidenziate sono da verificare caso per caso, considerando le caratteristiche sito-specifiche di ciascun corpo idrico o di ciascun raggruppamento di corpi idrici. Nella tabella, la relazione fra pressione ed EQB è classificata, qualitativamente, da 3 diversi livelli:

- la casella vuota indica una relazione assente o almeno non tipicamente presente, sia di tipo diretto sia di tipo indiretto;
- la casella contrassegnata con 'X' indica la presenza di una relazione possibile;
- la casella contrassegnata con 'XX' indica la presenza di una relazione probabile, generalmente di tipo diretto, e individua quindi gli elementi che, salvo particolari specificità del corpo idrico, dovranno essere tendenzialmente considerati nel monitoraggio operativo.

Programmazione del monitoraggio operativo delle acque di transizione.

Elementi di qualità biologica da considerare nella programmazione del monitoraggio operativo.



La relazione fra pressione ed EQB è classificata, qualitativamente, da 3 diversi livelli.
 Casella vuota, relazione assente o almeno non tipicamente presente.
 Casella "X", presenza di una relazione possibile.
 Casella "XX", presenza di una relazione probabile, generalmente di tipo diretto.

Tabella 4.4: Analisi delle relazioni qualitative fra sorgenti di pressione ed EQB nei corpi di transizione²¹

Pressione	Fitoplancton	Macroalghe	Angiosperme	Invertebrati bentonici	Pesci
Sostanze inquinanti					
Arricchimento da nutrienti	XX	XX	X		
Carico organico				XX	X
Sostanze prioritarie e inquinanti specifici				XX	X
Idro-morfologia					
Regolamentazione/alterazione dei flussi	X	X	X		X
Struttura/stabilità del substrato	X	X	X	XX	X
Pesca commerciale				X	XX
Molluschicoltura			X	XX	

Individuati gli EQB da monitorare per ciascun corpo idrico, il posizionamento di dettaglio delle stazioni di campionamento deve tenere conto, oltre che della variabilità di *habitat* interna al corpo idrico, anche degli elementi di pressione antropica presenti. Il monitoraggio deve dunque fornire una visione complessiva della qualità del corpo idrico ed evidenziare gli elementi di maggior criticità.

La classificazione ecologica

Nella valutazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici, la Direttiva 2000/60/EC introduce e adotta un approccio di tipo "olistico": l'elaborazione dei dati riguardanti gli EQB, unitamente a tutte le informazioni relative alle pressioni di origine antropica che insistono sui corpi idrici e al conseguente impatto esercitato sugli stessi, rappresentano un passaggio obbligatorio nella formulazione dei criteri di classificazione. Una volta fissati appropriati obiettivi di qualità ecologica da raggiungere, sarà possibile procedere alla definizione delle strategie di intervento e all'avvio di adeguati programmi di risanamento.

Come noto, tutti i corpi idrici della Comunità Europea dovranno raggiungere il buono stato ecologico entro il 2015. In questo senso,

²¹ Fonte: ISPRA, 2009



il limite tra lo stato sufficiente e quello buono diventa il confine che determina se le condizioni del sistema risultano accettabili o meno. È di notevole importanza, dunque, per i responsabili della pianificazione e della gestione delle risorse idriche, poter disporre di informazioni e dati accurati e certi, dal momento che un giudizio di stato sufficiente o scarso impone l'obbligo di costosi interventi di risanamento. D'altra parte, le richieste della direttiva rappresentano una vera e propria sfida per ricercatori ed ecologi.

È richiesto, infatti, di valutare quantitativamente lo stato di comunità biologiche complesse e dinamiche mediante un semplice numero (un indice), e su questo costruire l'intero sistema di classificazione, stabilendo, allo stesso tempo, non soltanto le variazioni e le deviazioni da quelle condizioni di naturalità che assumono il significato di "condizioni di riferimento", ma anche che la classificazione prodotta corrisponda al medesimo stato di qualità in ciascuno dei Paesi dell'Eco-regione mediterranea (Francia, Spagna, Italia, Slovenia, Cipro, Malta, Grecia e Croazia).

Nell'ultimo decennio, in tutti gli Stati membri, numerosi ricercatori hanno lavorato per sviluppare e testare metodi e procedure di valutazione basati sugli EQB, al fine di rendere applicabile la direttiva. Una rassegna pubblicata di recente sui sistemi di valutazione adottati, rivela che una larga percentuale di questi (46%) mira a evidenziare varie forme di inquinamento dei corpi idrici: acidificazione, eutrofizzazione, inquinamento da metalli pesanti e da contaminanti organici, ecc. Altri tipi di stress frequentemente citati riguardano il degrado generale del corpo idrico (19%), il degrado di tipo idromorfologico (10%), la distruzione degli *habitat* (8%), l'alterazione degli *habitat* ripariali (5%), l'uso del suolo nel bacino imbrifero (4%), la modificazione delle portate (4%) e l'impatto da specie aliene (4%).

In alcuni casi i metodi di valutazione sono stati sviluppati senza tenere in considerazione una o più sorgenti di impatto, ma ricorrendo al confronto tra le condizioni attuali di un corpo idrico e quelle definite da dati storici o riconducibili a sistemi meno disturbati. Restringendo l'attenzione alle zone costiere, è necessario aggiungere che, a livello globale, tali aree sono sempre più sottoposte a una notevole pressione dovuta alla continua crescita della

La direttiva richiede di valutare quantitativamente lo stato di comunità biologiche mediante un indice.



popolazione, che rappresenta ormai una tra le principali cause forzanti del degrado degli ambienti marino-costieri.

Per quanto attiene all'ecologia di questi ambienti, si osserva che, in generale, la composizione specifica e la struttura trofica delle comunità biologiche che li caratterizzano forniscono già informazioni utilissime sulle condizioni ambientali prevalenti.

Per esempio, in una comunità bentonica, le relazioni tra abbondanze e numero delle specie, la diversità, il rapporto tra specie sensibili e specie tolleranti e altri simili parametri funzionali, offrono preziose informazioni che integrano le condizioni ambientali per un periodo relativamente lungo, dal momento che molte specie bentoniche sono stazionarie e possono presentare cicli di vita relativamente lunghi.

In ogni caso, le campagne di monitoraggio condotte con regolarità lungo le coste italiane dalla fine degli anni '90, nell'ambito del programma nazionale di monitoraggio, ai sensi della Legge 979/82, consentono di ricostruire un quadro preciso per tutte quelle variabili caratterizzanti il sistema abiotico.

Il data base Si.Di.Mar. (Direzione per la Protezione della Natura – DPN, MATTM) raccoglie tutte le informazioni prodotte dalle attività di monitoraggio lungo le coste italiane. Per il periodo che va dal 2001 al 2009, in particolare, sono disponibili misure periodiche di parametri idrologici e chimico-fisici lungo la colonna d'acqua, dati della clorofilla, della concentrazione di nutrienti e della biomassa fitoplanctonica. I dati relativi agli Elementi di Qualità Biologica di interesse per la formulazione di indici ecologici sono stati raccolti nel periodo 2006-2009, così come di seguito indicato.

Aree di raccolta dei dati
relativi agli EQB.

Fitoplancton	73 aree costiere (146 stazioni di campionamento), distribuite tra il mar Adriatico, lo Ionio e il Tirreno
Macroinvertebrati bentonici	31 aree costiere (35 stazioni di campionamento), distribuite tra il mar Adriatico, lo Ionio e il Tirreno
Angiosperme (<i>Posidonia oceanica</i>)	29 aree del mar Ligure, del Tirreno e dello Ionio
Macroalghe (Cintura infralittorale)	26 aree del mar Ligure, del Tirreno e dello Ionio



Oltre ai parametri chimici e chimico-fisici relativi alla colonna d'acqua, per ciascun EQB sono disponibili anche altri parametri a supporto e indicatori di stato caratterizzanti i sedimenti, quali TOC (Carbonio Organico Totale), IPA totali (Idrocarburi Policiclici Aromatici), pesticidi e altri elementi in tracce (metalli pesanti). Tutte le aree costiere riportate sono, infatti, soggette a pressioni di diverso tipo quali: attività industriali (industria petrolchimica, chimica, attività estrattive, ecc.), attività portuali per varie dimensioni e tipologia (industriali e commerciali, porti pescherecci e turistici, ecc.), differenti gradi di urbanizzazione della costa, attività agricole e zootecniche, ecc. Anche le Aree Marine Protette sono da includere in questo elenco.

EQB Fitoplancton

L'Elemento di Qualità Biologica fitoplancton riveste un ruolo ecologico rilevante, in quanto alla base della rete trofica. La produzione primaria fitoplanctonica costituisce un importante elemento della rete alimentare nelle acque dolci e marine, garantendo il flusso di materia ed energia necessario per il mantenimento degli organismi eterotrofi. Il fitoplancton è altresì importante come indicatore, dal momento che comprende un elevato numero di specie a differente valenza ecologica, moltissime delle quali sensibili all'inquinamento di tipo organico e inorganico e alle variazioni di salinità, temperatura e livello di trofia (nutrienti biodisponibili). Gli organismi fitoplanctonici presentano un ciclo vitale breve e tassi di crescita e di riproduzione rapidi, risultando pertanto particolarmente adatti come indicatori di impatto a breve termine.

Lo studio di questa componente consente di valutare l'influenza sulle comunità biologiche dei fattori eutrofizzanti (carichi di azoto e fosforo) e inquinanti. In questo contesto la clorofilla "a" è un utile indicatore trofico, in quanto direttamente correlata alla quantità di biomassa fitoplanctonica presente nella colonna d'acqua. Nel caso dell'EQB fitoplancton, per le acque marino-costiere, l'esercizio d'intercalibrazione tra gli Stati membri appartenenti all'Eco-regione mediterranea (I fase) ha riguardato il parametro "clorofilla", principale indicatore di biomassa fitoplanctonica. Pertanto, essendo il valore di tale parametro direttamente comparabile tra gli Stati membri, nel criterio di classificazione sviluppato

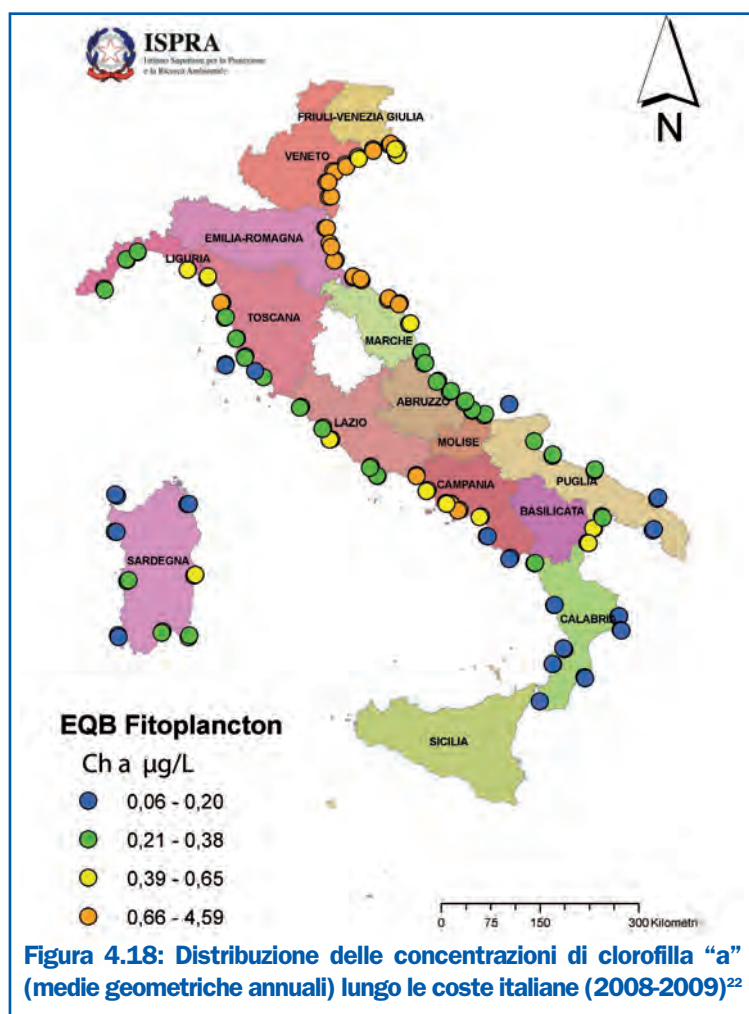
Il fitoplancton, comprendendo un elevato numero di specie a differente valenza ecologica e molto sensibili all'inquinamento, è un importante indicatore.

La clorofilla è il principale indicatore di biomassa fitoplanctonica.



Lo studio della componente fitoplanctonica consente di valutare l'influenza dei fattori eutrofizzanti e inquinanti sulle comunità biologiche. La clorofilla "a" è un utile indicatore trofico in quanto direttamente correlata alla quantità di biomassa fitoplanctonica.

si è fatto riferimento non solo ai rapporti di qualità ecologica EQR, ma anche ai valori assoluti (espressi in $\mu\text{g L}^{-1}$) della clorofilla. La situazione relativa alle concentrazioni medie annuali rilevate di clorofilla "a" (medie geometriche) è rappresentata nella Figura 4.18.



²² Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalla Banca dati Si.Di.Mar, monitoraggio marino – costiero (ex lege 979/82)



Gli indici per l'EQB fitoplancton sviluppati per le acque di transizione sono ancora in una fase sperimentale. Nei vari Stati membri, tali indici pongono particolare attenzione alla composizione e abbondanza del fitoplancton, mentre il parametro clorofilla risulta di difficile impiego negli ambienti lagunari, considerato l'importante contributo degli altri produttori primari, macroalghe e fanerogame, alla definizione dello stato di trofia dell'ambiente in esame.

EQB Macroalghe

Le comunità infralitorali di substrato roccioso dominate da macroalghe rispondono ai cambiamenti delle condizioni ambientali in tempi relativamente brevi, per cui sono particolarmente adatte al monitoraggio dello stato ecologico delle acque marino-costiere.

Per questo EQB l'Italia ha adottato l'indice CARLIT (Cartografia Litorale), proposto dalla Spagna e ufficialmente adottato anche in Francia e Slovenia.

Lo stato ecologico "elevato" è definito dalla presenza di comunità dominate da alghe brune strutturanti (*Cystoseira* sp.), mentre uno stato "cattivo" è caratterizzato dalla dominanza di specie opportuniste a scarsa complessità morfologica, come le Ulvales (alghe verdi) e le *Bangiophycidae* (alghe rosse) o i Cianobatteri. Il risultato finale dell'applicazione dell'indice CARLIT non fornisce un valore assoluto, ma direttamente l'EQR.

La situazione relativa alla classificazione provvisoria dello stato ecologico, basata sull'EQB Macroalghe (indice CARLIT), è rappresentata nella Figura 4.19.

Le macroalghe rispondono in tempi brevi ai cambiamenti delle condizioni ambientali e, pertanto, sono adatte al monitoraggio dello stato ecologico.

Indice CARLIT.



Le macroalghe rispondono in tempi brevi ai cambiamenti delle condizioni ambientali e, pertanto, sono adatte al monitoraggio dello stato ecologico.

*Lo stato ecologico “elevato” è definito dalla presenza di comunità dominate da alghe brune strutturanti (*Cystoseira* sp.), mentre uno stato “cattivo” è caratterizzato dalla dominanza di specie opportuniste a scarsa complessità morfologica, come le *Ulva* (alghe verdi) e le *Bangiophycidae* (alghe rosse) o i *Cianobatteri*.*



²³ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalla Banca dati Si.Di.Mar, monitoraggio marino – costiero (ex lege 979/82)



EQB Angiosperme

L'EQB Angiosperme prende in considerazione la prateria a *Posidonia oceanica* (Delile), pianta di particolare importanza nel processo di caratterizzazione degli ambienti marino-costieri, in relazione alla sua ampia distribuzione e alla sua sensibilità a fonti di disturbo di origine antropica. Diversi indici di classificazione sono stati proposti dagli Stati membri appartenenti all'Eco-regione mediterranea, nell'ambito della fase II del Med-GIG; l'Italia ha adottato l'indice PREI.

Per la formulazione dell'Indice PREI occorre considerare il valore assunto da cinque descrittori: la densità della prateria, la superficie fogliare dei fasci, il rapporto tra la biomassa degli organismi epifitici e la biomassa fogliare, la profondità del limite inferiore della prateria e la tipologia del limite inferiore. Lo stato "cattivo" corrisponde a condizioni ambientali non compatibili con la sopravvivenza della *Posidonia oceanica* e, di fatto, tale stato testimonia la recente scomparsa della prateria (< 5 anni).

La situazione relativa alla classificazione provvisoria dello stato ecologico, basata sull'EQB Angiosperme (*Posidonia oceanica* - indice PREI), è rappresentata nella Figura 4.20.

EQB Macrofite (macroalghe e fanerogame)

L'indice MaQI (*Macrophyte Quality Index*), recentemente proposto dall'Italia a livello comunitario per valutare lo stato ecologico degli ambienti di transizione, prende in considerazione i due EQB macroalghe e fanerogame.

Il MaQI è composto da un indice esperto (E-MaQI), da utilizzare quando il numero di specie presenti nell'area di indagine risulta maggiore di 20 e da un indice rapido (R-MaQI), applicabile anche nei siti con numero di specie minore di 20.

L'E-MaQI assegna un punteggio ecologico ai diversi taxa riscontrati, distinguendo tra specie opportuniste, indifferenti e sensibili. Dalla media dei punteggi così ottenuti, rapportata al valore delle condizioni di riferimento, si ottiene il Rapporto di Qualità Ecologica (EQR), normalizzato tra 0 e 1.

L'indice R-MaQI è, invece, basato sulla determinazione delle principali associazioni di macroalghe e fanerogame presenti nelle aree di studio. Per la sua formulazione è perciò richiesto il riconosci-

La prateria di Posidonia oceanica ha un'ampia distribuzione ed è molto sensibile alle fonti di disturbo antropiche.

Indice PREI.

Per le acque di transizione è stato proposto dall'Italia l'indice MaQI, che considera gli EQB macroalghe e fanerogame.



Per formulare l'Indice PREI si considera il valore assunto da cinque descrittori: la densità della prateria, la superficie fogliare dei fasci, il rapporto tra la biomassa degli organismi epifittici e la biomassa fogliare, la profondità del limite inferiore della prateria e la tipologia del limite inferiore. Lo stato "cattivo" corrisponde a condizioni ambientali non compatibili con la sopravvivenza della Posidonia oceanica.



²⁴ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalla Banca dati Si.Di.Mar, monitoraggio marino – costiero (ex lege 979/82)



mento sistematico dei taxa macroalgali a livello di specie, la copertura totale e l'abbondanza relativa delle macroalghe dominanti e il riconoscimento e la copertura percentuale relativa delle singole specie di fanerogame.

EQB Macroinvertebrati bentonici

I popolamenti macrozoobentonici sono costituiti da organismi che intrattengono relazioni più o meno strette con il fondo, e sono principalmente rappresentati, sia in termini di numero di specie sia di numero di individui, da anellidi policheti, molluschi, crostacei, echinodermi.

Per l'EQB Macroinvertebrati bentonici, l'Italia ha adottato, sia per le acque marino-costiere sia di transizione, l'indice M-AMBI (*Multivariate-Azti Marine Biotic Index*). L'indice M-AMBI richiede il calcolo dell'indice AMBI, dell'indice di diversità (H) di Shannon (1949) e il numero delle specie (S).

La situazione relativa alla classificazione provvisoria dello stato ecologico, basata sull'EQB Macroinvertebrati bentonici (indice M-AMBI), è rappresentata nella Figura 4.21.

Nel caso delle acque di transizione, oltre all'M-AMBI, è stato proposto anche l'indice BITS (*Benthic Index based on Taxonomic Sufficiency*).

Tale indice si basa sulla "sufficienza tassonomica" e richiede il riconoscimento della macrofauna bentonica limitato al livello della famiglia. L'analisi della struttura della comunità prevede poi la suddivisione delle famiglie in tre gruppi ecologici: sensibili, tolleranti e opportunisti.

Rispetto all'M-AMBI, i vantaggi operativi nell'applicazione del BITS derivano, soprattutto, dalla riduzione dei tempi richiesti per le analisi dei campioni in laboratorio.

Per quanto riguarda, infine, le condizioni di riferimento necessarie al calcolo dell'EQR, queste sono state valutate mediante un approccio statistico basato sulle distribuzioni dei valori dell'indice calcolate utilizzando i numerosi dati resi disponibili dalla letteratura e relativi, soprattutto, a studi effettuati in molteplici ambienti di transizione nazionali (Laguna di Venezia, Sacca di Goro, Lago di Lesina, Caleri, Valli di Comacchio, Stagni di Tortolì e di Cabras e i laghi pontini, Fogliano, Caprolace.)

Indice M-AMBI.



²⁵ Fonte: Elaborazione ISPRA su dati forniti dalla Banca dati Si.Di.Mar, monitoraggio marino – costiero (ex lege 979/82)



CASO DI STUDIO

Lo stato di qualità dei sedimenti e del biota della Laguna di Venezia

La Direttiva 2000/60/CE, recepita dal D.Lgs. 152/2006 “Norme in materia ambientale”, richiede che si protegga, migliori e ripristini lo stato di tutti i corpi idrici superficiali, al fine di raggiungere lo stato ecologico e chimico “buono” entro il 2015 e mantenere lo stato elevato dove già esistente (art.4 Direttiva 2000/60/CE, art.76 D.Lgs. 152/2006).

Al fine di raggiungere o mantenere il buono stato chimico sono applicati, per le sostanze dell’elenco di priorità, gli standard di qualità ambientali definiti nel Decreto Ministeriale n. 56 del 2009. Tali standard rappresentano le concentrazioni che non devono essere superate per mantenere/raggiungere il buono stato chimico. Per le acque marine e di transizione le Autorità competenti possono scegliere la matrice su cui effettuare la classificazione (acqua o sedimento) in base a determinati criteri specificati nella normativa. Analisi supplementari possono essere eseguite nel biota al fine di acquisire ulteriori elementi conoscitivi utili a determinare cause di degrado del corpo idrico e fenomeni di bioaccumulo.

Nell’ambito dei progetti realizzati da ISPRA, per conto di Ministero dell’ambiente e della tutela del territorio e del mare, è stato stabilito nell’atto convenzionale del 5/12/2002 e nei successivi atti aggiuntivi del 30/12/2002 e del 27/05/2003 di elaborare uno studio volto alla caratterizzazione dei sedimenti, delle acque e del biota, finalizzato all’individuazione delle zone a maggiore criticità. L’obiettivo dello studio è stato quello di valutare lo stato chimico della laguna di Venezia, al fine di fornire un elemento conoscitivo fondamentale per indirizzare i processi di gestione degli interventi da attuare in laguna. A tal fine, sono stati integrati i risultati analitici dello studio di caratterizzazione eseguito da ISPRA nel 2005 con quelli degli anni precedenti, con lo scopo di valutare il trend evolutivo dello stato chimico della laguna attraverso una finestra temporale di otto anni, a partire dalla campagna di monitoraggio dei sedimenti del 1997/1998 (ICRAM-MATTM, 2003).



In aggiunta allo studio dei sedimenti, nella caratterizzazione del 2005 è stata valutata la biodisponibilità dei contaminanti, attraverso l'analisi del bioaccumulo in organismi biondicatori quali i molluschi bivalvi, mettendo a confronto i risultati della presente attività, fatta a scala lagunare e su un numero consistente di inquinanti, con i precedenti studi effettuati in laguna di Venezia, spesso focalizzati su un'unica tipologia di analita e localizzati in particolari aree della laguna.

La caratterizzazione di sedimenti, acqua e biota del 2005 con le suddette integrazioni, fornisce nel suo complesso un quadro di partenza dello stato ambientale della laguna di Venezia, da aggiornare sistematicamente nell'ambito del Piano di Gestione del Distretto Idrografico delle Alpi Orientali, con l'avvio delle attività predisposte nel Piano di monitoraggio della laguna di Venezia ai sensi della Direttiva 2000/60/CE finalizzato alla classificazione dello stato chimico ed ecologico.

Di seguito si riporta una sintesi della caratterizzazione dei sedimenti e del biota, con particolare riferimento ad alcuni elementi quali cadmio, mercurio, nichel e piombo, eseguita secondo le modalità sopra descritte.

Sedimenti

La caratterizzazione del 2005 ha previsto il campionamento di sedimenti superficiali in 112 stazioni disposte su tutto il territorio lagunare (69 in area lagunare, 43 nei canali industriali di Porto Marghera). Le analisi chimiche e fisiche eseguite sui campioni hanno riguardato granulometria, contenuto di carbonio totale, carbonio organico, azoto totale, metalli ed elementi in tracce (arsenico, cadmio, cromo, cromo VI, mercurio, nichel, piombo, rame, vanadio, zinco) e composti organici (IPA, pesticidi organoclorurati, composti butilstannici, PCB, PCDD/PCDF).

A seguito degli esiti delle analisi di laboratorio, si è provveduto a riportare sulla cartografia della laguna di Venezia tutte le risultanze analitiche.

A titolo esemplificativo si presentano i risultati relativi ai metalli della Tabella 2/A del DM 56/2009 (Standard di qualità dei sedimenti), ovvero cadmio, mercurio, nichel e piombo (Figura 1).

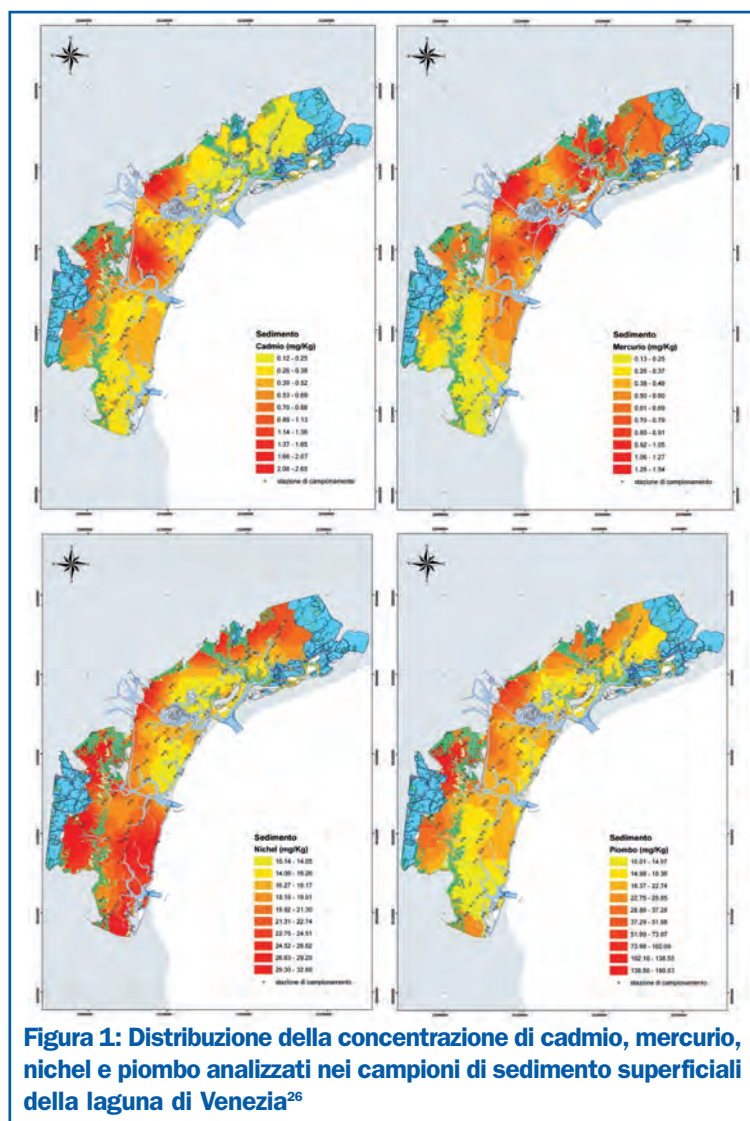


Figura 1: Distribuzione della concentrazione di cadmio, mercurio, nichel e piombo analizzati nei campioni di sedimento superficiali della laguna di Venezia²⁶

²⁶ Fonte: ICRAM, 2007. Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della Laguna di Venezia, Relazione finale. Scheda Tecnica 1: Attività di analisi e monitoraggio dello stato della Laguna di Venezia



La distribuzione delle concentrazioni di cadmio mostra valori relativamente più elevati nel bacino centrale, in particolare, nell'area retrostante le casse di colmata e in quella antistante alla zona industriale di Porto Marghera.

Il piombo, invece, è presente maggiormente nei sedimenti della laguna centrale, ma in particolare nell'area di Campalto e in quella tra le casse di colmata e la gronda lagunare. Le fonti di inquinamento da piombo in laguna di Venezia sono molteplici e possono essere sia di tipo industriale (l'industria metallurgica, un tempo estesamente presente nell'area di Porto Marghera) sia di tipo diffuso (utilizzo del piombo come antidetonante nelle benzine, nelle vernici, negli accumulatori).

La sorgente per i due metalli è dovuta principalmente agli scarichi industriali di Porto Marghera.

Per quanto riguarda il nichel, osservando la sua distribuzione nei sedimenti superficiali della laguna di Venezia, si evidenziano livelli relativamente maggiori nelle aree di gronda della laguna centrale e nel bacino sud.

La presenza di nichel in ambiente acquatico è solitamente dovuta a deposizioni atmosferiche, all'immissione di scarichi industriali e urbani e all'erosione dei suoli e rocce. Dai risultati delle analisi dei campioni di sedimento è emerso che non ci sono immissioni di tipo industriale in laguna di Venezia ma, come evidenziato anche nello studio ICRAM-MATTM del 2003, il nichel accumulato nei sedimenti lagunari è prevalentemente dovuto all'apporto fluviale che convoglia in laguna sia il nichel riconducibile a naturali processi di degradazione dei substrati geologici, sia il nichel riconducibile alle attività umane.

La distribuzione di mercurio è risultata singolare rispetto agli altri metalli, mostrando un arricchimento maggiore nel bacino nord rispetto a quello sud. La fonte principale di inquinamento da mercurio in laguna di Venezia si deve all'industria chimica in cui il metallo veniva usato principalmente nei processi di elettrolisi cloroalcalina, praticati dal 1951 al 1988 a Porto Marghera senza controlli e restrizioni del rilascio in ambiente (Bloom et al, 2004). Confrontando i risultati delle analisi di questa caratterizzazione con quanto emerso nello studio ICRAM-MATTM del 2003, si può confermare che la presenza di questo metallo in laguna sia prevalente-



mente dovuta ad apporti di tipo industriale, ma, oltre alle aree prossime alla zona industriale di Porto Marghera, sono risultate relativamente contaminate anche quelle del centro storico di Venezia e alcune zone situate nelle adiacenze delle isole di Burano e Sant'Erasmo. La presenza di aree a elevata contaminazione da mercurio in zone specifiche diverse dalla zona industriale erano indicative allora, ma lo sono tuttora, di contributi localizzati che si aggiungono alla contaminazione di fondo dei sedimenti lagunari. Per quanto riguarda l'area del litorale di Pellestrina è da sottolineare che nella prima caratterizzazione erano stati riscontrati livelli di mercurio elevati, simili a quelli delle aree del centro storico di Venezia e delle isole di Burano e Sant'Erasmo. Nella caratterizzazione del 2005, invece, le concentrazioni sono comparabili con quanto determinato nei sedimenti della laguna sud.

Dal confronto tra le concentrazioni di cadmio, mercurio, nichel e piombo con gli standard di qualità ambientale (SQA) per i sedimenti, è risultato che per il cadmio si sono verificati dei superamenti (31 campioni su 69) diffusi in tutta la laguna fatta eccezione per il bacino nord; allo stesso modo, il mercurio presenta concentrazioni superiori allo SQA in quasi tutti i campioni (49 campioni su 69), soprattutto in quelli della laguna nord; per il nichel si rileva un unico superamento nel campione raccolto vicino al centro storico di Chioggia; mentre per il piombo si sono evidenziati pochi superamenti dello SQA (10 su 69), in particolare nelle aree dietro le casse di colmata in laguna centrale, di fronte a San Giuliano e a sud in prossimità del centro storico di Chioggia.

Biota

La caratterizzazione del 2005 ha previsto 48 stazioni di campionamento di biota, di cui 25 di vongole della specie *Tapes philippinarum* e 23 di mitili della specie *Mytilus galloprovincialis*. Due delle 23 stazioni di campionamento di mitili sono state posizionate in mare allo scopo di rappresentare un sito di controllo.

Le due diverse specie di organismi sono state scelte tenendo presente che i mitili sono da diversi anni considerati bioindicatori ideali per valutare le condizioni della colonna d'acqua, mentre le vongole, vivendo nello strato superficiale del sedimento, sono



indicatori specifici delle condizioni esistenti in esso e dell'interfaccia acqua/sedimento.

Per entrambe le specie di bivalvi, oltre alla determinazione delle biometrie e del peso delle carni, è stato stimato il contenuto nei tessuti di metalli ed elementi in tracce (arsenico, cadmio, cromo totale, mercurio, nichel, piombo), composti organostannici (TBT, DBT e MBT), IPA, PCB e PCDD/F. A titolo esemplificativo si riportano di seguito i risultati relativi ai metalli cadmio, mercurio, nichel e piombo.

I risultati delle analisi del cadmio effettuate nei campioni di biota mostrano valori che vanno da 0,37 a 1,90 mg/kg ss (sostanza secca) per le vongole e da 0,68 a 2,75 mg/kg ss per i mitili. Dal confronto con i valori determinati negli studi pregressi (ICRAM, 2004) si osserva, soprattutto per le vongole, un aumento rispetto a quanto stimato nel passato.

I valori riscontrati in campioni di *T. philippinarum* analizzati in studi precedenti non superano 0,5 mg/kg ss, anche quando raccolti nelle stesse aree dove si rilevano livelli di cadmio più alti (ICRAM, 2004). Per quanto riguarda, invece, i mitili, i valori degli studi precedenti presentano generalmente livelli superiori nei tessuti dei molluschi, che arrivano fino a un massimo di 5 mg/kg ss.

Dall'analisi dei campioni di biota si riscontrano concentrazioni di mercurio che vanno da 0,13 a 1,30 mg/kg ss per le vongole e da 0,16 a 0,90 mg/kg ss per i mitili. Procedendo al confronto con i dati pregressi, nelle vongole (ICRAM, 2004) si osserva, innanzitutto, l'aumento delle concentrazioni (il valore massimo era di 0,15 mg/kg ss); inoltre, le aree interessate dai maggiori livelli di contaminazione sono le stesse, ovvero la laguna nord e quella centrale. Per quanto riguarda i mitili, invece, le concentrazioni più elevate rilevate nei dati pregressi sono di 0,3 mg/kg ss e determinate in campioni raccolti nei pressi del centro urbano di Chioggia e nei canali del centro storico di Venezia. Inoltre, valori relativamente elevati sono presenti anche nell'area compresa tra Treporti e l'isola di Sant'Erasmo.

I risultati di bioaccumulo di nichel nelle due specie di organismi indagati mostrano una netta differenza tra i valori ottenuti nei campioni di *M. galloprovincialis* e di *T. philippinarum*. Infatti, il range dei valori di concentrazione determinati nei campioni di mitili



va da 1 a 9,60 mg/kg ss (sostanza secca), mentre nei campioni di vongole va da 12 a 36 mg/kg ss. Anche se tale differenza di accumulo di nichel tra le due specie non è stata osservata nei dati pregressi della laguna di Venezia (ICRAM, 2004), è da sottolineare il fatto che le concentrazioni determinate nelle vongole siano aumentate (il *range* dei valori andava da <0,5 a 11,5 mg/kg ss), mentre nei mitili siano diminuite (il *range* dei valori andava da <0,5 a 25 mg/kg ss).

Le concentrazioni di piombo determinate nei campioni di molluschi bivalvi mostrano un *range* pressoché simile tra le due specie, che va da 1,20 a 8 mg/kg ss per le vongole, e da 1,40 a 7,53 mg/kg ss per i mitili. Rispetto ai dati pregressi (ICRAM, 2004) si può notare che, per quanto riguarda le vongole, i valori sono leggermente aumentati (nei dati pregressi le concentrazioni massime erano pari a 3 mg/kg ss), mentre, per quanto riguarda i mitili, i campioni raccolti nei canali industriali di Porto Marghera o in punta della Dogana alla Salute presentano valori di almeno un ordine di grandezza inferiore rispetto a quanto riscontrato in passato (50 - 80 mg/kg ss).

Per quanto riguarda il confronto con la normativa si ricorda che il DM 56/2009 in tabella 3/A riporta tre standard di qualità per il biota (mercurio e composti, esaclorobenzene ed esaclorobutadiene) come recepimento della Direttiva 105/2008/CE. Inoltre, sempre nel DM, viene specificato che, ai fini del controllo delle alterazioni riscontrate nei sedimenti, può essere eseguita, oltre alle analisi d'obbligo, ogni altra indagine ritenuta utile a valutare gli eventuali rischi per la salute umana associati al superamento riscontrato. Per questa ragione, negli analiti per cui non è definito uno SQA relativamente al biota, è stato valutato il superamento del valore riportato nel Regolamento (CE) n. 1881/2006 della Commissione del 19/12/2006, che definisce i tenori massimi di alcuni contaminanti nei prodotti alimentari.

Per entrambe le normative si specifica, inoltre, che i valori limite per il biota sono rapportati al peso fresco delle carni, mentre le analisi sono state eseguite sui tessuti disidratati. Per effettuare i confronti è stata pertanto considerata la percentuale d'acqua (80-90% del peso totale) calcolata per le vongole e i



mitili utilizzati per questo studio. Il valore soglia del Regolamento (CE) n. 1881/2006 per il cadmio è di 1 mg/kg su peso fresco, che espresso in sostanza secca è, per il biota analizzato in questo studio, pari a 5 – 10 mg/kg ss. Osservando i valori di cadmio risultati dalle analisi emerge che tutti i campioni di molluschi analizzati presentano concentrazioni inferiori a quanto previsto dalla normativa. Per quanto riguarda il mercurio, il valore di SQA di 0,02 mg/kg su peso fresco (0,2-0,1 mg/kg ss), definito dal DM 56/2009, è stato superato in quasi tutti i campioni analizzati (se si considera il limite meno restrittivo di 0,2 mg/kg ss fanno eccezione i campioni di vongole della laguna centrale in Valle Millecampi, della laguna sud in Val di Brenta e il campione di mitili raccolto nella parte più interna del canale industriale sud). Considerando, invece, il valore limite imposto dal Regolamento (CE) n. 1881/2006 di 0,5 mg/kg su peso fresco (2,5 - 5 mg/kg ss) si può osservare che tutti i campioni analizzati di entrambe le specie sono al di sotto di tale valore. Per il piombo, il limite di legge imposto dal Regolamento (CE) n. 1881/2006 corrisponde a 1 mg/kg su peso fresco. Come per il cadmio, quindi, si può assumere che il limite espresso in peso secco, per il biota analizzato in questo studio, sia di 5 - 10 mg/kg ss. Tale limite è stato superato, per quanto riguarda i mitili, dai due campioni raccolti nei canali industriali che presentavano i valori di piombo più elevato e da quello raccolto nel centro storico di Venezia; per quanto riguarda le vongole, nel campione raccolto vicino al canale Brentella e in quello vicino all'area denominata "dighette" nei pressi del canale Malamocco-Marghera. Relativamente al nichel, ad oggi non esistono normative che definiscano un limite, ma si può valutare il rischio per la salute umana attraverso il TDI (*Tollerable Daily Intake*), ovvero la dose di assunzione giornaliera considerata accettabile per un individuo al fine di non incorrere in rischi tossici generati da uno specifico contaminante. Nel caso del nichel, l'Organizzazione Mondiale per la Sanità ha definito un TDI di 12µg/kg per peso corporeo (WHO, 2008). Considerando il consumo di molluschi in Italia nel 2007 (FAO, 2010) pari a 8,91 g/*pro capite*/giorno, per un consumatore medio, di peso medio 60 kg, si può stimare un livello tollera-



bile (TARL)²⁷ di 80,8 mg/kg (peso fresco). Tale concentrazione non viene mai superata da nessuno dei campioni analizzati. Dal quadro complessivo derivante dalla caratterizzazione delle matrici sedimento e biota è emerso che la principale fonte di contaminanti in laguna di Venezia, nonostante la riduzione delle emissioni dovute al declino dell'industria chimica e la messa in sicurezza di alcune aree ritenute pericolose, resta la zona industriale di Porto Marghera. I livelli più alti di contaminazione da cadmio, mercurio, nichel e piombo si sono osservati, infatti, sia nei sedimenti sia nel biota campionati nei pressi dei canali industriali e nell'area lagunare antistante. Sono inoltre da segnalare, sia per la concentrazione stimata nei sedimenti sia per l'effettiva biodisponibilità valutabile attraverso l'accumulo da parte dei molluschi, le aree situate tra le casse di colmata e la gronda, caratterizzate da basso idrodinamismo e sottoposte a sedimentazione. Qui il sedimento, tipicamente pelitico e ricco di sostanza organica, favorisce l'accumulo delle sostanze naturali e antropogeniche che arrivano dal bacino scolante. Oltre alle immissioni riconducibili ad attività industriali e agli apporti fluviali, l'inquinamento della laguna è favorito dalla presenza di ulteriori sorgenti sia puntiformi sia diffuse, rappresentate dalle acque di scarico dei centri urbani trattate e non trattate, dal traffico marittimo e dalle deposizioni atmosferiche. Va ricordato, inoltre, che i sedimenti stessi possono rappresentare una potenziale fonte di contaminazione, attraverso fenomeni di risospensione dovuti al moto ondoso, alle attività di dragaggio e ai mezzi meccanici utilizzati per la pesca della vongola filippina.

Confrontando le risultanze analitiche, sia nel sedimento sia nel biota, con gli standard di qualità ambientale del DM 56/2009, appare evidente che cadmio, mercurio e piombo costituiscono gli elementi più critici che incidono sullo stato ambientale della laguna. Pertanto, al fine di raggiungere il buono stato chimico entro il 2015 dovranno essere messe in atto tutte le misure necessarie a garantire un progressivo miglioramento delle condizioni ambientali della laguna di Venezia.

²⁷ TARL = (TDI x 60 kg peso corporeo/consumo medio di molluschi)



Bibliografia

- Bloom N.S., Moretto L.M., Scopece P. e Ugo P., *Seasonal cycling of mercury and monomethyl mercury in the Venice Lagoon (Italy)*, *Marine Chemistry*, 91(1-4): 85–99, 2004
- ICRAM-MATTM, Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia, Volume II, a cura di M. Gabellini, S. Boato e E. Tromellini, relazione di sintesi, 2003
- ICRAM, 2004, *Studio dello stato di qualità chimico dell'ambiente lagunare veneziano attraverso una raccolta dati dei livelli di contaminazione dei sedimenti, della vongola filippina *Tapes philippinarum* e del mitilo *Mytilus galloprovincialis**. Scheda 2 - Relazione finale del “Programma di studio in materia di salvaguardia e riqualificazione del territorio e della laguna di Venezia - Anni 2004-2005” dicembre 2005
- WHO, *Guidelines for drinking-water quality, third edition, incorporating first and second addenda*, Geneva, 2008