

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA IN

Scienza Politica

Ciclo XXII

Settore scientifico-disciplinare di afferenza: SPS/04

**IL GOVERNO DELLE ACQUE IN ITALIA E INGHILTERRA:
UN'ANALISI DEL POLICY CHANGE**

Presentata da: **Federica Rainaldi**

Coordinatore del Dottorato

Prof. Giliberto Capano

Relatore

Prof. Giliberto Capano

Esame finale anno 2010

Ai miei genitori

Sono grata a molte persone per l'aiuto ed il sostegno ricevuto durante questa ricerca. Un primo ringraziamento va al Prof. Giliberto Capano, per avermi seguito nel corso della ricerca ed avermi sempre spronata ad affrontare i miei limiti. Un ringraziamento particolare va anche alla Prof.ssa Renata Lizzi, che per prima mi ha indirizzato verso la strada che oggi mi trovo a percorrere. Desidero poi ringraziare il collegio docenti del XXII ciclo del Dottorato di Ricerca in Scienza Politica e tutti i colleghi, in particolare Simone Pasquazzi e Riccardo Scintu, con cui ho condiviso momenti di confronto intellettuale e momenti decisamente meno seri. A Riccardo, compagno di viaggio insostituibile di questi anni, va anche il merito di avermi dato prova inconfutabile (con buona pace di Popper) dell'incommensurabilità dei paradigmi e dell'incomunicabilità dei mondi. Ringrazio naturalmente i miei genitori, per avermi sempre sostenuto e soprattutto sopportato negli ultimi mesi di lavoro; e mio fratello Claudio, che è ripetutamente intervenuto con la sua infallibile logica a sottrarmi dai labirinti in cui più volte mi sono persa. Infine, questo lavoro non sarebbe stato possibile se Jeremy Jacobs, conducendomi momentaneamente fuori strada, non mi avesse aiutato a vedere con chiarezza la direzione giusta. A lui va tutta la mia gratitudine.

INDICE

Indice delle Figure	vii
Indice delle Tavole	viii
Lista delle abbreviazioni	ix
1 Introduzione: studiare il cambiamento di policy nel settore delle acque	1
1. Il governo delle acque: una politica pubblica dimenticata	1
2. Il disegno della ricerca	3
2 L'acqua tra ambiente, economia e società: paradigmi dell'acqua e policy change	11
1. Forme e contenuti del policy change: obiettivi, strategie e strumenti	11
2. Il ruolo delle idee e dei paradigmi di policy	18
3. I paradigmi dell'acqua: dalla missione idraulica alla gestione integrata	23
3.1. <i>La modernità industriale e l'idraulica di stato</i>	23
3.2. <i>La gestione integrata delle risorse idriche e la Direttiva Quadro sulle Acque</i>	26
3.3. <i>Water policy narratives: ambiente, economia, società</i>	30
3 Il governo delle acque in Italia	39
1. Dal fiume burocratico alla gestione integrata dei bacini	39
1.1. <i>L'acqua in Italia 1933-1989: la stagione degli interventi settoriali</i>	39
1.2. <i>La difesa del suolo e la legge 183</i>	43
1.3. <i>Il sistema dei servizi idrici</i>	46
1.4. <i>La Direttiva Quadro e le contraddizioni del Testo Unico Ambientale</i>	51
2. I fattori strutturali. Caratteristiche fisiche ed economiche del bacino del Po	56
3. Il quadro istituzionale	63
4. Il sottosistema di policy: dalla comunità egemonica alla sfida dei movimenti per l'acqua	67
5. Il paradigma di policy: l'acqua come servizio pubblico	71
4 Un'analisi del policy change in Italia e nel bacino del Po	75
1. Gli obiettivi della politica delle acque	75
2. La gestione integrata a scala di bacino	78
2.1. <i>La strategia</i>	78
2.2. <i>Gli strumenti</i>	80
3. La valorizzazione economica della risorsa idrica	85
3.1. <i>La strategia</i>	85
3.2. <i>Gli strumenti</i>	85
4. La partecipazione pubblica	90
4.1. <i>La strategia</i>	90
4.2. <i>Gli strumenti</i>	92
5 Il governo delle acque in Inghilterra	98
1. Da privato a pubblico and back again: l'acqua in Inghilterra dall'età vittoriana ad oggi	98

1.1. <i>La lunga ricerca di una gestione integrata</i>	98
1.2. <i>La privatizzazione thatcheriana e la nascita dell'Environment Agency</i>	103
1.3. <i>L'Inghilterra e la Direttiva Quadro sulle Acque</i>	107
2. I fattori strutturali. Caratteristiche fisiche ed economiche dell'Inghilterra	109
3. Il quadro istituzionale	115
4. Il sottosistema di policy e la nuova comunità egemonica	118
5. L'affermazione dell'ecologia di mercato	122
6 Un'analisi del policy change in Inghilterra e nel bacino del Tamigi	124
1. Gli obiettivi della politica delle acque	125
2. La gestione integrata a scala di bacino	129
2.1. <i>La strategia</i>	129
2.2. <i>Gli strumenti</i>	130
3. La valorizzazione economica della risorsa idrica	133
3.1. <i>La strategia</i>	133
3.2. <i>Gli strumenti</i>	134
4. La partecipazione pubblica	139
4.1. <i>La strategia</i>	139
4.2. <i>Gli strumenti</i>	140
7 Le geometrie del cambiamento di policy	145
1. Il cambiamento nel governo delle acque in Italia e in Inghilterra	145
2. Il governo delle acque in Italia e la resilienza del vecchio paradigma	150
3. Il governo delle acque in Inghilterra e la nuova egemonia dell'ecologia di mercato	157
4. Il policy change nel settore delle acque ed il ruolo dei paradigmi	163
8 Conclusioni	167
Riferimenti bibliografici	170

INDICE DELLE FIGURE

<i>Figura 2.1: una rappresentazione grafica dell'acqua e delle sue dimensioni</i>	32
<i>Figura 2.2: rappresentazione grafica del paradigma dell'idraulica di stato</i>	32
<i>Figura 3.1: delimitazione dei distretti idrografici ai sensi del d.lgs.152/2006</i>	54
<i>Figura 3.2: il bacino idrografico del fiume Po</i>	57
<i>Figura 3.3: indice di sfruttamento idrico nei principali bacini europei (2000)</i>	58
<i>Figura 3.4: principali usi dell'acqua per settore in Italia e nel bacino del Po</i>	59
<i>Figura 3.5: tariffe applicate e sostenibili – Emilia-Romagna e Lombardia</i>	63
<i>Figura 4.1: struttura istituzionale dell'Autorità di bacino del Po</i>	83
<i>Figura 4.2: indicatore di performance degli Stati Membri (report art. 5)</i>	88
<i>Figura 4.3: livello delle informazioni sul recupero dei costi negli Stati Membri UE</i>	89
<i>Figura 5.1: delimitazione dei Distretti idrografici nel Regno Unito</i>	110
<i>Figura 5.2: livelli di stress idrico in Inghilterra</i>	111
<i>Figura 5.3: il distretto idrografico del fiume Tamigi</i>	112
<i>Figura 5.4: struttura dei servizi idrici in Inghilterra</i>	114
<i>Figura 6.1: delimitazione dei Distretti e delle Regioni dell'EA</i>	131
<i>Figura 7.1: le dimensioni dell'acqua in Italia</i>	153
<i>Figura 7.2: le dimensioni dell'acqua in Inghilterra</i>	161
<i>Figura 7.3: un confronto tra Italia e Inghilterra</i>	164

INDICE DELLE TAVOLE

<i>Tabella 2.1: Tassonomia dei cambiamenti di policy (Howlett e Cashore 2009)</i>	16
<i>Tabella 2.2: il contenuto del policy change</i>	17
<i>Tabella 2.3: i principi dell'Integrated Water Resource Management</i>	27
<i>Tabella 3.1: affidamenti e forme di gestione del SII</i>	61
<i>Tabella 4.1: i cambiamenti nella strategia di unitarietà del bacino</i>	84
<i>Tabella 4.2: canoni di prelievo ripartiti per usi idrici</i>	90
<i>Tabella 4.3: i cambiamenti negli strumenti di valorizzazione economica</i>	90
<i>Tabella 4.4: i cambiamenti negli strumenti di partecipazione</i>	95
<i>Tabella 4.5.a: Italia: sintesi dei cambiamenti (obiettivi e strategie)</i>	95
<i>Tabella 4.5.b: Italia: sintesi dei cambiamenti (strumenti e setting)</i>	96
<i>Tabella 5.1: prelievi per settore in Inghilterra e nel Distretto del Tamigi</i>	113
<i>Tabella 5.2: i paradigmi della water policy inglese</i>	122
<i>Tabella 6.1: numero di disconnessioni delle utenze domestiche (1984-1998)</i>	128
<i>Tabella 6.2: i cambiamenti nella strategia di unitarietà del bacino</i>	133
<i>Tabella 6.3: recupero dei costi nella public water supply - Tamigi</i>	136
<i>Tabella 6.4: i cambiamenti negli strumenti di valorizzazione economica</i>	138
<i>Tabella 6.5: consultazioni sui temi della WFD 2001-2009</i>	141
<i>Tabella 6.6: composizione del liaison panel nel distretto del Tamigi</i>	142
<i>Tabella 6.7: i cambiamenti negli strumenti di partecipazione</i>	143
<i>Tabella 6.8.a: Inghilterra: sintesi dei cambiamenti (obiettivi e strategie)</i>	143
<i>Tabella 6.8.b: Inghilterra: sintesi dei cambiamenti (strumenti e setting)</i>	143
<i>Tabella 7.1.a: sintesi dei cambiamenti negli aspetti concettuali - Italia e Inghilterra</i> ...	148
<i>Tabella 7.1.b: sintesi dei cambiamenti negli aspetti pratici - Italia e Inghilterra</i>	148

LISTA DELLE ABBREVIAZIONI

AdbPo	Autorità di bacino del fiume Po
AGCM	Autorità garante della concorrenza e del mercato
AIPO	Agenzia Interregionale del fiume Po
AWE	Association of Waterworks Engineers
BWA	British Waterworks Association
CICMA	Comitato Italiano del Contratto Mondiale sull'Acqua
CoViRI	Comitato di Vigilanza sulle Risorse Idriche
DEFRA	Department of Environment, Food and Rural Affairs
DoE	Department of Environment
EA	Environment Agency
EC	Commissione Europea
EEA	European Environment Agency
eNGO	Environmental Non Governmental Organization
ERM	Environmental Resources Management
GWP	Global Water Partnership
GWP TAC	Global Water Partnership Technical Advisory Group
HoC	House of Commons
IWRM	Integrated Water Resources Management
MAFF	Ministry of Agriculture, Fisheries and Food
MHLG	Ministry of Housing and Local Government
OCSE	Organizzazione per la Cooperazione e lo Sviluppo in Europa
OFWAT	Office of Water Services
PAI	Piano per l'Assetto Idrogeologico
RA	River Authorities
RBMP	River Basin Management Plan
RSPB	Royal Society for the Protection of Birds
RWA	Regional Water Authorities
TWT	The Wildlife Trust
UK TAG	(WFD) United Kingdom Technical Advisory Group
WAG	Welsh Assembly Government
WCA	Water Companies Association
WFD	Water Framework Directive
WoC	Water supply-only companies
WRB	Water Resource Board
WSA	Water Services Association
WSC	Water Service Companies

INTRODUZIONE:**STUDIARE IL CAMBIAMENTO DI POLICY NEL SETTORE DELLE ACQUE****1. IL GOVERNO DELLE ACQUE: UNA POLITICA PUBBLICA DIMENTICATA**

Nella prefazione al suo libro “Le guerre dell’acqua”, Vandana Shiva ricorda che già nel 1995 il vicepresidente della Banca Mondiale dichiarava che se le guerre del XX secolo erano state combattute per il petrolio, quelle del XXI avrebbero avuto come oggetto del contendere l’acqua (cit. in Shiva 2002, 9). Da allora la politica dell’acqua, la *water politics*, è diventata uno dei temi caldi del dibattito internazionale e il tema delle “guerre dell’acqua” ha appassionato gli studiosi di politica internazionale così come il pubblico generico, dando vita ad un proficuo filone di letteratura (Trottier)¹. Con il riconoscimento del problema rappresentato dai cambiamenti climatici e dal riscaldamento globale, il richiamo alla “crisi mondiale dell’acqua” è inoltre diventato sempre più frequente (Barlow e Clarke 2002; Saeijs e Van Berkel 1995).

Organismi internazionali come il *World Water Council*, la *Global Water Partnership*, l’*UN-Water*, l’*UNESCO Institute for Water Education*, sono stati appositamente creati con l’obiettivo di gestire e risolvere quella che è percepita soprattutto come una crisi globale di *governance* dell’acqua (Jønch-Clausen e Fugl 2001). Dal 1998 il *network* internazionale del Contratto Mondiale per l’Acqua promuove lo sviluppo di una cultura condivisa dell’acqua come “bene comune dell’umanità” (Petrella 2001). Il settore privato, con in testa le multinazionali francesi, ha nel frattempo scoperto

¹ Tra i titoli pubblicati negli ultimi anni, oltre all’ormai classico volume di V.Shiva citato (*Water Wars: Privatisation, Pollution and Profit*, Cambridge (MA), South End Press, 2002) si ricordano D. Raines Ward: *Water Wars: Drought, Flood, Folly and the Politics of Thirst* (New York, Riverhead, 2003); J. Bullock e A. Darwish: *Water Wars: Coming Conflict in the Middle East* (London, Gollancz, 1993); M. De Villiers: *Water Wars: Is the World’s Water Running Out?* (London, Weidenfeld & Nicolson, 2001).

la remuneratività del settore dei servizi idrici e rappresenta oggi uno dei maggiori attori della politica delle acque nei paesi industrializzati, così come in quelli in via di sviluppo.

Dall'inizio degli anni Novanta un nuovo paradigma, quello dell'*Integrated Water Resources Management – IWRM* (o della gestione integrata delle risorse idriche) sembra essersi affermato nei paesi OCSE come risposta ai problemi della *governance* delle acque e viene ormai promosso, attraverso le istituzioni finanziarie internazionali, anche nei paesi in via di sviluppo, seppure con diverse difficoltà e resistenze (Allan 2001).

Nel 2000, con la Direttiva Quadro sulle Acque, l'Unione Europea ha inaugurato una nuova politica comprensiva per la gestione delle acque, che impegna gli stati membri a riorganizzare le proprie politiche pubbliche intorno ad una gestione integrata verticalmente lungo il ciclo dei servizi e orizzontalmente sulla base di bacini idrografici, con precisi obiettivi di qualità ambientale e di efficienza economica.

Tuttavia, nonostante la rilevanza del tema per la politica nazionale ed internazionale, la ricerca sulle acque rimane relegata a pochi settori disciplinari (Blatter *et al.* 2001). Con questo non si vuole certo affermare che la letteratura sul settore delle acque sia poco sviluppata o povera di spunti. Tutt'altro. Esiste un'ampissima letteratura sui conflitti generati dalla natura transfrontaliera di molte acque (Blatter e Ingram 2001). Esiste poi un altrettanto ampio filone della letteratura dedicato agli effetti di lungo periodo dei modelli attualmente dominanti di usi della risorsa (Allan 2001; Barlow 2008; Postel 1992). In Italia, numerosi studi sono dedicati al settore dei servizi idrici come servizi pubblici a carattere locale (Carrozza 2008; Citroni e Lippi 2006; Giannelli 2006; Massarutto 2003); nel mondo anglosassone dominano la letteratura le ricerche dedicate all'organizzazione e alla *performance* dell'industria idrica (Hall e Lobina 2008; Malaman 1995; Saal e Parker 2001; Shaoul 1997).

Benché la maggior parte di questi studi abbia almeno in qualche misura carattere multidisciplinare, complessivamente la letteratura può dirsi dominata da due settori disciplinari. Da un lato la geografia umana, che si concentra su temi come i conflitti transfrontalieri, la cosiddetta *hydropolitics* e le costruzioni discorsive del problema acqua (Allan 2001; Bakker 2005; Doughman 2001; Mustafa 2007; Sullinvan 2001; Swingedown 1997); dall'altro, l'economia dell'ambiente e dei servizi pubblici locali, che invece si interessa al sistema di gestione dei servizi, agli effetti redistributivi delle soluzioni adottate, alle modalità di allocazione della risorsa e all'utilizzo di strumenti

economici per gli obiettivi di sostenibilità ambientale (Massarutto 2007; Merrett 1997; Rogers *et al.* 2002; Young 2005; Ward 2007).

Ciò di cui si sente la mancanza, a nostro avviso, è un approccio squisitamente politologico alla questione delle acque, un approccio, in particolare, che affronti i problemi del governo e della *governance* delle acque attraverso gli strumenti offerti dall'analisi delle politiche pubbliche. Da questa considerazione nasce questo lavoro, che affronta il governo delle acque in quanto politica pubblica.

Come ricorda Barraqué, la politica delle acque ricopre in realtà tre settori di attività separati: l'adduzione, il trattamento e la distribuzione dell'acqua potabile; la raccolta e il trattamento delle acque usate; e la gestione della risorsa in senso stretto, cioè la regolarizzazione dei deflussi, la prevenzione dalle piene, la difesa della qualità e il coordinamento dei diversi tipi di utilizzo (Barraqué 1995b). In Europa, le pressioni sulle risorse idriche imposte dall'urbanizzazione e dall'industrializzazione hanno reso, le prime due politiche dipendenti dalla terza; e hanno portato alla caratterizzazione delle politiche idriche, nel loro insieme, come politiche dal carattere ambientale, laddove si tratta di arene di decisioni pubbliche in situazioni di complessità, che vietano la scomposizione delle questioni in problemi semplici e sequenziali (*ibid.*).

Nel nostro caso dunque, la politica idrica si caratterizza come *meta-policy*, cioè come politica pubblica che si situa all'incrocio tra diversi settori di intervento pubblico, tra diversi ambiti disciplinari e tra diversi livelli di governo. Questo le rende terreno d'analisi interessante e degno di ulteriore attenzione da parte della disciplina.

2. IL DISEGNO DELLA RICERCA

L'oggetto della nostra ricerca è rappresentato dal fenomeno del cambiamento di *policy* nel governo delle acque. Seguendo l'evoluzione più recente del dibattito sul *policy change*², ci interroghiamo sui fattori in grado di spiegare le diverse forme che il cambiamento assume in due contesti nazionali, quello italiano e quello inglese.

Sia l'Italia che l'Inghilterra dal 2000 sono sottoposte allo stesso *framework* di *policy*, a seguito dell'entrata in vigore della Direttiva Quadro sulle Acque, che rappresenta la declinazione in chiave europea del nuovo paradigma dell'*Integrated Water Resources Management*. A circa dieci anni dall'adozione della Direttiva, le politiche

² Si veda in particolare il numero monografico sull'argomento del *Journal of Comparative Policy Analysis* (vol. 11, n.1, marzo 2009) curato da G. Capano e M. Howlett.

idriche dei due paesi continuano ad essere sensibilmente diverse, ma allo stesso tempo mostrano cambiamenti di rilievo rispetto al decennio precedente.

Anziché interpretare i differenti sviluppi nei due paesi come i risultati di differenti processi di europeizzazione (Börzel e Risse 2003; Falkner *et al.* 2007; Giuliani 2003; Radaelli 2003), abbiamo scelto di utilizzare gli approcci teorici e gli strumenti analitici offerti dall'analisi delle politiche pubbliche, nella convinzione che questi siano i più adatti ad una spiegazione del *policy change*, in un contesto in cui la variabile europea è solo una delle dimensioni del cambiamento (Lizzi 2006; Radaelli 2003).

Nella nostra interpretazione, infatti, le politiche pubbliche assumono carattere configurativo e multidimensionale, in cui molteplici fattori ne influenzano lo sviluppo “naturale” ed il cambiamento: assetti e pratiche istituzionali, interessi e reti di attori, sistemi di credenze, imprenditori di *policy* ed eventi critici (Capano 1995, 2009; Kingdon 1984; Regonini 2001). Rispetto a questo sottosistema di *policy*, il cambiamento può certamente essere sollecitato da “shock esogeni”; ma i più recenti sviluppi teorici ed empirici in materia di *policy change* (Cashore e Howlett 2007; Howlett e Ramesh 1998, 2002; Skogstad 1998) mettono in discussione il carattere “necessario” dei fattori esterni come motore del cambiamento (Sabatier e Jenkins-Smith 1993; 1999). Nella nostra ricerca la Direttiva Europea avrà dunque il ruolo di fattore esterno in grado di influenzare il cambiamento, ma non assumiamo aprioristicamente il suo valore determinante.

Dal punto di vista teorico la ricerca si pone nel solco degli approcci cosiddetti “ideazionali” alle politiche pubbliche (Hall 1993; Jobert e Muller 1987; Sabatier e Jenkins-Smith 1993; Schön e Rein 1994; Surel 2000); si tratta, cioè, di quegli approcci che attribuiscono un ruolo determinante agli elementi cognitivi e normativi nella spiegazione dei fenomeni di *policy*. Privilegiamo dunque un'interpretazione delle politiche pubbliche come “forum ideazionali” (Capano 2009). In particolare, faremo riferimento al ruolo dei paradigmi di *policy* (Capano 2003; Daugbjerg 2003; Hall 1993), sostenendo che la natura egemonica o pluriparadigmatica dell'arena ideazionale influenzi le forme ed i contenuti del *policy change*.

La caratteristica rilevante di un sistema di credenze in quanto paradigma di politica pubblica, è che esso è in grado di trasformare alcune componenti cognitive di fronte alle “sfide” provenienti dall'esterno, proteggendo in questo modo il nucleo centrale del sistema di credenze. Il nuovo paradigma della gestione integrata incarnato dalla

Direttiva Quadro viene, dunque, “declinato”, a nostro avviso, in maniera diversa nei due paesi poiché diversa è l’arena del discorso.

Il nuovo paradigma, qui si sostiene, lega insieme tre diverse “narrative” dell’acqua, che derivano a loro volta da diverse visioni dell’oggetto: l’acqua come bene comune e diritto pubblico, l’acqua come bene di natura economica e l’acqua come elemento naturale e parte integrante dell’ecosistema. Nella Direttiva Europea queste tre narrative coesistono e sono integrate in un unico “nuovo” discorso di *policy*, il cui elemento caratteristico risiede proprio nell’eguale peso che è, o meglio dovrebbe essere, attribuito alle tre dimensioni dell’acqua. La nostra ipotesi è che, di fatto, queste assumono peso e rilevanza diversa nei due paesi oggetto di studio, secondo la natura ed i contenuti del paradigma dominante in ogni contesto. L’obiettivo della ricerca empirica è stato pertanto quello di interpretare il diverso tipo di *policy change* nei due paesi alla luce della configurazione dell’arena ideazionale.

Come sarà più chiaro dai contenuti del secondo capitolo, si privilegia qui una logica causale di tipo combinatorio o costitutivo (Bevir 2006; Ragin 2006) che mette in luce i meccanismi di interazione e di con-causazione operanti tra i fattori intervenienti nel cambiamento di *policy* (John 2003). D’altronde, come fa notare Capano, nella teoria delle politiche pubbliche i modelli più importanti e diffusi sono basati proprio sulla combinazione di parametri e fattori condizionanti (Capano 2009). Il *framework* analitico che ne risulta tiene conto, pertanto, della complessità dei fenomeni di politica pubblica; nella convinzione che la profondità e la completezza che possono in questo modo ottenersi nella comprensione e nell’interpretazione del fenomeno studiato compensino ampiamente le perdite in termini di parsimonia teorica.

L’analisi del *policy change* da una prospettiva ideazionale ha influenzato il disegno della ricerca in tre scelte fondamentali: l’oggetto del cambiamento, la scelta dei casi, e la metodologia utilizzata.

In primo luogo il cambiamento può essere riferito al processo di politica pubblica o ai suoi contenuti (Capano 2009). Noi abbiamo scelto di concentrarci sul secondo aspetto, e in particolare sulle modalità di definizione degli obiettivi della politica, poiché è in questa fase che è possibile evidenziare meglio il ruolo dei fattori normativi e cognitivi.

I due casi prescelti per l’analisi comparata sono due casi nazionali, anche se la ricerca empirica è stata condotta adottando un particolare *focus* analitico sul livello dei

bacini idrografici del Po e del Tamigi. L'approccio ideazionale richiede infatti una focalizzazione su casi nazionali, poiché è a questo livello che la politica pubblica ed i suoi obiettivi e strumenti principali vengono formulati.

La scelta di due paesi diversi per storia, cultura politica e assetto istituzionale rende la comparazione interessante dal punto di vista dell'affermazione di una direzione comune nella gestione delle risorse idriche. D'altra parte la presenza di diversi fattori in comune tra i due casi (la membership nell'UE; il *framework* della Direttiva sulle Acque; l'elevato grado di industrializzazione ed antropizzazione dei due bacini; la crescente rilevanza dei fenomeni di scarsità idrica) consente di focalizzare l'attenzione su altre circostanze e su altre variabili nella costruzione della spiegazione (Fideli 1998).

Il nostro si caratterizza come un approccio alla comparazione di tipo ideografico (Marradi 1982), senza che questo comporti la rinuncia alla formazione di argomentazioni esplicative (Marradi 1987). Lo scopo della comparazione è pertanto quello di generare una comprensione "in profondità" dei due contesti, intesi come unità complesse, e, evidenziandone similitudini e differenze, di produrre delle generalizzazioni temporalmente limitate ai casi di studio (Della Porta 2008; Panebianco 1991; Ragin e Zaret 1983).

La politica delle acque, proprio per quel suo collocarsi al crocevia tra settori, discipline e livelli di governo diversi, presenta delle peculiarità di cui non poteva non tenersi conto nello svolgimento dell'analisi empirica. In primo luogo è fortemente influenzata da fattori "strutturali" quali la disponibilità relativa della risorsa, la conformazione del territorio, il livello delle precipitazioni, i modelli di uso e così via. Da questo punto di vista l'Italia presenta un'enorme variabilità di situazioni regionali (Massarutto 2003). La differenza maggiore è naturalmente quella tra il Nord, con grandi bacini e una buona disponibilità d'acqua, e il Centro-Sud, con corsi d'acqua minori e dal carattere spesso torrentizio e con un clima generalmente più caldo e secco.

In secondo luogo, esistono dei fattori di natura più propriamente istituzionale di cui si è dovuto tener conto. Nel Regno Unito Scozia ed Irlanda del Nord, che hanno una situazione idrogeologica molto diversa da quella di Inghilterra e Galles, mantengono un assetto istituzionale della politica molto diverso da quella di Inghilterra e Galles. È infatti prassi in letteratura considerare quelle di Scozia ed Inghilterra come due politiche delle acque separate (Bakker 2001, 2003; Hassan 1998; Summerton 1998). Inoltre, in molti paesi europei, la necessità di gestire una risorsa sempre più scarsa e sottoposta a conflitti

d'uso ha indirizzato la scelta sul sistema di governo delle acque verso il livello sovralocale, spesso identificato con il bacino idrografico (Barraqué 1995b), in quanto unità “naturale” per la gestione delle acque. Se questo è il caso sia dell'Italia che dell'Inghilterra, la rilevanza istituzionale del livello del bacino è molto diversa nei due paesi: in Inghilterra la politica delle acque rimane molto centralizzata, per cui non esistono differenze significative tra bacini; in Italia invece è il livello regionale, coordinato a livello di bacino, ad avere la maggiore influenza sull'implementazione della politica.

Tutti questi fattori hanno indirizzato la nostra analisi empirica in questo senso: nel caso dell'Italia, abbiamo fatto riferimento all'Italia settentrionale, che rappresenta un oggetto omogeneo dal punto di vista strutturale ed istituzionale, essendo ricompresa all'interno di un unico bacino fluviale, quello del Po. Nel caso del Regno Unito, abbiamo invece fatto riferimento esclusivamente al caso nazionale inglese, anche se, laddove è stato possibile, abbiamo utilizzati riferimenti relativi al bacino del Tamigi e alla regione del Sud-Est, per consentire un confronto, seppure impressionistico, tra i due maggiori bacini nazionali.

L'analisi empirica è stata suddivisa in due parti distinte. Una prima riguarda il contesto storico, politico ed istituzionale dei due casi di studio. L'importanza dell'analisi “longitudinale” dei casi deriva d'altronde dal ruolo attribuito alla specifica configurazione degli elementi costitutivi delle politiche pubbliche. In altri termini, essendo la formulazione della spiegazione *context-bound*, la ricostruzione storica dei processi di *policy* e la descrizione densa del contesto assumono un ruolo centrale nella costruzione della spiegazione (Della Porta 2008; Geertz 1973; Kay 2009). La strategia adottata è pertanto quella della ricostruzione narrativa (Bevir 2006; Della Porta 2008), il cui scopo è quello di duplice di: a) supportare l'interpretazione del ricercatore con “‘*thickly descriptive*’ *evidentiary data*” (Schwartz-Shea 2006, 101); b) costruire un'argomentazione causale “associando in maniera pregnante informazioni specifiche relative alle storie di caso in processi coerenti” (Mahoney 1999, 1168, *trad.nostra*).

La seconda parte riguarda invece il cambiamento di *policy* ed è impostata sulla tipologia del cambiamento elaborata da Howlett e Ramesh (1998; 2002), che distingue i cambiamenti negli aspetti concettuali di una politica (obiettivi e tipologia di strumenti) dai cambiamenti negli aspetti pratici (strategie e impostazione degli strumenti). Rispecchiando la classica articolazione dei sistemi di credenza in elementi valoriali,

strategie ed elementi cognitivi, ed elementi strumentali (Capano 1998; Sabatier e Jenkins-Smith 1999), questa classificazione permette infatti di evidenziare il ruolo degli elementi cognitivi nel cambiamento.

L'arco temporale di riferimento è costituito dal ventennio 1989-2009. Nel 1989 l'Inghilterra avviava la privatizzazione dei servizi idrici, rivoluzionando così il sistema di governo delle acque. Nello stesso anno in Italia il Parlamento approvava la legge 183, che per la prima volta articolava la difesa del suolo e la gestione delle acque sulla base di bacini idrografici.

L'analisi del cambiamento sarà ristretta a tre macro-dimensioni del governo delle acque: la gestione integrata a livello di bacino idrografico, la valorizzazione economica della risorsa e la partecipazione pubblica. Uno degli aspetti fondamentali del *consensus* del nuovo millennio sulla *water policy*, è la necessità di una gestione integrata delle risorse idriche. In altre parole, una spinta affinché settori di *policy* tradizionalmente autonomi diventino parte di un'unica politica, integrata e coerente, di gestione delle acque. Dato l'ampio spettro di settori che ricadono all'interno della *water policy*, abbiamo deciso di concentrare l'analisi su tre aspetti-chiave della nuova gestione delle risorse idriche. Questa scelta, motivata pertanto dalla necessità di un *focus* d'analisi più preciso, è stata guidata da due ordini di fattori. Da un lato, il valore emblematico di queste dimensioni ai fini dell'analisi del *policy change*. Si tratta infatti, in tutti i casi, di aspetti posti al centro dell'agenda di riforme, e sui quali maggiore è l'enfasi dei *policy makers*. Per questo motivo abbiamo ritenuto possibile considerare queste dimensioni come delle vere e proprie strategie di *policy* (si veda poi il cap. 3). Dall'altro, questi tre aspetti possono essere associati, anche se non in maniera univoca e lineare, alle tre dimensioni dell'acqua di cui abbiamo detto (rispettivamente: elemento naturale, bene economico e bene pubblico), permettendo quindi di evidenziarne il peso relativo nel cambiamento di *policy*.

Una precisazione ci sembra doverosa. La Direttiva Quadro fa parte della legislazione europea in materia di ambiente e, come tale, ha in ultima analisi obiettivi di qualità ambientale. In questo lavoro abbiamo preferito trascurare questo aspetto, non perché non sia coinvolto nei processi di cambiamento o perché non se ne riconosce l'importanza, ma piuttosto perché, come si è già detto, abbiamo voluto trattare la politica idrica in primo luogo come politica di governo e di *governance* delle acque. Per lo stesso motivo la ricerca si è concentrata soprattutto sulla gestione delle acque e dei servizi idrici

di fornitura, tralasciando invece il settore degli scarichi, che ha seguito un'evoluzione storica ed istituzionale spesso a sé stante (Barraqué 1995; Hassan 1998; Massarutto 2003).

Infine, il nostro approccio teorico ci ha spinto a privilegiare una ricerca di tipo qualitativo, svolta attraverso la ricostruzione di descrizioni dense (Geertz 1973). Le fonti utilizzate sono di quattro tipi: 1) letteratura di settore, attingendo a molteplici ambiti disciplinari: dall'analisi delle politiche, alla geografia umana, all'economia dei servizi pubblici locali; 2) fonti legislative e documenti ufficiali prodotti dai principali attori coinvolti; 3) interviste a testimoni privilegiati; 4) materiale pubblicato sui siti *web* di istituzioni ed organizzazione non governative. Quest'ultimo tipo di fonti è stato utilizzato principalmente a supporto dei primi tre.

Nel caso dell'analisi documentale abbiamo fatto ricorso allo strumento dell'analisi del contenuto (Losito 1996), con il fine di individuare, all'interno del testo complessivo, gli “*elementi* (micro-unità di analisi) di *natura linguistica*, dotati di particolare rilevanza (*simboli chiave*)” (Gianturco 2005, 126, corsivo nell'originale). In particolare, si è cercato di sintetizzare il materiale operando delle cosiddette “riduzioni”, tralasciando i passaggi poco rilevanti o i paragrafi con lo stesso significato (prima riduzione) e unendo e sintetizzando i paragrafi simili (seconda riduzione) (Flick 2002).

Per quanto riguarda le interviste, invece, abbiamo privilegiato lo strumento delle interviste non strutturate a testimoni privilegiati (Gianturco 2005), che ci è sembrato il tipo di intervista più adatta per la raccolta di informazioni sul quadro cognitivo e valoriale degli attori (Cardano 2003). Il materiale documentale ottenuto dalla trascrizione delle interviste è stato interpretato attraverso lo strumento dell'analisi tematica, che consiste nel recuperare i passaggi che riguardano temi specifici, “che in parte emergono in sede teorica, in parte in quella empirica (*indicizzazione*)”, “al fine di comparare in seguito i contenuti di questi passaggi tra le diverse testimonianze (*trasversalizzazione*)” (Gianturco 2005, 127).

Il lavoro è organizzato come segue. Nel capitolo 2 verrà sviluppato il *framework* teorico ed analitico utilizzato per l'analisi. Si illustrerà il modello interpretativo utilizzato per lo studio del *policy change*, il significato ed il ruolo di idee e paradigmi di *policy* ed, infine, le tre narrative che, combinandosi, informano il nuovo paradigma della politica idrica. I capitoli 3 e 4 saranno dedicati al caso italiano. Il capitolo 3 affronterà l'evoluzione storica del settore delle acque in Italia dal 1989 ad oggi, con alcuni accenni

alle vicende del Novecento. A questa farà seguito l'analisi dei fattori strutturali ed economici del settore, dei fattori istituzionali, del sottosistema di *policy* e, infine, del paradigma di *policy* dominante. Il capitolo 4 si occuperà invece dell'analisi del *policy change* a seguito dell'entrata in vigore della Direttiva Quadro, che verrà articolata in cambiamenti degli obiettivi generali, delle strategie, e degli strumenti in ciascuna delle tre strategie oggetto di questo studio. I capitoli 5 e 6 saranno invece dedicati al caso inglese e riproducono la stessa struttura dei due capitoli precedenti. L'ultimo capitolo, infine, presenterà in primo luogo una sintesi dei principali risultati dell'analisi, e fornirà, sulla base di questa, un'interpretazione dei risultati alla luce del *framework* teorico utilizzato e delle ipotesi avanzate.

**L'ACQUA TRA AMBIENTE, ECONOMIA E SOCIETÀ:
PARADIGMI DELL'ACQUA E POLICY CHANGE**

1. FORME E CONTENUTI DEL POLICY CHANGE: OBIETTIVI, STRATEGIE E STRUMENTI

A partire dalla prima elaborazione dovuta ad Harold Lasswell (1956), la rappresentazione più diffusa del processo di formazione delle politiche pubbliche è quella del “ciclo di *policy*”, articolato in un numero variabile di fasi e sottofasi (Howlett e Ramesh 1995). Benché dalla fine degli anni Ottanta la cosiddetta *stage heuristics* (Sabatier e Jenkins-Smith 1993) sia stata ripetutamente sottoposta a critiche (deLeon 1999), la rappresentazione del *policy cycle* continua a costituire uno degli strumenti maggiormente utilizzati per la descrizione e l'analisi delle politiche pubbliche.

La ragione principale della persistenza della metafora del ciclo di *policy* è che essa è in grado di cogliere la caratteristica peculiare delle politiche pubbliche, cioè il loro carattere non-statico, continuo e mutevole (Regonini 2001), per cui “*all policy is policy change*” (Hogwood e Peters 1983, 25). Una politica pubblica, infatti, non esiste in un vuoto atemporale, ma, al contrario, si sviluppa in maniera diacronica nel tempo. Nel momento in cui il fattore tempo viene preso in considerazione nella definizione dell'oggetto di studio, quest'ultimo diventa inevitabilmente un oggetto dinamico, in continua evoluzione e mutamento.

Questa prima osservazione potrebbe indurre a credere che le politiche pubbliche siano particolarmente prone al cambiamento; in realtà si tratta, in maniera quasi paradossale, di costrutti notevolmente stabili nel tempo (Howlett e Ramesh 1995). L'apparente contraddizione è spiegata se si evita di considerare la coppia stabilità-mutamento come una dicotomia e la si considera invece come parte di un'unica dinamica.

In altre parole, per spiegare il mutamento bisogna anche spiegare la consistenza e la persistenza dell'oggetto di analisi (Capano 2009).

Howlett e Cashore sostengono che, dopo l'incrementalismo lasswelliano, negli anni Novanta si sia affermato un nuovo modello "ortodosso" nello studio delle dinamiche di *policy*: gli autori hanno definito questo modello come "omeostatico", mutuando il concetto dalle scienze cibernetiche (Howlett e Cashore 2009). Il modello omeostatico

"consiste in un sistema che, come una trottola, è costantemente in mutamento, ma rimane in un punto (equilibrio) fino a quando una forza esterna (un piede, ad esempio) non lo sposta in una nuova posizione in cui, dopo questa interruzione si stabilisce un nuovo equilibrio" (Cashore e Howlett 2007, 543, *trad.nostra*).

Il pregio di questo modello, che è possibile ritrovare nell'elaborazione di Hall (1993), nel *punctuated equilibrium* di Baumgartner e Jones (1991) e nell'*advocacy coalition framework* di Sabatier e Jenkins-Smith (1993; 1999), risiede nel fatto che spiega contemporaneamente i lunghi periodi di stabilità che caratterizzano le politiche pubbliche, e i momenti isolati di cambiamento, che alterano il corso della politica.

Il corollario di questo tipo di interpretazione è a lungo stato quello che i cambiamenti "normali", di natura incrementale, sono per loro stessa natura gradualisti; mentre i cambiamenti radicali, i "cambiamenti paradigmatici" di Hall, quelli che alterano gli obiettivi originali di una politica, sono anche rapidi e sono provocati, in ultima istanza, dall'intervento di uno o più fattori esogeni (Hall 1993; Sabatier e Jenkins-Smith 1993; 1999). Studi empirici condotti negli ultimi dieci anni mettono in discussione queste corrispondenze. La natura del cambiamento (normale o paradigmatico) e la sua velocità o *tempo* (graduale o repentino) non corrispondono in maniera univoca. Cashore e Howlett, ad esempio, mostrano come la politica forestale nel *Pacific Northwest* degli Stati Uniti abbia attraversato un cambiamento paradigmatico non a seguito di eventi esterni, ma grazie ad un obiettivo generale molto ampio, che ha consentito di aggiustare più volte gli obiettivi specifici della politica (Cashore e Howlett 2007). Altri autori mostrano invece come l'accumulazione negli anni di ripetuti cambiamenti negli strumenti di *policy* o nel loro "*setting*", cioè nelle caratteristiche o impostazioni degli strumenti, possa portare ad un'alterazione della politica così come era stata originariamente formulata. Nel caso delle politiche agricole negli Stati Uniti ed nell'UE, ad esempio, questo è avvenuto attraverso le modifiche al livello e alla struttura dei sussidi (Coleman 1998; Skogstad 1998). In altri casi cambiamenti ugualmente significativi sono il risultato di un adattamento, di una

reinterpretazione di strumenti già esistenti, che assumono un ruolo diverso grazie all'elaborazione di nuovi discorsi di *policy* (Capano 2003; Rainaldi 2006).

In ultima analisi noi crediamo che le forme e la natura del cambiamento siano questioni da risolvere con la ricerca empirica; e pertanto ritorneremo su queste questioni a conclusione del lavoro. Tuttavia è opportuno chiarire fin d'ora che, considerato l'approccio ciclico, dinamico ed evolutivo all'analisi delle politiche che si è assunto, sembra sensato propendere per la natura fondamentalmente incrementale dei cambiamenti di *policy*. È chiaro che questa affermazione non ha un valore assoluto, nel senso di "sciolto" dal contesto teorico ed analitico della ricerca. Due fattori sembrano determinanti a tal proposito: l'orizzonte temporale di riferimento ed il livello di astrazione (Capano 2009). La privatizzazione dei servizi idrici in Inghilterra, ad esempio, può, sotto molti aspetti, essere vista come un cambiamento "rivoluzionario", avvenuto in un arco di tempo piuttosto ristretto, dal 1986 circa, anno in cui era stata avanzata la prima proposta di privatizzazione, al 1989, anno della riforma. Se si estende a sufficienza l'orizzonte temporale di riferimento, tuttavia, fino agli anni Settanta, si possono rintracciare una molteplicità di cambiamenti "minori" nella politica idrica (l'introduzione di principi manageriali nella gestione delle *Regional Water Authorities*, la graduale esclusione dei governi locali, le progressive restrizioni finanziarie imposte dal governo) che hanno gettato le basi per la riforma del 1989. Ugualmente, il cambiamento può apparire come incrementale o rivoluzionario a seconda se lo si guarda, rispettivamente, da una prospettiva "macro" o "micro". (Knill e Lenschow 2001; Capano 2009). Nella sezione che segue cercheremo dunque di delineare meglio l'oggetto dell'analisi ed il *framework* interpretativo adottato.

In primo luogo, nell'analizzare il cambiamento di *policy*, è necessario specificare con maggiore precisione l'oggetto del cambiamento: ci si potrebbe infatti riferire al processo di *policy*; ad una parte di esso, come, ad esempio, la fase di *agenda-setting*, o ai contenuti del cambiamento. In questo lavoro ci concentreremo su quest'ultimo aspetto: l'oggetto del cambiamento sarà rappresentato dal contenuto, cioè dagli elementi sostanziali della politica pubblica. Come cambiamento definiamo quindi una trasformazione dei contenuti della politica (articolati in obiettivi, strategie e strumenti) tra il tempo t ed il tempo t_1 .

In secondo luogo, assumiamo l'importanza della dimensione configurativa delle politiche pubbliche (Regonini 2001). Ciò significa che la *policy* viene interpretata come

un fenomeno complesso, in cui agiscono contemporaneamente logiche di tipo diverso: non solo *powering* e *puzzling* di cui diceva Hecló (1974), ma anche dinamiche istituzionali, reti di relazioni, arene di discorsi, attori singoli e congiunture critiche. La comprensione del *policy change* e la costruzione di un *framework* esplicativo passano inevitabilmente, dal nostro punto di vista, per il riconoscimento della natura combinatoria della causalità (Bevir 2006; Ragin 2006). In questa direzione, d'altronde, si orientano tutti i maggiori contributi al fenomeno del cambiamento di *policy* sviluppati negli ultimi venti anni.

Sabatier e Jenkins-Smith, ad esempio, nel loro *framework* delle coalizioni di sostegno, hanno associato tre variabili esplicative: l'apprendimento, la competizione tra sistemi di credenza e gli *shock* esterni al sottosistema di *policy* (Sabatier e Jenkins-Smith 1993, 1999). Il modello del *punctuated equilibrium* di Baumgartner e Jones, invece, prende in considerazione l'effetto combinato di eventi critici, istituzioni rilevanti nel processo di *policy* (*policy venues*) ed il controllo dell'immagine del problema di *policy*, dato il ciclo dell'attenzione pubblica e le dinamiche di *issue processing* (Baumgartner e Jones 1991; True *et al.* 1999). Il filone di letteratura che fa riferimento al lavoro di Kingdon, e noto come approccio *Multiple Streams* (Zahariadis 1999), considera invece il ruolo di congiunture critiche (o finestre di opportunità) e degli eventi esterni in generale (flusso della *politics*), e quello di singoli attori in quanto imprenditori di *policy* (Kingdon 1984; Zahariadis 1999). Anche l'approccio dell'*Institutional Analysis and Development* o IAD, elaborato da E. Ostrom, che pure, al contrario degli approcci citati, si caratterizza per una decisa propensione a considerare la variabile istituzionale come la principale variabile esplicativa, non manca di considerare il ruolo degli "stati del mondo", cioè le condizioni fisiche e materiali, e degli "attributi della comunità", cioè degli elementi cognitivi e valoriali (Ostrom 1999).

Ciò che accomuna questi approcci è che la logica causale adottata mette in luce i meccanismi di interazione e di concausazione operanti tra i fattori intervenienti nel cambiamento di *policy* (John 2003). D'altronde nel momento in cui non si opta per la ricerca di una logica causale univoca e lineare, si opta anche per un tipo di spiegazione non nomotetica (non relativo al "perché"), ma interessata piuttosto a dare conto delle modalità (il "come") in cui più fattori causali si intersecano per dare vita ad un risultato specifico (Bevir 2006; Capano 2009; Ragin 2006). Nel nostro caso questo risultato, l'*explanandum*, è rappresentato dai diversi contenuti che assume il *policy change*.

Da questo punto di vista, il lavoro di Hall (1993) rappresenta il modello più citato in letteratura e più applicato negli studi empirici (Howlett e Cashore 2009). Hall, analizzando lo sviluppo della politica economica nel Regno Unito, proponeva di distinguere tre tipi di cambiamento, di primo, secondo e terzo ordine, in relazione al differente oggetto del cambiamento. Un cambiamento di primo ordine avviene quando l'impostazione (*setting*) di uno strumento, ad esempio la struttura delle tariffe dei servizi idrici, viene modificata "alla luce dell'esperienza o di nuove conoscenze, mentre gli obiettivi generali e gli strumenti della *policy* rimangono gli stessi" (Hall 1993, 278, *trad.nostra*). Il cambiamento di secondo ordine riguarda invece la tipologia di strumenti utilizzati, strumenti tariffari, ad esempio, piuttosto che strumenti *command & control*, per raggiungere gli stessi obiettivi di *policy* già fissati in precedenza. I cambiamenti di terzo ordine, infine, avvengono quando vengono contemporaneamente alterati tutti gli aspetti rilevanti di una politica: la gerarchia degli obiettivi, gli strumenti e naturalmente la loro impostazione. Facendo riferimento alla struttura delle rivoluzioni scientifiche di Kuhn (1962), Hall affermava che:

"I cambiamenti di primo e secondo ordine posso essere visti come casi di 'policymaking normale', vale a dire di un processo che modifica la politica senza sfidare i termini complessivi di un dato paradigma di *policy*, proprio come la 'scienza normale'. È probabile, per contro, che i cambiamenti di terzo ordine, riflettano un processo molto diverso, segnato da cambiamenti radicali nei termini complessivi del discorso di *policy* associati con un *paradigm shift*" (Hall 1993, 279, *trad.nostra*).

Successivamente Daugbjerg, applicando il modello di Hall allo studio delle politiche agricole in alcuni paesi europei, sosteneva che la logica sulla quale si basava la distinzione di Hall tra tipologia degli strumenti e impostazione o livello degli stessi, poteva essere applicata anche al livello degli obiettivi, distinguendo tra obiettivi e principi di *policy* (Daugbjerg 1997). La logica alla base di questa distinzione analitica, come chiariscono Howlett e Ramesh (2002), è quella di separare i fini dai mezzi, cioè gli aspetti concettuali di una politica pubblica (i principi, gli obiettivi generali e la tipologia degli strumenti) dagli aspetti pratici (obiettivi specifici, specificazioni del programma e impostazione degli strumenti). In questo modo i due autori hanno elaborato una tassonomia costituita da quattro tipi di *policy change*: cambiamenti negli obiettivi, nei programmi, nel tipo di strumenti e nelle impostazioni degli strumenti (*ibid.*). Cashore e Howlett (2007; 2009) hanno ulteriormente ampliato e modificato questa tassonomia, distinguendo, da un lato, il *policy focus* del cambiamento, che può essere relativo ai fini o

ai mezzi; e dall'altro il contenuto, che può essere esaminato rispetto a tre diversi livelli di astrazione: alto, medio e basso. In questo modo gli autori individuano sei tipi di cambiamento (Tab.2.1).

Tabella 2.1: Tassonomia dei cambiamenti di policy proposta da Howlett e Cashore 2009

		Policy Content		
		<i>High Level Abstraction</i>	<i>Programme Level Operationalization</i>	<i>Specific On-the-Ground Measures</i>
Policy Focus	<i>Policy Ends or Aims</i>	GOALS What general types of ideas govern policy development? Es: protezione ambientale, sviluppo economico	OBJECTIVES What does policy formally aim to address? Es: la gestione sostenibile ed orientata al risparmio delle risorse idriche	SETTINGS What are the specific on-the-ground requirements of policy? Es: l'individuazione di specifici obiettivi di qualità ambientale
	<i>Policy Means or Tools</i>	INSTRUMENT LOGIC What general norms guide implementation preferences? Es: strumenti regolativi o economici	MECHANISMS What specific types of instruments are utilized? Es: incentivi fiscali, tariffe, panificazione	CALIBRATIONS What are the specific ways in which the instrument is used? Es: recupero integrale dei costi delle tariffe

Adattato da Howlett e Cashore 2009, con esempi relativi al governo delle acque.

Se condividiamo la logica relativa alla distinzione tra mezzi e fini, crediamo sia nel nostro caso necessario apportare alcune modifiche alle tassonomie prima descritte. La prima elaborazione deriva dall'evidenza empirica. Come abbiamo già accennato nel primo capitolo, nel caso della politica delle acque l'UE indica tre specifiche strategie (quattro, se si considera anche la protezione dall'inquinamento per obiettivi di qualità ambientale): la gestione integrata a scala di bacino idrografico, la valorizzazione economica della risorsa e la partecipazione pubblica. La definizione di questi elementi all'interno di un modello di *policy change* non è operazione semplice né scontata. Non si tratta, infatti, di semplici strumenti, poiché ognuno di questi elementi viene poi implementato attraverso strumenti diversi. Non si tratta neanche di obiettivi *per se*, poiché in nessuno dei due casi di studio vengono esplicitamente riconosciuti come tali. Si tratta piuttosto di un livello che si colloca all'incrocio tra queste due dimensioni, che opera cioè un raccordo tra obiettivi e strumenti. Si tratta quindi di tre distinte strategie, cioè di un

insieme più o meno integrato di linee d'azione per il raggiungimento di determinati obiettivi. Nel prossimo paragrafo verrà chiarito come l'introduzione del livello delle "strategie" nell'analisi del *policy change* sia anche coerente con l'articolazione del sistema di credenze di un sottosistema di *policy*.

Il livello dei fini considera pertanto da un lato gli obiettivi generali della politica delle acque, dall'altro le strategie perseguite. Se è vero che queste sono quelle indicate da Bruxelles in entrambi i casi, la loro articolazione rimane contestuale ed è quindi quest'ultima ad essere oggetto dell'analisi del *policy change*. Il livello strumentale riprende invece la divisione classica tra strumenti ed impostazione degli strumenti (Tab.2.2)

Tabella 2.2: il contenuto del *policy change*

		Policy content	
		Aspetti concettuali	Aspetti pratici
Policy focus	Fini	OBIETTIVI Es: garantire l'uso sostenibile della risorsa idrica	STRATEGIE Es: valorizzare economicamente l'acqua
	Mezzi	STRUMENTI Es: Tariffe dei servizi idrici	IMPOSTAZIONI Es: <i>full cost recovery</i> delle tariffe

Adattato da Howlett e Ramesh (2002) e Cashore e Howlett (2007)

Secondo i due autori, i cambiamenti nei fini delle politiche, siano essi pratici o concettuali, sono normalmente associati all'ingresso di nuove idee nel *policy-making*, come suggerisce ampia parte della letteratura (Blyth 1997; Hall 1993; Howlett e Ramesh 2002; True *et al.* 1999). I cambiamenti negli aspetti concettuali delle politiche, invece, sono normalmente associati in letteratura con l'ingresso di nuovi attori del sottosistema di *policy* (Howlett e Ramesh 2002; Baumgartner e Jones 1991).

La seconda considerazione è invece di ordine pratico. Rispetto alla formulazione originale di Howlett e Ramesh, nella nostra tipologia non compaiono gli obiettivi specifici, mentre, come già detto, abbiamo inserito il livello "ibrido" delle strategie. Il governo delle acque è infatti una politica pubblica estremamente complessa, fatta di numerosi sotto-settori e aree di intervento, basate spesso su competenze disciplinari altamente specializzate e "tecniche". Il nostro lavoro, essendo di natura politologica, trascende queste divisioni e si occupa piuttosto della meta-politica rappresentata, appunto, dal sistema di gestione e di governo della risorsa idrica. Come tale, opera un'analisi al livello "meso", piuttosto che all'interno di settori specifici, quali possono essere quello

della difesa idrogeologica del territorio o della lotta all'inquinamento delle acque. Inserire un'analisi degli obiettivi specifici all'interno del nostro studio avrebbe significato inoltrarsi nei meccanismi tecnico-scientifici propri di questi settori, perdendo certamente di vista il *focus* politologico dell'analisi. Con questo non si vuole sostenere che un'analisi del tipo di quella proposta da Cashore e Howlett sia sempre da evitare o che non sia rilevante per i *policy studies*; piuttosto si vuole sostenere la scarsa pertinenza dell'analisi approfondita degli obiettivi specifici e del loro *setting* in questo caso specifico. In ogni caso, per completezza di informazione e per rendere meglio conto del significato e della portata degli obiettivi generali, nell'analisi del cambiamento evidenzieremo anche gli obiettivi specifici associati a ciascun obiettivo generale.

2. IL RUOLO DELLE IDEE E DEI PARADIGMI DI POLICY

Si può affermare che la letteratura sul cambiamento di *policy* sia stata attraversata da due grandi dibattiti: il cosiddetto “dibattito sulle tre I” e quello sulla natura endogena o esogena del cambiamento.

Il primo dibattito si riferisce alla ricerca della principale variabile esplicativa del fenomeno, che, a seconda dell'approccio teorico utilizzato, viene individuata di volta in volta nelle istituzioni, negli interessi o nelle idee. Gli approcci riconducibili al neoistituzionalismo storico (Hall e Taylor 1996) interpretano il ruolo delle istituzioni come fattori che strutturano i contenuti e le modalità del cambiamento, enfatizzando quindi i meccanismi di stabilità e *path-dependence* nell'evoluzione delle politiche (Blythe 1997, 2002; Pierson 1998). Gli approcci fondati sul *self-interest* come principale variabile esplicativa della fenomenologia politica, a lungo maggioritari nella scienza politica tradizionale, si caratterizzano per una visione delle politiche pubbliche soprattutto come arene di *powering* (Capano 1995). In quest'ottica il cambiamento è dovuto al mutamento delle preferenze e dunque delle strategie degli attori, di fronte a vincoli ambientali dati. Gli approcci cosiddetti “ideazionali”, invece, hanno enfatizzato l'influenza degli elementi valoriali e cognitivi nella spiegazione dei fenomeni politici (Surel 2000).

Se la letteratura ideazionale, soprattutto in un primo momento, era orientata ad affermare l'importanza delle “visioni del mondo” e dei meccanismi di formazione delle identità e delle preferenze degli attori, per giungere alla conclusione che “le idee contano”, nella fase più matura, quella degli anni Novanta, si è cercato invece di indagare e modellizzare il rapporto tra le idee e le altre variabili esplicative della fenomenologia

delle politiche (Capano 1998). Anche perché più legato alla disciplina dei *policy studies*, l'approccio ideazionale è quello che più degli altri ha abbracciato il ricorso ad una logica causale di tipo combinatorio.

Il secondo dibattito, quello relativo all'importanza relativa delle variabili esogene ed endogene sui cambiamenti, ha raggiunto una sintesi con lo sviluppo dei *framework* teorici di cui si è detto nel precedente paragrafo. L'*advocacy coalition framework*, il modello del *punctuated equilibrium* e lo stesso modello proposto da Hall hanno cercato di superare la tradizionale dicotomia tra variabili esogene ed endogene. Tutti questi modelli, infatti, tentando di considerare l'interazione tra entrambe le variabili, finiscono di fatto per riconoscere la superiorità, nella spiegazione del cambiamento, degli eventi esterni. Il cambiamento, in altre parole, è quasi sempre reattivo, si verifica, cioè, come risposta ad un evento critico che avviene all'esterno del sottosistema di *policy*. È proprio a questo proposito che Howlett e Cashore hanno parlato della “nuova ortodossia” dei modelli omeostatici di cambiamento (Howlett e Cashore 2009).

Da questo punto di vista, come già accennato, le più recenti elaborazioni teoriche del *policy change*, prendendo spunto dai risultati empirici di analisi come quelle di Capano (2003), Cashore e Howlett (2007), Coleman (1998) e Skogstad (1998), rappresentano dei tentativi di aggiustamento di questo modello “ortodosso”, al fine di descrivere e spiegare meglio il ruolo e le interazioni tra le variabili intervenienti. Il *framework* elaborato da Cashore e Howlett viene ad esempio definito dagli stessi autori come “termostatico”, poiché il cambiamento è già in qualche modo “incorporato” nell'assetto istituzionale della politica, attraverso un meccanismo, che, come un termostato, permette di sviluppare cambiamenti significativi per adattarsi al cambiamento delle condizioni esterne (Cashore e Howlett 2007). Quei modelli, come quelli proposti da Capano (2003) e Coleman (1998), in cui, invece, “cambiamenti su piccola scala nei *policy setting* [...] si accumulano negli anni fino a che gli obiettivi originali della politica diventano irriconoscibili” (Howlett e Cashore 2009, 41, *trad.nostra*), vengono definiti dai due autori come modelli “neo-omeostatici”. Il nostro lavoro si situa nel solco di queste ultime elaborazioni, assumendo il ruolo dei paradigmi di *policy* come meccanismi di aggiustamento dei *policy setting* lungo periodi di tempo medio-lunghi.

La variabile ideazionale è stata definita in vario modo nella letteratura, ma ciò che accomuna tutte le definizioni è che il concetto di “idee” si presenta come concetto non monolitico, ma sempre articolato in un conglomerato dalla natura più o meno “fluida”.

Jobert, ad esempio, fa riferimento alla nozione di *référentiel*, come sistema di rappresentazione del mondo sociale, costruito in funzione di valori e simboli condivisi che orientano la selezione dei fatti significativi, l'occultamento di fenomeni considerati come residuali e la scelta delle strategie degli attori (Jobert 1992). I *référentiel*, come i paradigmi di Kuhn, comprendono tre dimensioni: una dimensione cognitiva, costituita dagli elementi di interpretazione causale dei problemi da risolvere; una dimensione normativa, rappresentata dai valori che bisogna rispettare nella trattazione di questi problemi; e una dimensione strumentale, in cui i *référentiel* definiscono i principi che devono orientare l'azione in funzione delle conoscenze e dei valori del *référentiel* stesso (*ibid.*). Una simile articolazione tripartita può essere riconosciuta nei "sistemi di credenza" di Sabatier e Jenkins-Smith (1993; 1999). In questo caso i tre livelli si articolano in: a) un "nocciolo duro" (*deep core beliefs*) di credenze ontologiche e normative, che trascendono la singola *policy* e operano rispetto a tutti i settori; b) un nucleo di *policy* (*policy core beliefs*) che include priorità valoriali fondamentali, percezioni basilari riguardo l'importanza di un certo problema e le sue cause principali, e le strategie per realizzare i valori di fondo; c) gli aspetti secondari relativi all'importanza relativa di determinati fattori causali o specifiche preferenze di politica pubblica (Sabatier e Jenkins-Smith 1999). Per Schön e Rein (1994), invece, la variabile ideazionale è rappresentata dai *frame*, cioè da "storie normativo-prescrittive" che costruiscono socialmente un problema di *policy*, "fornendo coerenza concettuale, una direzione per l'azione, una base per la persuasione e un *framework* per la raccolta e l'analisi dei dati" (Rein e Schön 1993, 153, *trad.nostra*). Anche se solamente in parte, il concetto di *policy discourse*, sviluppato soprattutto all'interno del filone interpretivista dei *policy studies* (Fischer 2003; Hajer e Laws 2006), ma recentemente utilizzato anche nella letteratura *mainstream* (cfr. Schmidt 2001, 2008; Schmidt e Radaelli 2005), può essere sovrapposto a quello di idee, rappresentandone la componente "interattiva". A questo proposito è particolarmente interessante l'elaborazione di Schmidt, che definisce i discorsi di *policy* come "un insieme di valori ed idee di *policy* e un processo interattivo di costruzione e comunicazione della politica", riconoscendone la basilare componente ideazionale (Schmidt 2001, 249, *trad.nostra*).

Benché ritorneremo sul concetto di *policy discourse*, abbiamo qui preferito una formulazione del sistema di credenze come "paradigma", sulla scia del seminale lavoro di Hall (1993):

“i *policy makers* lavorano abitualmente all’interno di un *framework* di idee e standard che specifica non solo gli obiettivi della politica e il tipo di strumenti che può essere utilizzato per ottenerli, ma anche la natura stessa dei problemi che sono tenuti ad affrontare. Come una *Gestalt*, questo *framework* è radicato nella stessa terminologia attraverso cui i *policy makers* si esprimono sul loro lavoro, ed esercita la sua influenza proprio perché una così ampia parte di esso è data per scontata e non è nel suo insieme riconducibile a scrutinio. Chiamerò questo *framework* interpretativo paradigma di *policy*” (Hall 1993, 279, *trad.nostra*).

Un paradigma di *policy* può dunque essere definito come l’insieme delle idee condivise dagli attori di un determinato sottosistema che informa la loro comprensione dei problemi di *policy* e la ricerca delle soluzioni ad essi. Si tratta di costrutti intellettuali, di *frames* cognitivi e normativi che definiscono le visioni del mondo dei *policy maker* e ne prescrivono le pratiche d’azione (Surel 2000); i paradigmi sono dunque allo stesso tempo dei sistemi di significato e degli insiemi di pratiche (Jenson 1989). In particolare un paradigma di *policy* contiene idee che riguardano: a) i fondamenti ontologici e normativi che informano le identità degli attori e la loro visione dei problemi; b) gli assunti cognitivi relativi al problema di *policy*, cioè gli assunti relativi ai rapporti causa-effetto, che informano le scelte relative alle strategie d’azione; e c) gli specifici strumenti di *policy* ritenuti adeguati a perseguire una determinata strategia (Capano 1995, 2003; Hall 1993; Jenson 1989; Jobert 1992; Sabatier e Jenkins-Smith 1993; Surel 2000).

La scelta a favore del concetto di paradigma è motivata dalla considerazione del fatto che questo permette a nostro avviso di evidenziare una caratteristica importante dei sistemi di credenze, cioè la loro capacità di adattamento di fronte a nuove idee, pressioni e “anomalie”, a volte semplicemente affiancandole ai valori egemonici, a volte reinterpretandole per renderle compatibili con questi (Capano 2000). Nell’originale formulazione di Kuhn, poi ripresa da Hall, l’accumulazione di “anomalie”, cioè di fattori esterni che non possono essere spiegati o ricompresi nel paradigma dominante, è il fattore che determina in ultima analisi un *paradigm shift*. In un primo momento le anomalie vengono “contenute” con tentativi *ad hoc* di “stirare” il paradigma dominante per dare conto di queste discrepanze; ma, gradualmente, lo stiramento del paradigma indebolisce la coerenza intellettuale e la precisione del paradigma originale, portando, in ultima istanza, alla sua sostituzione (Hall 1993; Kuhn 1962).

Facendo riferimento alla teoria dei programmi di ricerca di Lakatos (1978), diversi autori hanno tuttavia sottolineato la capacità adattiva dei paradigmi di fronte alle anomalie (Capano 2000; Jobert 1992; Majone 1991; Sabatier e Jenkins-Smith 1993). Se

l'elemento valoriale di un paradigma rappresenta il suo "nocciolo duro", che verrà cambiato solamente a seguito di circostanze eccezionali, l'elemento cognitivo ne rappresenta invece la "cintura protettiva" che, all'occorrenza, può essere modificata per rispondere a determinate "sfide", a condizione che il nucleo centrale non venga intaccato (Majone 1991). Si assume, infatti, che gli attori siano disposti a negoziare sulla scelta dei mezzi (strategie e strumenti) per raggiungere determinati obiettivi e rispettando alcuni valori fondamentali.

La "cintura protettiva" del paradigma, definendo il campo delle azioni accettabili, è dunque suscettibile di essere modificata se ciò contribuisce al mantenimento del nucleo fondamentale di valori e credenze. Questa capacità di adattamento dei paradigmi spiega la loro persistenza, e, allo stesso tempo, il loro "aggiustamento" di fronte a nuovi problemi o a nuove idee di *policy* (Capano 2000; Jobert 1992). Questo è vero in particolar modo quando, all'interno di un sottosistema di *policy*, esiste un unico paradigma dominante, che assume, di conseguenza, una posizione egemonica (Howlett e Ramesh 1998). Qualora, invece, si affermi la presenza di un secondo paradigma, "concorrente" al primo, la posizione del paradigma dominante può essere indebolita ed i cambiamenti possono diventare più pervasivi (Capano 2000; 2003)

Nelle politiche idriche, il paradigma della "missione idraulica" (Swingedouw 1997) è rimasto egemonico nella maggior parte dei paesi industrializzati fino alla fine degli anni Sessanta, quando l'emergere dei problemi ambientali ha per la prima volta messo in discussione il sistema di utilizzo della risorsa. Gradualmente sono stati introdotti standard sempre più stringenti per il controllo dell'inquinamento; la protezione dell'ambiente e del paesaggio è diventato un fattore determinante nei processi di *decision-making*, attraverso procedure come la Valutazione d'Impatto Ambientale, sono stati introdotti dei limiti ai prelievi, come il rispetto del deflusso minimo vitale, e così via. Ma il paradigma dominante non è cambiato, cioè non è stato sostituito da un nuovo paradigma. Si è però rinnovato, con introduzione di nuovi obiettivi (la protezione ambientale), di nuove strategie (l'integrazione delle politiche a livello di bacino idrografico), nuovi strumenti (standard ambientali o, in alcuni casi, incentivi economici) che sono, in ogni caso, stati resi compatibili con il nucleo centrale del vecchio paradigma, che concepisce l'acqua come una risorsa per lo sviluppo sociale ed economico che lo stato controlla in maniera strategica. È chiaro che non si tratta di cambiamenti *per se* di poco conto, ma questi non mettono mai in discussione il nocciolo duro del paradigma. Un

cambiamento più pervasivo avviene, invece, nel momento in cui è possibile individuare un nuovo paradigma alternativo, quello dominato dai principi dell'economia neoliberale, e definito successivamente come *market environmentalism* (Bakker 2005), che ha sfidato, in molti casi con successo, le assunzioni centrali del nuovo paradigma, arrivando a considerare l'acqua come un bene di natura economica da amministrare attraverso gli strumenti di mercato.

La sorte di questo nuovo paradigma sarà più chiara nel paragrafo seguente; quello che qui preme rilevare è che, di fronte alla necessità di adattamento, il sottosistema di *policy* risponderà in una maniera che è determinata sia dalla natura dell'arena, sia dalla configurazione dei suoi elementi costitutivi. Per quanto riguarda il primo aspetto, se il paradigma dominante è anche egemonico, questo tenderà ad inglobare i nuovi elementi, adattandosi ad essi e a sua volta reinterpretandoli in maniera compatibile con gli elementi fondamentali che lo caratterizzano. Se, al contrario, l'arena è pluriparadigmatica, il cambiamento potrebbe essere più pervasivo e portare, eventualmente, alla sostituzione del paradigma dominante. Per quanto riguarda il secondo aspetto, i cambiamenti saranno influenzati da fattori strutturali, dall'architettura e dalle pratiche istituzionali, dalla natura e dalla struttura dei *network* e dagli eventi congiunturali.

Quali sono dunque i paradigmi dell'acqua? Il paragrafo che segue cercherà di delineare i contenuti dei paradigmi dell'acqua succedutisi nell'ultimo secolo e le loro dinamiche evolutive, ed offrirà una chiave di lettura del nuovo approccio integrato alla gestione delle acque basato sulle diverse dimensioni di significato dell'acqua.

3. I PARADIGMI DELL'ACQUA: DALLA MISSIONE IDRAULICA ALLA GESTIONE INTEGRATA

3.1. La modernità industriale e l'idraulica di stato

La letteratura che si occupa di acqua e gestione delle risorse idriche è concorde nel riconoscere l'esistenza di un paradigma egemonico affermatosi negli anni della modernità industriale: si tratta della cosiddetta "missione idraulica" (Swingedouw 1997) o "idraulica di stato" (*state hydraulics*) (Bakker 2005). Il riferimento è allo storico Karl Wittfogel, che parlando degli imperi orientali dell'antichità, come quello egiziano o cinese, parlava di "società idrauliche", sostenendo che queste fossero organizzate intorno al controllo centralizzato dell'acqua dei grandi fiumi, garantito da un'imponente burocrazia, (Ward 1997).

Dalla fine del XIX secolo, la gestione delle acque è stata ispirata dalla convinzione illuminista che la natura e le risorse naturali potessero essere controllate e dovessero essere sottoposte alle capacità superiori della scienza e dell'industria (Allan 2003). La fiducia nella modernità industriale era sospinta dalle rivoluzioni scientifiche ed industriali di inizio Ottocento e dai successi dell'organizzazione capitalistica nel controllare le risorse del lavoro, dell'ambiente e del capitale (*ibid.*). Per questo motivo lo stato e la società dedicavano ingenti risorse finanziarie e grandi energie politiche per assicurare all'industria, all'agricoltura e alla società sufficiente fornitura di acqua (Allan 2001). La politica idrica si caratterizzava come una "politica dell'offerta", in cui ogni settore esprimeva la propria domanda di acqua; e lo stato, grazie agli sviluppi della tecnologia e dell'ingegneria idraulica, rispondeva a queste domande intervenendo per facilitare lo sfruttamento della risorsa (Massarutto 2001). La soddisfazione dei fabbisogni antropici costituiva la variabile indipendente; la qualità dei corpi idrici o la quantità di acqua rimanente nei fiumi e nelle falde erano semplici risultanti (Massarutto 2008). L'immagine associata alla missione idraulica è quella della grande diga (Bakker 2005); l'idraulica di stato rispondeva infatti alle domande della società attraverso progetti ingegneristici su larga scala, come dighe, barriere, arginature, bacini di invaso e grandi schemi di trasferimento (Hassan 1998). In questo contesto si istituzionalizzava anche l'egemonia dell'ingegneria idraulica come cultura scientifica di riferimento (Blatter *et al* 2001; Hassan 1998; Massarutto 2008) e la conseguente interpretazione dei problemi che nel tempo iniziavano a presentarsi, come quelli di natura ambientale, nei termini propri della disciplina.

Il paradigma della *state hydraulics* è rimasto incontrastato per quasi un secolo. Alla fine degli anni Settanta i devastanti effetti sull'ambiente in generale e sulle risorse idriche in particolare cominciavano però a diventare evidenti. L'impatto delle dighe e dei grandi progetti ingegneristici sull'ambiente aveva portato alla scomparsa di interi ecosistemi ed equilibri naturali, oltre che alla trasformazione aggressiva del paesaggio (Allan 2001; Bakker 2005, Shiva 2002); il sovrasfruttamento della risorsa cominciava a causare problemi di scarsità e di crescente inquinamento delle acque. Negli anni Settanta, secondo Allan (2003), avviene un grande cambiamento: la modernità diventa riflessiva (Beck 1992; Giddens 1990) ed inizia un lungo ripensamento della gestione e degli usi dell'acqua. Contribuiscono alla svolta "ambientalista", da un lato, la presidenza di Carter negli Stati Uniti (1976-1979), che contribuisce a diffondere la percezione

dell'insostenibilità delle politiche del passato; dall'altro la crescita della comunità “verde” di scienziati, ecologisti, attivisti e “gli *hippy* degli anni Sessanta ora arrivati al potere” (Allan 2003, 7).

Ma dopo meno di un decennio altre considerazioni, di tipo economico, entrano nel discorso politico. Gli shock petroliferi, l'*austerità* delle politiche macroeconomiche, la necessità di migliorare l'efficienza dell'industria idrica, la crescente fiducia negli strumenti economici per la protezione dell'ambiente sfidano, da una diversa prospettiva, il vecchio paradigma. Dalla fine degli anni Novanta, invece, considerazioni di carattere più propriamente “sociale” diventano sempre più frequenti nel discorso politico, spinte dai frequenti episodi di scarsità idrica, dai problemi di accesso alla risorsa, dai costi dei servizi, dall'accresciuta rilevanza degli usi ricreativi dell'acqua e dall'avvento delle pratiche inclusive nel *decision-making*.

Secondo Tony Allan, uno dei maggiori studiosi della politica del *water management*, queste “sfide” alla missione idraulica hanno dato vita ad altrettanti paradigmi. Quello “verde”, affermatosi negli anni Settanta, è votato all'accrescimento della sostenibilità ambientale e alla riallocazione dell'acqua dagli usi tradizionali, come agricoltura e industria, alle esigenze dell'ambiente. Quello “economico”, affermatosi invece negli anni Novanta, ed ispirato dalle idee provenienti dalla comunità degli economisti, è basato sull'importanza attribuita al valore economico dell'acqua nella sua gestione ed allocazione. L'ultimo paradigma si basa invece sulla premessa che l'allocazione e la gestione dell'acqua sono essenzialmente processi politici; e che tutte le considerazioni di cui sopra devono essere integrate nel *water management* (Allan 2001; 2003). Si tratta infatti della cosiddetta “gestione integrata delle risorse idriche” (*Integrated Water Resources Management* o *IWRM*).

Al contrario di quanto sostiene Allan a noi non sembra che nel caso delle considerazioni ambientali ed economiche possa parlarsi di nuovi paradigmi di *policy*. In primo luogo, la loro successione nel tempo è davvero troppo ravvicinata per poter costituire dei nuovi paradigmi. Benché in letteratura il processo di *paradigm shift* venga solitamente rappresentato come un cambiamento repentino, tre cambiamenti di paradigmi nel corso di trent'anni denotano un uso probabilmente eccessivamente “stirato” del concetto. Inoltre, come sarà più chiaro dal paragrafo che segue e dai casi di studio, le considerazioni di carattere economico hanno un'influenza più pervasiva di quelle ambientali, a causa dell'impatto generalizzato della “rivoluzione” neoliberista. Peraltro

l'introduzione dei principi di efficienza economica all'interno delle politiche idriche non è avvenuta a discapito della protezione ambientale; ma gli impatti sull'ambiente delle politiche idriche vengono tenuti in considerazione dall'economia dell'acqua in quanto esternalità negative. Più che di paradigmi, si tratta di dimensioni associate all'acqua e alla sua gestione; si tratta peraltro esattamente di quelle dimensioni che il nuovo paradigma dell'IWRM cerca di integrare.

3.2. La Gestione Integrata delle Risorse Idriche e la Direttiva Quadro sulle Acque

L'*Integrated Water Resource Management* rappresenta il nuovo paradigma della gestione delle risorse idriche, affermatosi sulla scena internazionale all'inizio degli anni Novanta e promosso dalle maggiori organizzazioni internazionali (Programma delle Nazioni Unite per lo Sviluppo - UNDP, *UN-Water*, Banca Mondiale, *World Water Council*, *Global Water Partnership* e i relativi *Global Water Forum*). L'esigenza di una gestione integrata delle risorse idriche ha fatto il suo ingresso nell'agenda internazionale alla Conferenza delle Nazioni Unite di Mar de la Plata (1977); ma si è affermata come approccio *mainstream* solamente dopo le due Conferenze Internazionali delle Nazioni Unite su Acqua e Ambiente di Dublino e Rio de Janeiro del 1992 (McDonnell 2008).

L'IWRM, secondo la definizione della *Global Water Partnership*³, è “un processo che promuove lo sviluppo e la gestione coordinata di acqua, suolo, e relative risorse, con il fine di massimizzare il risultante benessere economico e sociale in maniera equa, senza compromettere la sostenibilità di ecosistemi vitali” (GWP TAC 2000, 22, *trad.nostra*). La sua formulazione nasce dal riconoscimento che la maggior parte delle crisi idriche sono crisi di gestione e di *governance* (Allan 2003; Jønch-Clausen e Fugl 2001). Gli approcci tradizionali alla gestione delle risorse idriche, si sostiene, non sembrano riconoscere il fatto che ogni uso dell'acqua ha un impatto sugli aspetti qualitativi e quantitativi dell'acqua, nonché un effetto indiretto su tutti gli altri usi, in quanto l'utilizzo di una certa quantità d'acqua da parte di un dato settore ne impedisce l'utilizzo, in quello stesso momento, da parte degli altri settori (Jønch-Clausen e Fugl 2001). Gli obiettivi impliciti del nuovo paradigma sono legati alle tre “E”, *economics*, *equity*, ed *environment*: si tratta degli obiettivi di efficienza economica degli usi idrici, dell'equità sociale e della sostenibilità ambientale ed ecologica (UN-Water 2008). È proprio l'approccio olistico a

³ Il GWP è un network internazionale fondato nel 1996 con il sostegno della Banca Mondiale, il Programma delle Nazioni Unite per lo Sviluppo e l'Agenzia Svedese per la Cooperazione e lo Sviluppo Internazionale. Cfr. <http://www.gwpforum.org/servlet/PSP>

rappresentare il cambiamento maggiore, lo slittamento, verso un approccio nuovo alla gestione delle risorse idriche.

Nel tentativo della GWP di consolidare le basi teoriche del nuovo paradigma, Jønch-Clausen e Fugl (2001) specificano che l'“integrazione” attraversa due distinte dimensioni: il sistema naturale, da cui in buona parte dipende la disponibilità e la qualità della risorsa, e quello umano, che determina gli usi della risorsa, l'inquinamento, la produzione degli scarichi e che fissa le priorità di sviluppo. L'integrazione avviene, o dovrebbe avvenire, all'interno di queste categorie, ma anche tra le due distinte categorie. La Tab. 2.3 riassume “cosa viene integrato con cosa” nell'IWRM (*ivi*, 503).

Tabella 2.3: i principi dell'Integrated Water Resource Management

<i>Integrazione nel sistema naturale</i>	<i>Integrazione nel sistema umano</i>
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Integrazione della gestione di acqua e territorio ✓ Integrazione della gestione delle acque superficiali e sotterranee ✓ Integrazione degli aspetti qualitativi e quantitativi nella gestione delle risorse idriche ✓ Integrazione degli interessi presenti a monte e a valle ✓ Integrazione della gestione delle acque dolci e delle acque costiere 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Un approccio istituzionale olistico ✓ <i>Mainstreaming</i> dell'acqua nell'economia nazionale ✓ Integrazione della gestione dell'acqua con la lotta alla povertà ✓ Integrazione tra settori diversi nello sviluppo delle politiche nazionali ✓ Associazione della pianificazione delle risorse idriche alle politiche commerciali e di difesa ✓ Integrazione tra livelli di gestione diversi ✓ Coinvolgimento di tutti i portatori di interesse nei processi di pianificazione e di <i>decision-making</i>

Fonte: Jønch-Clausen e Fugl 2001(trad.nostra)

In Europa l'*Integrated Water Resource Management* è stato istituzionalizzato attraverso la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, approvata dal Parlamento Europeo e dal Consiglio il 23 ottobre 2000 ed entrata in vigore nel dicembre dello stesso anno. La Direttiva ha sostituito quasi interamente la precedente legislazione comunitaria in materia di acque e rappresenta dunque un atto denso, complesso e onnicomprensivo (EC 2007a; Gouldson *et al.* 2008; Kaika 2003). L'intervento comunitario in materia di acque si è storicamente articolato in tre distinte fasi (Kaika 2003; EC website⁴). La prima (1975-1980) è stata focalizzata sull'individuazione di standard di qualità per le acque, con particolare attenzione a quelle destinate al consumo umano (Direttiva sull'acqua

⁴ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm.

potabile). La seconda fase (1991-1996), oltre a modificare e migliorare gli standard di qualità, si è concentrata anche sul controllo delle emissioni, attraverso strumenti quali la Direttiva Nitrati, la Direttiva sulle acque reflue urbane e la Direttiva sul controllo e sulla prevenzione dell'inquinamento. La terza fase è invece quella inaugurata dalla Direttiva Quadro, che integra i precedenti interventi settoriali in un unico quadro legislativo, nel tentativo di combinare i molteplici aspetti della gestione delle acque e di creare una politica integrata delle acque a livello europeo. La necessità di un approccio più coerente e comprensivo viene riconosciuta all'interno delle istituzioni europee intorno alla metà degli anni Novanta. L'ecologia politica dell'acqua fa il suo ingresso nell'agenda comunitaria di fronte alla crescente internazionalizzazione e complessità della gestione delle risorse idriche; di fronte al numero di attori ed istituzioni coinvolte nel processo; di fronte al rafforzamento consistente degli interessi dei fornitori e gestori dei servizi idrici; ed infine, di fronte alla crescente preoccupazione generata dallo stato delle acque (Kaika 2003).

Partendo dal presupposto che “l'acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale”⁵, l'obiettivo ultimo della Direttiva è quello di mantenere e migliorare lo stato di tutte le acque, superficiali e sotterranee, del territorio dell'Unione Europea. Gli obiettivi specifici e le misure indicate dall'UE possono essere sintetizzati come segue.

1. *Il raggiungimento del “buono stato” di tutte le acque entro il 2015 (art.4).*

Tradizionalmente le valutazioni della qualità delle acque superficiali sono basate su specifici parametri chimici (concentrazione di sostanze disciolte nell'acqua) e su alcuni parametri biologici (ad esempio, presenza di determinate specie acquatiche). Con la Direttiva l'approccio tradizionale viene ribaltato in favore della priorità accordata agli aspetti biologici (composizione ed abbondanza della flora acquatica e della fauna ittica), mentre quelli fisico-chimici (temperatura, ossigenazione, salinità, inquinanti) e quelli idromorfologici (flusso idrico, condizioni e struttura dell'alveo) andrebbero a costituire dei parametri “a sostegno” dei primi⁶. Per le acque sotterranee, invece, il “buono stato” viene valutato in base a fattori chimici e quantitativi; in particolare, in riferimento a

⁵ Primo considerando della Direttiva 2000/60/CE.

⁶ Le ragioni di questa priorità risiedono nel fatto che gli indicatori biologici identificano la componente “ambientale” delle acque, che è l'oggetto sul quale i fattori di pressione, che vengono caratterizzati attraverso gli indicatori idromorfologici e fisico-chimici, creano un impatto (AdbPo 2009a).

questi ultimi, la Direttiva introduce il principio del rispetto della capacità naturale di ravvenamento delle falde nei prelievi. La rilevanza di questo parametro sta nel fatto che, nella gestione dei prelievi, cioè della domanda d'acqua proveniente dalla società, viene ora considerata in prima istanza la domanda d'acqua proveniente dall'ambiente stesso, per il sostegno degli ecosistemi terrestri o acquatici.

2. *Una gestione delle acque basata sui bacini idrografici*, quale naturale unità geografica ed idrologica (art.3). Gli stati membri individuano i singoli bacini presenti nel proprio territorio ed li assegnano ad appositi Distretti idrografici, accorpando eventualmente i bacini più piccoli. Individuano inoltre un'autorità nazionale, già esistente o creata appositamente, competente per l'applicazione delle norme previste dalla Direttiva all'interno di ciascun distretto. Lo strumento principale a questo scopo è il "Piano di gestione del bacino idrografico", che deve essere predisposto per ogni bacino entro 9 anni dall'entrata in vigore della Direttiva. Ogni Piano deve specificare nel dettaglio come si intende raggiungere, nei tempi previsti, gli obiettivi stabiliti per il bacino idrografico. In più deve contenere un'analisi economica degli usi dell'acqua nel bacino, al fine di esplicitare il costo-opportunità delle varie misure possibili.
3. *Un "approccio combinato" contro l'inquinamento* (art.10), che superi la tradizionale dicotomia tra controlli sulle fonti di inquinamento e standard di qualità. Per quanto riguarda i primi, la Direttiva richiede che tra le misure basilari da adottare a livello di bacino, vengano implementati i controlli sulle fonti di inquinamento basati sulle tecnologie disponibili. Questo tipo di controlli devono poi essere ulteriormente sviluppati e migliorati, attraverso la compilazione di una lista di sostanze che richiedono azione prioritaria a livello comunitario e l'individuazione delle misure più efficienti in termini di costo ed efficacia per la riduzione di queste sostanze. Per quanto riguarda gli standard di qualità, la Direttiva coordina tutti gli obiettivi ambientali già presenti nella legislazione esistente, e fornisce, attraverso il "buono stato ecologico di tutte le acque", un nuovo obiettivo globale.
4. *L'introduzione di prezzi adeguati per l'acqua* (art.9), come incentivo per l'uso sostenibile delle risorse idriche, ai fini del raggiungimento degli obiettivi ambientali della Direttiva. Gli stati membri devono assicurare che i costi dei

servizi idrici – dall'estrazione, alla distribuzione, al collettamento e alla trattazione delle acque di scarico, nonché i costi connessi con l'ambiente e l'impoverimento delle risorse – siano sopportati da coloro che ne beneficiano, secondo il principio-cardine della *full-cost recovery*.

5. *La partecipazione dei cittadini e dei portatori di interesse nel decision-making* (art.14). La Direttiva, in particolare, apre al pubblico la procedura di approvazione dei Piani di gestione dei bacini idrografici, richiedendo che i piani siano prima pubblicati come progetti di piano e sottoposti a consultazione. Inoltre prevede che ogni due anni venga organizzata una conferenza per permettere un regolare scambio di punti di vista ed esperienze sull'implementazione dei Piani stessi.

Alcuni degli aspetti più delicati e complessi della Direttiva hanno richiesto in ultima analisi dei successivi interventi specifici. Negli ultimi anni sono così state adottate tre Direttive “figlie”: la 2006/118/CE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento; la Direttiva 2007/60/EC sulla gestione e la valutazione dei rischi di alluvioni; e la Direttiva 2008/105/EC sugli obiettivi di qualità relativi alle sostanze prioritarie. In questo lavoro, tuttavia, faremo esclusivo riferimento alla Direttiva Quadro, considerato il suo valore significativo come nuovo *framework* della politica delle acque per gli stati membri.

Molti osservatori hanno notato come quello proposto dalla Direttiva non sia esattamente l'approccio dell'IWRM (Detoc 2005; Larsen 2005; Rahaman *et al.* 2004). D'altra parte l'IWRM è un approccio pensato in risposta ad una crisi di *governance* globale nella gestione delle acque (Larsen 2005), e come tale viene promosso soprattutto nei paesi in via di sviluppo, per i quali esistono condizioni ed esigenze molto diversi da quelli presenti in Europa. Ciò non pregiudica il fatto che i principi fondamentali che informano l'IWRM sono gli stessi della Direttiva Quadro. È certamente vero che, a differenza del primo, quest'ultima è una normativa comunitaria dagli obiettivi soprattutto ambientali, ma, in quanto “approcci” o *framework* alla gestione delle risorse idriche, entrambi promuovono l'integrazione di tre dimensioni fondamentali: l'ambiente, l'economia e la società.

3.3. Water policy narratives: ambiente, economia, società

Ciò che accomuna l'IWRM e la Direttiva Quadro, dunque, è il paradigma che definiamo della “gestione integrata”. Questo rappresenta una prospettiva ben diversa da quella

dell'idraulica di stato alla gestione delle acque; tuttavia, noi non crediamo che abbia soppiantato completamente e universalmente il vecchio paradigma.

Il nuovo paradigma, infatti, non può essere considerato come un blocco monolitico. Noi crediamo infatti che sia possibile operarne una scomposizione, isolando in questo modo tre differenti elementi discorsivi (Schmidt 2001; Sullivan 2001). Con elementi discorsivi intendiamo qui le diverse dimensioni di significato che l'acqua può assumere per l'uomo: l'acqua può cioè essere vista e problematizzata come un elemento naturale, come un bene di natura economica o come un diritto umano. Questi "elementi", a loro volta, ci permettono: a) di effettuare una comparazione con il vecchio paradigma, per individuare se e in che misura essi fossero già presenti; b) di individuare il peso relativo che questi elementi diversi hanno nell'applicazione del nuovo paradigma nei due casi oggetto d'analisi, spiegando, in questo modo, i contenuti diversi del cambiamento di *policy*.

Considerate l'ampiezza e la rilevanza del dibattito sui discorsi nella *policy analysis* e nelle scienze sociali in genere, riteniamo opportuno chiarire meglio il significato ed il ruolo che attribuiamo qui a questo concetto. La cosiddetta "svolta linguistica" nelle scienze sociali, con l'affermazione degli approcci ermeneutici, post-strutturalisti e della teoria critica, ha inevitabilmente trasformato il significato che nel senso comune si attribuisce al termine "discorso" (Howarth 2000). Il significato e l'applicazione del termine continuano tuttavia ad essere ampiamente diversi in relazione alle diverse prospettive teoriche adottate. Si spazia dal significato specifico e ristretto che i discorsi hanno nella socio-linguistica, come regolarità linguistiche, all'identificazione dei discorsi con l'intera realtà sociale (Derrida 1978). Tra queste interpretazioni "estreme", si situano quegli approcci che ricadono nell'alveo dei *policy studies* tradizionali, sia da una prospettiva neo-istituzionalista (Schmidt 2001; Schmidt e Radaelli 2004), sia da una prospettiva interpretivista (Dryzek 1997; Hajer 1995; Fischer 2003). I primi sottolineano la continuità esistente tra i *policy discourse* e i concetti di idea, sistemi di credenza, *frame*, *référentiel*, e definiscono i discorsi come "sia un insieme di valori ed idee di *policy* sia un processo interattivo di costruzione e comunicazione della politica" (Schmidt 2001, 249, *trad.nostra*).

I secondi sottolineano invece la capacità dei discorsi di dare forma al significato che gli attori attribuiscono alla realtà (Fischer 2003; Stone 1989): "ogni discorso è

sostenuto da assunti, giudizi e tesi che forniscono le condizioni di base per le analisi, i dibattiti, gli accordi ed i dissensi” (Dryzek 1997, 8, *trad.nostra*).

All’interno di questo lavoro, abbiamo volutamente fatto riferimento agli “elementi discorsivi” piuttosto che ai *policy discourses per se*, con l’intento di sottolinearne la natura parziale, combinatoria e idealtipica, come sarà chiaro tra poco. Con elementi discorsivi ci riferiamo pertanto a costruzioni narrative (Bevir 2006; Hajer 1995) dell’acqua e dei problemi relativi alla gestione delle risorse idriche, che si combinano poi in vario modo, a formare un unico discorso, più o meno coerente, il quale rappresenta in definitiva il paradigma di policy. Queste costruzioni narrative, in altre parole, non esistono nella loro forma “pura” ma solamente in un *blend* diverso a seconda del paese considerato.

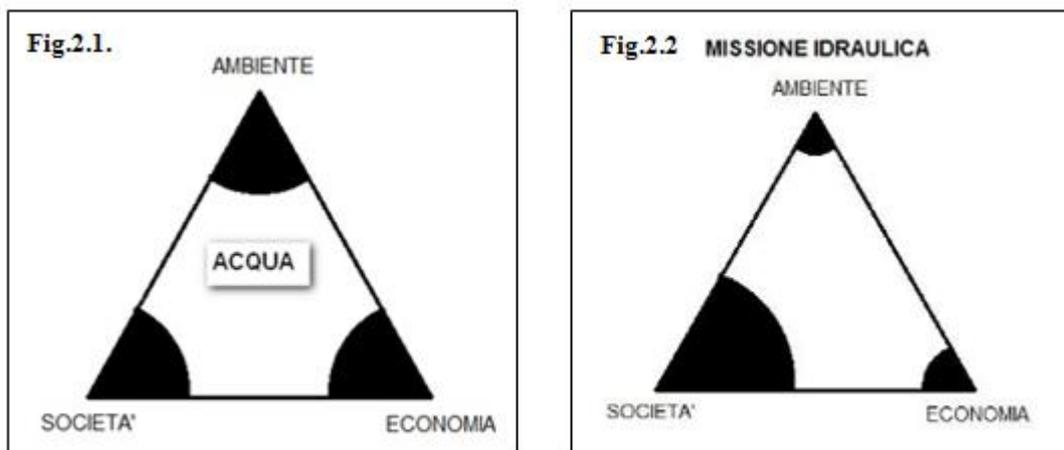


Figura 2.1: una rappresentazione grafica dell’acqua e delle sue dimensioni

Figura 2.2: rappresentazione grafica del paradigma dell’idraulica di stato

La *issue*-acqua può infatti essere rappresentata come l’area di un triangolo equilatero i cui vertici rappresentano le tre dimensioni di significato, o valori, che è possibile attribuirle (Fig. 2.1). Un utile accostamento, suggerito da Allan (2003), è quello con il concetto di sostenibilità. L’area del triangolo può infatti essere interpretata anche come lo spazio concettualizzato della sostenibilità (*ibid.*). Questo concetto è stato inizialmente promosso dalla comunità ambientalista per promuovere un modello di sviluppo “sostenibile” nei confronti dell’ambiente, cioè uno sviluppo economico e sociale che non pregiudicasse in maniera irreparabile gli equilibri ambientali relativi alle risorse naturali ed agli ecosistemi. Veniva, in altre parole, riconosciuta la priorità della dimensione ambientale della sostenibilità. Questa nozione “ristretta” di sostenibilità, tuttavia, si dimostrò presto difficile da operationalizzare: “questo perché l’ambiente era

concettualizzato come oggetto di *policy* a sé stante, anziché come parte integrante degli usi sociali ed economici dell'acqua nell'insieme dell'economia politica" (*ivi*, 12, *trad.nostra*). Oggi la sostenibilità è quella delle tre "E": non solo ambientale, dunque, ma anche economica (cioè sviluppo efficace ed efficiente) e sociale (che tenga conto delle esigenze della società e non pregiudichi il benessere delle classi meno abbienti)⁷.

Quello rappresentato nella Fig. 2.1. è in realtà il modello di gestione delle risorse idriche che ispira sia l'IWRM che la Direttiva Europea. Come si vede, le tre dimensioni hanno un eguale "peso", rappresentato dall'area dei segmenti circolari. Nella Fig. 2.2., invece, è rappresentato il paradigma associato alla missione idraulica. Qui la dimensione dominante sulle altre è quella "sociale", associata al trinomio stato-cittadini-lavoro (Bakker 2003), mentre la dimensione ambientale e quella economica (quest'ultima intesa non in termini di crescita economica, ma in termini di efficienza/sostenibilità) rimangono decisamente in secondo piano, la prima più della seconda.

A nostro avviso, tuttavia, la rappresentazione del paradigma della gestione integrata con le tre dimensioni aventi eguale peso ha, a nostro avviso, una valenza normativa ed utopistica: nella realtà della sua implementazione, infatti, le tre dimensioni mantengono un peso diverso. Per comprenderne il ruolo e l'influenza, è necessario analizzare brevemente i contenuti e le caratteristiche delle tre diverse narrative dell'acqua.

3.3.1. *L'acqua come diritto umano e bene pubblico*

La narrativa dell'acqua come bene pubblico rappresenta il valore sociale attribuito all'acqua. Le campagne nazionali ed internazionali per "l'acqua bene comune", se nascono come risposta ai più recenti processi di liberalizzazione e privatizzazione dei servizi idrici, fanno però leva su una serie di argomenti che riportano al centro del discorso il passato pre-statale e comunitario della gestione dell'acqua.

Prima dell'avvento della modernità industriale e dell'idraulica statale, infatti, la gestione dell'acqua era di responsabilità delle comunità locali e in molti paesi, tra cui l'Inghilterra, ad esempio, si basava su diritti consuetudinari detti "diritti rivieraschi" (Barraqué 1995; Hassan 1998; Shiva 2002).

"Nei tempi antichi la dottrina riparia, più che un metodo per accertare i diritti individuali di proprietà, era l'espressione di non interferenza nei confronti della natura. Nella forma più antica di questo principio, un fiume non poteva essere considerato proprietà privata di nessuno. Coloro che vivevano lungo le sue

⁷ In altre formulazioni, il "triangolo" della sostenibilità viene definito come quello delle tre P: People, Planet e Profit o Prosperity (EC 2002; Seghezzeo 2009).

sponde avevano garantito il diritto di usarne l'acqua per scopi naturali, come bere, lavare o abbeverare il bestiame, ma era un diritto esclusivamente usufruttuario – il diritto di consumare solo finché il fiume non vedesse ridotta la sua portata” (Worster 1985, 88).

Nelle parole di Vandana Shiva o di Colin Ward, questo passato pre-statale assume connotati quasi mitici, come luogo di una gestione non solo sostenibile, ma anche solidale e pacifica dell'acqua (Massarutto 2008):

“In quasi tutte le comunità indigene la collettività del diritto all'acqua e della sua gestione è la chiave della conservazione e della raccolta idrica. Creando regole e limiti d'uso, la gestione collettiva ha sempre assicurato sostenibilità ed equità” (Shiva 2002, 28).

“I diritti all'acqua come diritti naturali non nascono con lo stato” (Shiva, 2002, 34).

“Nei comuni del Medioevo, l'acqua, la sorgente o il fontanile, o il bosco, le terre civiche, hanno determinato sorprendenti statuti comunitari e partecipativi” (Molinari 2007, 41).

Si tratta di una narrativa, dunque, che include una dimensione comunitaria, uno slancio utopico e, infine, una dimensione umanitaria. La giustizia sociale è infatti l'altro grande tema associato alla narrativa “sociale” dell'acqua:

“Storicamente, quello relativo all'acqua è sempre stato trattato come un diritto naturale [...]. Gli esseri umani hanno diritto alla vita e alle risorse che la sostengono, e tra queste c'è l'acqua. Il suo essere indispensabile alla vita è il motivo per cui, secondo le leggi consuetudinarie, il diritto ad accedervi è stato accettato come un fatto naturale, sociale” (Shiva 2002, 34-35).

“l'acqua non può che essere un bene comune, perché non sta ferma” (Kinnerseley 1988, 1).

L'attualità di questo discorso, di base rivolto al passato, è che ha conosciuto un consistente ed importante *revival* con l'affermazione del paradigma neoliberista. Ward parla di una “crisi di responsabilità sociale”: avendo come riferimento la privatizzazione dei servizi idrici in Inghilterra, l'autore lamenta la scomparsa dell’“etica della fornitura idrica”, dell’“impegno morale” affinché ogni famiglia avesse accesso all'acqua potabile; la privatizzazione, che “ha fatto conoscere ai consumatori più poveri un nuovo approccio aggressivamente commerciale”, mostra “il decadimento della sensibilità umana di fronte ad una necessità universale”. Dunque l'acqua come diritto umano e come bene comune; nel meccanismo del “*faming and shaming*”, sono la privatizzazione e la “mercificazione” dell'acqua a dare nuova linfa vitale a questa narrativa. Ispirata spesso dai principi

altermondialisti e dalle analisi della geografia critica, la narrativa del bene comune interpreta la privatizzazione della gestione delle risorse idriche come una “*accumulation by dispossession*” (Swingedouw 1997, 2005). Da questa prospettiva la “tragedia dei beni comuni”

“non è quella di cui parla Garrett Hardin. Il controllo comunitario aveva sviluppato un complesso e sofisticato sistema per garantire a tutti un’equa distribuzione. È stata la proprietà privata cara a Hardin a produrre l’egoismo individualistico che lui riteneva inevitabile con l’accesso comune [...]” (Ward 1997, 53).

Il Manifesto dell’Acqua contiene forse la formulazione più coerente di questa narrativa applicata all’attuale momento storico. Nel Manifesto italiano del Contratto, intitolato, non a caso “Acqua bene comune dell’umanità”, le idee-chiave del Manifesto vengo sintetizzate come segue:

“fonte insostituibile di vita, l’acqua deve essere considerata un bene comune patrimoniale dell’umanità e degli altri organismi viventi; l’accesso all’acqua, potabile in particolare, è un diritto umano e sociale imprescrittibile che deve essere garantito a tutti gli esseri umani indipendentemente dalla razza, l’età, il sesso, la classe, il reddito, la nazionalità, la religione, la disponibilità locale d’acqua dolce; la copertura finanziaria dei costi necessari per garantire l’accesso effettivo di tutti gli essere umani all’acqua, nella quantità e qualità sufficienti alla vita, deve essere a carico della collettività, secondo le regole da ella fissate, normalmente via la fiscalità ed altre fonti di reddito pubblico. Lo stesso vale per la gestione dei servizi d’acqua (pompaggio, distribuzione e trattamento); la gestione della proprietà e dei servizi è una questione di democrazia. Essa è fondamentalmente un affare dei cittadini e non (solo) dei distributori e dei consumatori” (CICMA 2000, 4).

Ma anche Il Preambolo della Direttiva Quadro riconosce che:

“L’acqua non è un prodotto commerciale al pari degli altri, bensì un patrimonio che va protetto, difeso e trattato come tale”.

L’importanza della partecipazione pubblica alla gestione dell’acqua può dunque iscriversi in questa narrativa, nella misura in cui rappresenta un investimento in capitale sociale: se con questo si intende l’insieme di valori condivisi da una certa comunità, questo investimento permette alla collettività “di far emergere nuovi valori, conoscenza diffusa, trame di relazioni fra gli attori che facilitano la costruzione dell’azione collettiva” (Massarutto 2005, 6).

3.3.2. *L’acqua come bene economico*

Nel 1992 alla conferenza di Dublino su Acqua e Sviluppo veniva enunciato per la prima volta il principio secondo cui “l’acqua è un bene economico”. La problematizzazione

dell'acqua come bene economico avveniva in concomitanza con due fattori: l'affermazione del paradigma neoliberista su scala mondiale e l'aggravarsi della cosiddetta crisi idrica mondiale. Se spesso si parla di "guerre dell'acqua" (Shiva 2002), di "oro blu" (Altamore 2006) e di "crisi mondiale dell'acqua" (Barlow e Clarke 2002) sono i sostenitori della visione comunitarista e altermondialista dell'acqua, i limiti imposti ai *decision-makers* dalla crescente domanda d'acqua, da un lato, e dalla realtà fisica di un'offerta limitata ed incerta, dall'altro (che a sua volta dipende dal sovrasfruttamento, dall'inquinamento delle falde e dei corsi d'acqua, dai cambiamenti climatici, dai costi crescenti di un'ulteriore produzione di acqua, oltre a quella presente localmente in un dato momento), sono alla base della presa di coscienza, relativamente recente, della scarsità del bene acqua.

Con l'avvento del paradigma neoliberista negli anni Ottanta, anche l'acqua, come risorsa naturale, diventa un bene di natura economica (Rogers *et al.* 2002). Se il problema è la scarsità, e i costi (non necessariamente finanziari, ma anche sociali e ambientali) di produzione di un'unità aggiuntiva di acqua sono crescenti, la soluzione è una maggiore efficienza negli usi e nell'allocazione del bene acqua (Massarutto 2008).

L'applicazione dei principi dell'economia alla gestione dell'acqua spazia tra approcci più o meno intransigent: si va dagli approcci che riconoscono la specificità del bene-acqua (Dubreuil 2006; Ingram *et al.* 1979; Massarutto 2008; WFD 2000), che sono poi quelli adottati dalle maggiori istituzioni internazionali, agli approcci economici *all the way down*, che negano invece ogni specificità all'acqua:

“al crescere del prezzo di una merce si tende a ridurre il consumo e a cercare mezzi alternativi per raggiungere il fine desiderato. L'acqua non fa eccezione” (Anderson e Snyder 1997, 8);

“Con questo non si vuole negare che, come merce, l'acqua abbia sue caratteristiche peculiari, come per esempio il fatto che la sua fruizione è offerta dalla natura in parte come riserva e in parte come flusso, o la circostanza che in alcune località essa sia disponibile a costo zero, mentre in altre è piuttosto costosa da trasportare. Quali che siano le ragioni addotte, però, l'idea di una presunta importanza unica dell'acqua non regge all'analisi dei fatti” (Hirshleifer *et al.* 1960);

Alla base sta in ogni caso la convinzione che l'utilizzo di principi economici è un passo indispensabile alla promozione di un uso ed uno sviluppo economicamente efficiente dell'acqua (Ward 2007). La chiave risiede in politiche tariffarie corrette, cioè nel *putting the right price tag* all'acqua (EC 2007b): il “prezzo giusto” è quello che riflette meglio i

costi di produzione, siano essi costi finanziari o esternalità di natura ambientale. Gli effetti tradizionali associati alle politiche tariffarie sono essenzialmente tre (Rogers *et al.* 2002): prezzi più elevati riducono la domanda; prezzi più elevati aumentano l'offerta (fornendo incentivi economici alla riduzione delle perdite e rendendo economicamente fattibili progetti prima marginali); e prezzi più elevati facilitano la redistribuzione tra settori.

La “forza” di questa narrativa, che d'altronde si riflette nell'affermato paradigma neoliberista, sta nel fatto che, al contrario della letteratura economica tradizionale, riesce a coprire anche obiettivi per loro natura “estranei” al discorso neoliberista, come quelli di equità e solidarietà. Nella teoria economica si assume in genere che, date le elasticità di prezzo e reddito per l'acqua e le tipiche distribuzioni di reddito incontrate, l'aumento dei prezzi sia regressivo e abbia come conseguenza una riduzione dell'equità. Secondo Rogers *et al.*, invece, tariffe adeguate avrebbero un effetto positivo anche sull'equità e sulla sostenibilità, poiché “quando il prezzo dell'acqua riflette il suo costo effettivo, la risorsa sarà allocata verso gli usi di maggior valore” (Rogers *et al.* 2002, 2, *trad.nostra*).

Come si vede, si tratta di visioni in qualche modo parziali dell'equità e della sostenibilità, che sono viste ed interpretate attraverso la lente dell'economia. Bakker (2001), ad esempio, sostiene che lo stesso concetto di equità si sia spostato, negli ultimi decenni, da quello di equità sociale, basato sul principio della disponibilità a pagare dell'utente, a quello di equità economica, il principio secondo il quale ogni utente deve pagare il prezzo più vicino possibile al costo che impone sul sistema. Il principio del recupero integrale dei costi viene visto, infatti, come chiave di volta per politiche sostenibili dal punto di vista non solo economico, ma anche ambientale e sociale. Il recupero riguarda, infatti:

1. i *costi finanziari* dei servizi idrici, cioè i costi di fornitura e gestione, che comprendono i costi operativi, di manutenzione e di capitale;
2. i *costi ambientali*, ossia i costi legati ai danni che l'utilizzo della risorsa comporta all'ambiente, agli ecosistemi e a coloro che usano l'ambiente;
3. i *costi della risorsa*, cioè il costo-opportunità del suo sfruttamento qualora esistano possibili usi concorrenti che devono essere sacrificati (EC 2000).

3.3.3. *L'acqua come elemento naturale*

La narrativa ecologica dell'acqua è in parte legata alla prima. Anche questa, infatti, mostra spesso una dimensione nostalgica o utopica (“paradiso perduto” – Postel 1992). Alla sua base c'è l'idea che l'acqua non deve essere vista come una risorsa che l'uomo può controllare a suo piacimento, ma deve essere vista come parte integrante ed indissolubile dell'ambiente.

“Gli usi umani delle risorse idriche stanno aumentando rapidamente al crescere della popolazione mondiale. Così, resta meno acqua per il sostegno degli ecosistemi acquatici e di quelli ad essi associati. Per minimizzare future carenze di acqua per il consumo umano e impatti ambientali indesiderabili, è necessaria una più equa condivisione di risorse idriche tra la società e la natura” (Wallace *et al* 2003, 2011, *trad.nostra*).

I diritti rivieraschi dell'antichità ad esempio, si basavano proprio sul principio che l'acqua poteva essere usata, ma doveva essere restituita al fiume in egual misura e senza intaccarne la qualità complessiva (Hassan 1998). La “missione idraulica” del XX secolo ha però rescisso questo legame tra l'acqua, vista esclusivamente come fattore per la produzione e la sopravvivenza umana, e l'ambiente restante. Non a caso l'esempio delle dighe, simbolo dell'idraulica di stato, è quello più utilizzato nella dimostrazione di come i progetti di sviluppo umano siano in grado di distruggere interi ecosistemi (Allan 2001; Bakker 2005; Shiva 2002).

L'idea della gestione della risorsa sulla base dei bacini idrografici è il primo riconoscimento istituzionalizzato del legame esistente tra la risorsa acqua ed il suo ambiente (fiume e bacino fluviale). È il riconoscimento dell'impossibilità di considerare in maniera separata i diversi elementi del sistema fisico (acqua, suolo, flora e fauna) o di frammentare artificialmente il ciclo naturale delle acque (Jaspers 2003). Ma le argomentazioni di questa narrativa si spingono più in là, poiché riconoscono una nuova componente nella “domanda” di acqua da considerare nella gestione: non solo quella per usi umani, industriali, agricoli, ma la “domanda” proveniente dall'ambiente stesso. L'acqua è infatti indispensabile alla sopravvivenza di migliaia di specie, vegetali ed animali, che intorno ad essa costruiscono interi ecosistemi. L'appropriazione umana, per essere sostenibile, deve tenere conto di questa domanda e considerarla anzi come prioritaria; e l'ambiente deve diventare a tutti gli effetti un “legittimo utilizzatore”. Ne conseguono principi quali quelli del rispetto del deflusso minimo vitale, che oltre a mantenere in vita gli ecosistemi dovrebbe anche garantire la naturale capacità di rigenerazione dei corsi d'acqua.

IL GOVERNO DELLE ACQUE IN ITALIA

1. DAL FIUME BUROCRATICO ALLA GESTIONE INTEGRATA DEI BACINI

1.1. L'acqua in Italia 1933-1989: la stagione degli interventi settoriali

Per molti secoli l'Italia è rimasta ancorata ad una visione delle acque intese come risorsa illimitata rispetto alla quale il problema principale risiedeva, da un lato, nel difendersi da essa, e dall'altro nel facilitarne lo sfruttamento, attraverso la costruzione di infrastrutture e condizioni giuridiche adeguate. A questo contribuiva naturalmente la relativa buona disponibilità di risorse (Barraqué 1995), ma la conseguenza, in termini di politica pubblica, è rintracciabile nell'assenza di “un quadro unitario di decisioni e di interventi rivolti all'acqua” (Citroni e Lippi 2006, 240).

Le radici storiche di questa frammentazione, che è forse il tratto più evidente della politica italiana delle acque, vanno rintracciate nella storia preunitaria, nella permeabilità del settore agli interessi privati e nella “burocratizzazione” del fiume.

Al momento della sua nascita, lo Stato italiano aveva ereditato dagli stati preunitari un insieme molto eterogeneo di regolamentazioni in materia di concessioni, derivazioni ed usi delle acque (Borelli 2008).

Se dal XV secolo alla fine dell'Ottocento gli usi idrici furono principalmente quelli irrigui, per tutta la prima metà del Novecento fu il settore energetico a dominare la strategia italiana in materia di acque (Borelli 2008; Giannelli 2006; Isenburg 1986). Insieme a bonifica e colonizzazione, la conversione elettrica rappresentò uno dei pilastri ideologici del rafforzamento industriale e capitalistico di quegli anni, oltre che dell'affrancamento dalla dipendenza nei confronti delle importazioni di carbone (Isenburg

1986). Energia elettrica e bonifica integrale furono infatti al centro dei primi interventi regolativi in materia di acqua, entrambi del 1933: il testo unico sulle acque e gli impianti elettrici (R.d. 11 dicembre 1933, n.1775) e la legge sulla bonifica integrale (R.d. 13 febbraio 1933, n. 215). I due decreti non prevedevano precisi criteri regolativi, ma rimettevano al gioco delle concessioni private l'utilizzo di fiumi, laghi e torrenti⁸. In questo modo lo Stato di fatto formalizzava gli accordi con i principali interessi corporativi: quello produttivo dell'industria elettrica e quello irriguo-fondario dei grandi proprietari terrieri (Borelli 2008).

In coincidenza con il primo conflitto mondiale, poi, solo una porzione delle acque fu classificata come pubblica, al fine di garantirne l'utilizzo a scopi bellici: si trattava delle correnti superficiali passibili di impiego d'interesse generale, mentre i corpi idrici difficilmente sfruttabili (come quelli montani, le riserve sotterranee o sorgive) rimasero privati. Tutte le derivazioni non soggette al regime pubblicistico rimasero pertanto escluse da ogni forma di regolazione e controllo (Massarutto 2008); anche la captazione da parte delle imprese avveniva in assenza di qualsiasi disposizione regolatrice o prelievo fiscale, benché i servizi tecnici dello stato (Ministero dei lavori pubblici e Genio Civile) avessero il compito di vigilare su chi si appropriasse delle acque (Isenburg 1986). Le società idroelettriche e i consorzi di bonifica, intanto, plasmavano il territorio attraverso una zonizzazione basata rispettivamente sulle "regioni elettriche" e sulle aree classificate per la bonifica. (*ibid.*) L'intervento pubblico in materia di acque rimaneva un intervento "minimo", settoriale e strettamente funzionale. Lo stato si riservava un ruolo limitato di arbitro delle concessioni ed interveniva esclusivamente per la tutela degli interessi, bellici o economici, nazionali, in assenza di una visione complessiva o di una definizione di scopi collettivi.

Alla frammentazione preunitaria si aggiunse in questo modo una dicotomia di tipo amministrativo e gestionale, tanto che si parlò allora di "fiume burocratico" (cit. in Isenburg 1986, 11). La "regionalizzazione" del fiume raggiunse il suo apice negli anni Settanta, con la creazione delle Regioni, a causa del conflitto scatenatosi tra queste ultime e lo Stato per l'attribuzione di competenze e risorse (Borelli 2008; Passino 2005). Le Regioni, dopo l'attribuzione delle competenze in materia ambientale nel 1977⁹, si

⁸ Il ruolo dello Stato rimaneva fondamentalmente quello di arbitro delle concessioni, "il più delle volte teso a facilitare, attraverso le autorizzazioni, i processi di allargamento e concentrazione dei grandi gruppi a discapito delle imprese meno potenti" (Isenburg 1986, 13).

⁹ D.P.R. 24 luglio 1977, n. 616.

dotarono infatti di legislazioni proprie, senza particolare attenzione al coordinamento o alla cooperazione interregionale. In un bacino di enormi dimensioni come quello padano, ad esempio, questo significò una suddivisione “amministrativa” del fiume in un tratto piemontese, uno lombardo, uno lombardo-emiliano, uno emiliano/veneto e il delta (Borelli 2008).

Con la fine degli anni Sessanta, peraltro, e l’evoluzione delle politiche di approvvigionamento energetico, gli interessi idroelettrici e irriguo-fondari conobbero un consistente declino, con il conseguente scemare dell’attenzione rivolta all’acqua. Questa degradò quindi per alcuni decenni a semplice recettore per rifiuti civili ed industriali o fattore della produzione per il raffreddamento degli impianti a prezzi molto bassi (Isenburg 1986).

Bisogna aspettare la fine degli anni Ottanta per un intervento del legislatore in materia di acqua. Freddi, d’altronde, evidenzia come in Italia non sia possibile individuare delle politiche ambientali “istituzionalizzate”, almeno fino alla fine degli anni Settanta, e che almeno fino al decennio successivo la protezione ambientale fosse improntata ad una visione fondamentalmente “repressiva” (Freddi 2000).

Non stupisce allora più di tanto che i successivi interventi rivolti all’acqua siano caratterizzati dalla logica dell’emergenza e del recupero, anche perché il dibattito sul tema fu catalizzato dalle disastrose alluvioni del Polesine (1951) e di Firenze (1966). In particolare fu proprio quest’ultima¹⁰ a portare alla costituzione di una Commissione interministeriale per la sistemazione idraulica e la difesa del suolo, poi nota come Commissione De Marchi. Nella relazione conclusiva¹¹, la Commissione evidenziava i principali difetti del sistema e, anche sulla base di quanto avveniva in quegli anni in materia di acque in altri paesi europei, come Francia¹² e Regno Unito, proponeva una difesa idraulica basata su bacini idrografici e connessa alla difesa della qualità delle acque, nel “quadro di una pianificazione di bacino che costituisse la base delle attività di intervento amministrativo” (Passino 2005, 1).

¹⁰ L’alluvione del Polesine, infatti, interveniva in un territorio con insediamenti di tipo rurale e in un sistema fluviale abituato a convivere con le alluvioni. L’alluvione di Firenze, invece, toccava un’area non solo densamente abitata, ma anche di inestimabile valore storico e culturale per l’intero paese, suscitando pertanto intense reazioni nella società civile e nel mondo politico (Passino 2005).

¹¹ Atti della Commissione interministeriale per lo studio della sistemazione idraulica e della difesa del suolo, Relazione Conclusiva, Senato della Repubblica, 1970.

¹² In Francia una legge del 1964 istituiva sei Agenzie di bacino con il compito di pianificare e coordinare le varie azioni amministrative necessarie al governo delle acque (Barraqué 1995a). Dotate di specifiche competenze in materia finanziaria e di controllo sugli usi delle acque, avevano anche il compito di promuovere la partecipazione dei rappresentanti degli interessi al processo decisionale (Passino 2005).

Le conclusioni raggiunte dalla Commissione De Marchi nel 1970 generarono un lungo dibattito parlamentare che proseguì per quasi un ventennio, essendo interrotto da numerosi cambiamenti di governo, dall'istituzione delle Regioni nel 1970 e segnato da alcuni episodi di gravi dissesti idrogeologici¹³.

Agli episodi di dissesto idrogeologico si rispondeva con imponenti opere di difesa (arginature, bacini di invaso, ecc.) che, nel generare senso di sicurezza, incoraggiarono uno sfruttamento eccessivo e tutt'altro che sicuro dell'intero territorio nazionale (*ibid*). L'intenso sviluppo sociale ed economico dei decenni successivi al dopoguerra contribuì inoltre al sovrasfruttamento di aree con equilibri idrogeologici molto precari, “senza peraltro che all'espansione urbana corrispondesse una adeguata risistemazione del territorio in genere e del reticolo fluviale in particolare” (Agricola 2002). A ciò si aggiungeva un assetto istituzionale che assegnava la maggior parte delle funzioni in materia di acqua al Ministero dei Lavori Pubblici ed una cultura scientifica di riferimento dominata dall'ingegneria idraulica (Massarutto 2008; Passino 2005; cfr. anche Blatter *et al.* 2001). La politica di gestione delle risorse idriche era, in altre parole, soprattutto una politica di opere pubbliche, ispirata ad una cultura esclusivamente ingegneristica e soggetta alle pressioni del mondo imprenditoriale, non particolarmente interessata alla gestione dell'ambiente e del territorio, e che privilegiò a lungo gli interventi di emergenza a scapito delle azioni di prevenzione e di manutenzione ordinaria (Agricola 2002).

Il trasferimento di alcune competenze alle amministrazioni regionali rese invece complicato ed acceso il dibattito sul principio dell'unitarietà di bacino, auspicato dalla Commissione. Da un lato, infatti, le nuove Regioni erano ansiose di affermare le competenze recentemente acquisite sui propri confini amministrativi; dall'altro lo Stato centrale mirava a recuperare alcune competenze perse con il DPR 616.

Negli anni Ottanta la criticità dello stato dell'ambiente e l'evidente inadeguatezza del settore idrico nazionale aumentarono il livello di attenzione sul tema acque, accelerando così l'intervento del legislatore. Le difficoltà manifeste erano numerose: il degrado ambientale dei corpi idrici; le deficienze del rifornimento; l'inefficienza del servizio idrico; la frammentazione nella gestione e nelle competenze; la farraginosità del processo decisionale, “impaludato nelle procedure della pianificazione pubblica” (Massarutto 2003, 178). Le sfide riguardavano dunque sia l'impalcatura istituzionale della gestione dell'acqua che la ristrutturazione complessiva del servizio idrico nazionale, dalla

¹³ Come quelli in Calabria nel 1973, in Irpinia nel 1981 e in Valtellina 1987.

responsabilità della fornitura ai meccanismi di regolazione, dalle modalità di finanziamento alla struttura dell'industria (*ibid.*). A ciò si aggiungeva poi “la necessità di accrescere il livello di conoscenza e controllo sulla gestione del territorio e delle risorse naturali, per tradurre a livello nazionale le politiche ambientali europee” (Citroni e Lippi 2006, 244-245).

Se buona parte dei decreti del 1933 restava in vigore, la “legge Galli” nel 1994 operava la riforma dei servizi idrici, mentre nel 1976 la “legge Merli” aveva regolato per la prima volta le acque sotterranee e gli scarichi e imposto i primi piani di risanamento. L'altra faccia delle politiche idriche veniva invece segnata dalla legge sulla difesa del suolo, la l. 183 del 1989. Si può dire che fino all'adozione del d.lgs. sulla tutela delle acque del 1999 e poi del Testo Unico Ambientale del 2006, il governo delle acque in Italia si sia diviso in questi due ampi settori, scarsamente coordinati tra loro: da un lato i servizi idrici, dall'altro la difesa del suolo.

Le vicissitudini dell'implementazione della legge Galli, e soprattutto il fatto che questa si inseriva “all'interno di una partita più ampia che riguarda[va] l'introduzione di meccanismi concorrenziali ed il cambiamento dell'orientamento politico e culturale nella considerazione di tutti i servizi pubblici locali” (Carrozza 2008, 19), hanno determinato la focalizzazione dell'attenzione e del dibattito politico quasi esclusivamente sui servizi idrici, almeno fino all'adozione della Direttiva Quadro sulle Acque. Nel paragrafo che segue cercheremo di illustrare brevemente l'evoluzione dei vari settori che compongono la politica delle acque, con lo scopo di evidenziarne le caratteristiche strutturali e i fattori di continuità istituzionale.

1.2. La difesa del suolo e la legge 183

Come già detto, in un'ottica in cui l'acqua veniva considerata quasi esclusivamente come fattore per la produzione e per i fabbisogni umani, i corsi d'acqua erano visti in maniera per lo più funzionale. Per decenni l'unica forma di “governo delle acque” è stata rappresentata dal controllo delle stesse, o meglio dalla cosiddetta “difesa del suolo” (dalle acque, appunto).

Prima del 1989 questo settore era dominato da un'impostazione fortemente vincolistica, basata cioè sul “vincolo idrogeologico” come strumento passivo di tutela (Borelli 2008). Nel 1989 la legge 183 sulla difesa del suolo introduceva gli elementi per dare avvio ad una gestione razionale e pianificata della risorsa. La legge suddivideva il territorio nazionale in bacini idrografici, suddivisi in tre categorie (bacini di interesse

nazionale, interregionale e regionale), prevedendo, per quelli nazionali, l'istituzione di un'Autorità di bacino, come organo misto Stato-Regioni, con il compito di definire un Piano di bacino che disciplinasse gli usi delle acque e del suolo e facesse da cornice per tutti i successivi piani settoriali. La legge 183 innovava pertanto gli obiettivi e gli strumenti operativi della difesa del suolo, affermando la centralità della funzione di pianificazione degli interventi.

Dal punto di vista degli obiettivi, preme rilevare il carattere “onnicomprensivo” della “difesa del suolo”, nelle intenzioni del legislatore, ma soprattutto nell'interpretazione delle Autorità di bacino (Zazzi 2003). In uno sviluppo avvenuto spesso *extra legem*, la difesa del suolo arrivò a ricomprendere tutte le attività responsabili della trasformazione del territorio, divenendo vero e proprio obiettivo strategico ed elemento unificante “intorno a cui tentare una riorganizzazione di buona parte delle funzioni di tutela ambientale” (Zazzi 2003, 26). L'interpretazione che ne è stata fatta è dunque di tipo funzionale, come mezzo per una più generale tutela dell'ambiente ed una fruizione razionale delle acque. Se da un lato quest'interpretazione può definirsi lungimirante, dall'altro si rivelò anche affetta da limiti, nel momento in cui faceva della pianificazione lo strumento unico per il perseguimento di questi obiettivi.

Nella 183, infatti, il legislatore garantiva l'unitarietà del governo del bacino attraverso la disposizione che stabiliva la sovraordinazione del piano di bacino a qualsiasi altro strumento di pianificazione a carattere locale (regionale, provinciale o comunale)¹⁴. La pianificazione prevista dalla legge riproponeva lo stile tipico dell'urbanistica dei decenni precedenti e le politiche di difesa del suolo venivano considerate “non come processi interattivi e incrementali, ma bensì come processi a cascata riconducibili ai rigidi schemi di un piano struttura” (Borelli 1999, 52).

L'impostazione della 183 presenta dunque i limiti comuni a molti interventi legislativi di quegli anni, riconducibili all'eccessiva razionalità e comprensività dell'impianto. Se si pensa alla complessità “tecnica” delle questioni da affrontare, alla *vacatio legis* in cui si inseriva la nuova politica, alla necessità di intervenire su numerose situazioni d'emergenza, al numero dei soggetti attuatori del piano, o a quello, ancora più ampio, dei soggetti interessati dalle sue prescrizioni, si comprende come tale approccio

¹⁴ Il comma 4 dell'art. 17 definisce i piani subordinati al piano di bacino. Si tratta dei piani agricoli regionali, dei piani di risanamento delle acque, i piani di smaltimento dei rifiuti, i piani territoriali paesaggistici, i piani di disinquinamento e i piani generali di bonifica.

fosse fondamentalmente irrealistico e destinato ad incontrare difficoltà e resistenze nell'implementazione.

Fu infatti la Corte Costituzionale, su ricorso di alcune Regioni, a chiarire alcuni dei nodi centrali della 183. In merito al rapporto Stato-Regioni, la Corte sentenziava che tutte le materie regolate dalla legge 183 dovevano essere gestite in forme diverse di diretta cooperazione, piuttosto che attraverso lo strumento dell'intesa, quale desumibile dal DPR 616. Tale scelta si rifletteva peraltro nella natura giuridica delle Autorità di Bacino, che la Corte definiva come "organo misto Stato/Regioni", di cooperazione tecnico-istituzionale. In relazione alla sovraordinazione del piano di bacino, la disposizione forse più controversa della legge, la Corte stabiliva che i piani di bacino erano da considerare come piani territoriali "non già per significare che si tratta di strumenti inerenti alla disciplina urbanistica, ma semplicemente al fine di stabilire che i vincoli posti dal predetto piano *obbligano immediatamente le amministrazioni e gli enti pubblici*, statali e regionali, i quali sono tenuti ad osservarli e a operare in conseguenza (corsivo nostro)"¹⁵.

Le maggiori difficoltà si spostavano, a questo punto, sulle procedure di approvazione del piano e sullo scarso coordinamento con altri provvedimenti legislativi nel frattempo approvati, come la legge quadro sulle aree protette (1.394/91) e la legge di riforma dei servizi idrici (1.36/94).

Nel 1997 il Parlamento, prendendo atto delle difficoltà di implementazione della legge 183, costituì un Comitato Paritetico per un'indagine conoscitiva sulla difesa del suolo (Commissione Veltri). Pur individuando numerosi "nodi" nell'attuazione della 183¹⁶, il Comitato riconosceva la validità dell'impianto complessivo della legge e raccomandava, piuttosto, di sottolinearne e rafforzarne alcuni aspetti che si rivelavano in linea con i contenuti della Direttiva Quadro sulle Acque, nel frattempo in discussione a Bruxelles (Passino 2005). Da un lato, infatti, si ribadiva l'importanza dell'assetto istituzionale che incardinava la difesa del suolo sulle Autorità di bacino e si sottolineava la coerenza del modello organizzativo di queste ultime con l'ordinamento comunitario; dall'altro, si raccomandava l'ampliamento dei poteri delle Autorità in riferimento alla gestione e al controllo degli usi delle risorse idriche e al rilascio delle concessioni di

¹⁵ CC n. 85/1990.

¹⁶ I ritardi nell'attuazione, la classificazione e delimitazione dei bacini idrografici, la natura delle Autorità di bacino, le procedure di approvazione e l'efficacia dei piani di bacino, il rapporto tra pianificazione di bacino e le attività di protezione civile, la conoscenza del territorio e le strutture tecniche di presidio territoriale (Passino 2005).

derivazione delle acque pubbliche e si auspicava che venisse garantita l'autonomia finanziaria e funzionale delle stesse Autorità.

Nel frattempo, a seguito di nuovi gravi eventi idrogeologici¹⁷, si verificava un notevole impulso sia relativamente alle attività di pianificazione e programmazione di bacino, sia sotto il profilo di un maggiore impegno finanziario nel settore. Un nuovo complesso sistema di norme quadro nazionali, tutte introdotte tra il 1998 e il 2000, introduceva scadenze perentorie, erogava nuovi finanziamenti, e snelliva la procedura di approvazione dei piani stralcio per l'assetto idrogeologico o PAI (Zazzi 2003).

1.3. Il sistema dei servizi idrici

L'altro macro-settore dell'acqua è rappresentato dal sistema dei servizi idrici. Il Testo Unico sulle acque e sugli impianti elettrici del 1933, in gran parte in vigore ancora oggi, sanciva la proprietà pubblica di tutte le acque superficiali e subordina ogni loro uso all'autorizzazione dello Stato, disciplinando il procedimento amministrativo per il rilascio delle concessioni ed il canone d'uso. Ai Comuni veniva attribuito l'obbligo del mantenimento degli acquedotti per l'acqua potabile¹⁸, che è rimasto in vigore fino alle riforme legislative degli anni Novanta¹⁹. Allo stato rimaneva il compito di provvedere affinché ogni comunità locale potesse soddisfare i propri fabbisogni, incaricandosi dei necessari interventi infrastrutturali complessi, in particolare attraverso il Piano Regolatore Generale degli Acquedotti²⁰.

Solo successivamente, nel 1976, veniva regolata anche la disciplina degli scarichi. La legge Merli (l.319/1976) introduceva l'obbligo di autorizzazione per tutti gli scarichi in acque superficiali o in fognatura, vietando gli scarichi diretti sul suolo o in falda. La stessa legge attribuiva inoltre alle Regioni la responsabilità di provvedere ai Piani di risanamento delle acque, attraverso la programmazione ed il finanziamento delle infrastrutture fognarie e depurative.

La gestione comunale degli acquedotti disegnava un sistema di servizi idrici altamente frammentato (Barraqué 1995; Massarutto 2001); inoltre alcuni settori rimanevano esclusi da ogni forma di regolamentazione: quello degli scarichi, fino al

¹⁷ Piemonte 1994, Versilia 1996, Sarno 1998, Cervinara 1999, Soverato, Piemonte e Liguria 2000.

¹⁸ Testo unico della legge comunale e provinciale, R.D. 383/1934. che è rimasto in vigore fino alle riforme della l.142/90, che ha escluso la gestione in economia per le attività a contenuto industriale ed introdotto l'azienda speciale, la SpA pubblica e l'affidamento a privati.

¹⁹ La l.142/90 ha escluso la gestione in economia per le attività a contenuto industriale ed introdotto l'azienda speciale, la SpA pubblica e l'affidamento a privati.

²⁰ L. 129/63. Nel 1977 questo obbligo è stato trasferito alle Regioni.

1976, e quello delle acque sotterranee, incluse nel regime pubblicistico solamente con la legge Galli del 1994²¹. La frammentazione dei servizi e la parzialità della regolamentazione contribuivano inoltre a determinare ed accentuare uno dei problemi principali del settore delle acque in Italia: cioè quello della carenza e della frammentarietà delle informazioni e delle conoscenze sul territorio (Agricola 2002; CoViRI 2008; Massarutto 2008). Notava infatti B. Agricola, Direttore Generale presso il Ministero dell’Ambiente, nel 2002:

“La situazione nazionale in materia di dati ambientali è quanto mai disomogenea e disaggregata. Esistono, infatti, moltitudini di dati prodotti e/o elaborati da diversi soggetti (amministrazioni pubbliche, università, enti ed istituti di ricerca pubblici e privati, ecc.) che difficilmente tuttavia vengono divulgati e messi a disposizione delle comunità interessate. A tale realtà, che sembra paradossale in tempi di “comunicazione globale”, si unisce il fatto che spesso i dati inerenti medesimi temi risultano disomogenei se trattati da soggetti diversi e quindi difficilmente confrontabili tra loro” (Agricola 2002).

La necessità di migliorare il livello di conoscenza e controllo sulla gestione del territorio fu infatti uno dei fattori che contribuì ad aumentare il livello di attenzione sul tema acqua a partire dagli anni Ottanta (Citroni e Lippi 2006). A questo si aggiunsero altre spinte nella stessa direzione.

In primo luogo, come già ricordato, la necessità di implementare le direttive europee sulla qualità delle acque²². In secondo luogo, la situazione critica del sistema idrico nazionale. Nonostante lo sviluppo relativamente recente, infatti, la cattiva manutenzione e una gestione spesso inefficiente avevano determinato un rapido deterioramento dell’infrastruttura. Massarutto rileva come la pianificazione centralizzata nel campo acquedottistico, fognario e depurativo, se aveva avuto il merito di sviluppare in tempo relativamente breve un sistema idrico capillare, aveva però comportato ovvie imprecisioni, errori di calcolo e standardizzazione delle soluzioni (Massarutto 2008). Infine, tra i fattori che posero i servizi idrici al centro dell’agenda politica, c’era stata l’individuazione, nella relazione del 1988 della Commissione di studio per l’esame dei

²¹ Massarutto nota come la grande abbondanza di falde e di sorgenti del territorio italiano rendeva poco utile il controllo fino a tempi recenti, quando eccessi di prelievi in certe zone hanno cominciato a dare luogo a subsidenza del terreno o intrusione di acque salmastre. La necessità della regolamentazione è stata poi aumentata dalle conseguenze, sulle falde, della gestione incontrollata dello smaltimento di rifiuti solidi, lo stoccaggio di sostanze pericolose e l’impiego di fertilizzanti e fitofarmaci in agricoltura (Massarutto 2008).

²² Si tratta, in particolare, delle Direttive relative alla qualità delle acque di balneazione (76/160/CEE); alla qualità delle acque destinate al consumo umano (80/778/CEE); al trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE); alla protezione delle acque dall’inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole (91/676/CEE).

problemi del servizio idrico nazionale, della tariffazione sottocosto come “strumento improprio di raccolta del consenso” (Citroni e Lippi 2006). Fino alla riforma del 1994, infatti, la finanza pubblica si addossava buona parte (il 70% circa) del costo dei servizi idrici (Massarutto 2008).

Dopo un lungo dibattito che attraversò tre legislature (1983-87; 1987-92 e 1992-94), la legge di riforma dei servizi idrici (l. 36/94), conosciuta poi come “legge Galli”, venne approvata a larghissima maggioranza nel 1994. Con essa, fanno notare Citroni e Lippi, il Parlamento inaugurava per la prima volta “un settore autonomo di *policy* per i servizi idrici” (Citroni e Lippi 2006, 240). La riforma nasceva dalla considerazione, ampiamente condivisa, alla base della riforma era che le criticità principali del settore idrico italiano andavano ricercate nell’elevatissima frammentazione e nel limitato livello di industrializzazione (Carrozza 2008; Giannelli 2006). A questi problemi la legge Galli rispondeva con:

- l’individuazione di Ambiti Territoriali Ottimali (ATO), come ambiti territoriali di riferimento per la gestione della risorsa, attraverso apposite Autorità d’Ambito;
- la separazione della titolarità della risorsa e della programmazione (di responsabilità pubblica) dalla gestione (ispirata a criteri imprenditoriali);
- l’individuazione di un unico gestore per ATO, da individuare tra società di natura privata, ponendo fine alle gestioni in economia;
- l’integrazione delle diverse fasi del ciclo dell’acqua (estrazione, distribuzione, raccolta degli scarichi e depurazione) nel Servizio Idrico Integrato (SII), di responsabilità del gestore unico;
- infine, la definizione di un sistema tariffario basato su una tariffa unica per ogni ambito che comprende i servizi di distribuzione dell’acqua potabile, fognatura e depurazione, e che assicura la copertura integrale dei costi di investimento ed esercizio.

Come già la legge 183, la legge Galli esprimeva un disegno riformatore “neo illuministico” (Citroni e Lippi 2006, 243), privilegiando soluzioni ispirate a criteri di razionalità, e destinate a rivelarsi spesso irrealistiche, soprattutto nei tempi di attuazione, di fronte all’imponente sforzo di adeguamento richiesto al paese (Carrozza 2008; Giannelli 2006; Massarutto 2000). In maniera interessante, ad esempio, la legge Galli sanciva in apertura dei principi generali molto avanzati, come la natura giuridica pubblica di tutte le acque; il suo utilizzo secondo criteri di solidarietà; la necessità di indirizzare gli

usi delle acque al risparmio, al rinnovo delle risorse e alla salvaguardia dell'ambiente; la necessità di cicli integrati e dei bacini come confini. Di fatto, finiva poi per occuparsi estensivamente solo dell'acqua per usi civili (Giannelli 2006; Molinari 2007), contribuendo ad indirizzare il dibattito in quella direzione.

La legge Galli lasciava ampio spazio e responsabilità alle Regioni per la sua attuazione ed implementazione. A queste spettava di decidere i confini degli ATO e di disciplinare le modalità attraverso le quali gli enti locali dovevano affidare la gestione del SII. Sul punto, tuttavia, esisteva una grande incertezza, soprattutto con riferimento alla natura obbligatoria o meno della gara per l'affidamento a privati. Nonostante ciò, dalla fine degli anni Novanta è possibile riconoscere una graduale ristrutturazione del settore, in termini di ampliamento dell'ambito territoriale di riferimento dei gestori e di integrazione lungo il ciclo idrico. Come negli altri comparti delle *utilities* locali, infatti, è stato il settore privato a muoversi prima del versante politico-amministrativo ed a destreggiarsi tra le incertezze dell'attuazione della legge Galli (Carrozza 2008; Massarutto 2003), realizzando, in parte, le aspettative della legge Galli, seppure attraverso strumenti di mercato (Carrozza 2008, Massarutto 2000).

Nel frattempo le incertezze e le contraddizioni del quadro italiano riformato non erano passate inosservate a Bruxelles, dove la Commissione apriva una procedura preliminare di infrazione nel novembre del 2000²³. Con questo intervento il dibattito sull'attuazione della legge Galli, già acceso negli anni 1994–1999, si concentrò definitivamente sulle modalità di affidamento della gestione; in particolare, nota Carrozza:

“avviene uno spostamento delle attenzioni dai problemi strutturali e dimensionali del settore idrico e dei servizi pubblici locali ai meccanismi storici di gestione dei servizi pubblici in Italia, alla loro compatibilità con la direzione chiaramente indicata dall'UE in materia di concorrenza e mercato interno, ai rapporti fra le imprese dei servizi pubblici e le amministrazioni locali” (Carrozza 2008, 12).

Dall'avvio della procedura preliminare di infrazione, infatti, iniziò un lungo e tortuoso processo di aggiustamento della normativa nazionale sui servizi pubblici locali e sulle loro modalità di affidamento. La finanziaria del 2002 (l. 448/2001, art.35) avviava

²³ Questo intervento aveva in realtà come oggetto la disciplina dettata dall'art. 22 della l. 142/90 e la correlata violazione dei principi di non discriminazione e di trasparenza in materia di appalti pubblici. L'atto di messa in mora non ebbe comunque conseguenze, poiché nel frattempo l'articolo in questione era stato abrogato e sostituito dall'art. 113 del d.lgs. 267/2000 (Carrozza 2008).

un processo di spinta all'apertura a soci privati, stabilendo che i servizi pubblici locali fossero affidati a società di capitali selezionate tramite procedure ad evidenza pubblica²⁴. La disciplina sugli affidamenti veniva poi parzialmente riscritta con la l. 326/2003, che eliminava l'obbligatorietà della gara e, accanto a questa, introduceva due nuove modalità di affidamento (art.14): la società mista pubblico-privato e l'affidamento *in house*, che permetteva al Governo italiano "di salvare tutti gli affidamenti diretti per i quali aveva rischiato un conflitto con la Commissione europea" (Giannelli 2006, 297).

A partire dal 2001 si è insomma susseguita una serie di interventi formali ed informali che ha ripetutamente indicato la strada delle procedure competitive ad evidenza pubblica come forma ordinaria e preferenziale di affidamento della gestione dei servizi²⁵. Se si esclude la breve eccezione rappresentata dal disegno di legge cd. "Lanzillotta" (d.d.l. S772 del 30/6/2006), che escludeva i servizi idrici dalla necessità della gara, la tendenza – dal 2004 al recente d.lgs. 135/2009 – è stata quella di restringere sempre più le possibilità di affidamento *in house*²⁶. È possibile leggere in questi ripetuti interventi del legislatore un chiaro tentativo di semplificare l'articolato e confuso panorama degli affidamenti, che tuttora prevede deroghe e diversi tempi di adeguamento. Tuttavia il ripetuto succedersi di decreti-legge, decreti legislativi e circolari del Ministero è risultata, in un'*unintended consequence* che sembra però rappresentare il *leit-motiv* del modo italiano di fare politiche, in un generale aumento dell'incertezza delle forme di gestione dei servizi idrici. Da un lato, infatti, si ripropone il paradosso che Massarutto definiva di "Achille e la tartaruga": "la risultante di tutte queste spinte contrastanti è una sorta di *no contest*, in cui poco si muove, le fasi transitorie si dilatano a dismisura, il conseguente quadro di incertezza impedisce agli attori di formulare strategie a lungo termine" (Massarutto 2000). Dall'altro, gli attori pubblici e privati coinvolti nella gestione lamentano sia la ripetuta messa in discussione di affidamenti conformi alle leggi (vigenti

²⁴ Sui contenuti dell'art. 35 la Commissione Europea avviava una nuova procedura di infrazione, sottolineando come il nuovo provvedimento continuasse a consentire "numerose ipotesi di affidamento diretto dei servizi pubblici locali al di fuori delle previsioni della disciplina comunitaria". Il comma 5 del suddetto art.35, infatti, consentiva l'affidamento diretto, per un massimo di 5 anni, a società di capitali partecipate dai comuni dell'ATO e che entro due anni avrebbero dovuto vendere a privati almeno il 40% del capitale.

²⁵ Nella stessa direzione sembra d'altronde andare l'Unione Europea, con da un lato indica con forza la direzione del mercato interno, ma dall'altro lascia aperto un margine di tolleranza all'esistenza di affidamenti diretti e afferma il diritto degli enti pubblici di autoprodurre i servizi offerti alle comunità locali (Carrozza 2008).

²⁶ I principali interventi sono rappresentati dalla finanziaria 2004 (l.350/2003); dalla circolare del Ministero dell'ambiente del 6 dicembre 2004, *Affidamento in house del servizio idrico integrato*; dalla decisione AS 311 dell'AGCM del 2005; dalla l.133/2008 e dal d.l. 135/2009 (convertito in l.166/2009).

all'epoca dell'assegnazione), sia, soprattutto, le difficoltà finanziarie di operare in un quadro di costante incertezza²⁷. Infine, l'accento posto sulle forme di affidamento e le ripetute spinte alla liberalizzazione e alla privatizzazione sono risultate in una crescente mobilitazione popolare a favore della "ripubblicizzazione" dei servizi idrici, che ha incontrato il favore di numerose amministrazioni locali (si veda poi il par. 4).

1.4. La Direttiva Quadro e le contraddizioni del Testo Unico Ambientale

Il quadro normativo nazionale delineato fin qui, benché frammentato, mostra diversi punti in comune con le disposizioni della Direttiva. Questa "predisposizione" della legislazione italiana al recepimento della normativa europea veniva infatti riconosciuta a più livelli (tecnico, giuridico, amministrativo, politico) fin dalla pubblicazione della Direttiva (Gruppo 183, 2008; Passino 2005; Urbani 2003). Da un lato, la l.183/89 delineava un approccio alla gestione delle acque basato sui bacini idrografici; dall'altro la legge Galli introduceva il principio della copertura integrale dei costi attraverso le tariffe, in un'ottica attenta, almeno in principio, alla sostenibilità economica ed ambientale degli usi delle acque.

Più di recente, il d.lgs. 152/99 sulla gestione e la tutela delle acque dall'inquinamento, se arrivava in ritardo nell'applicazione delle Direttive comunitarie sul trattamento delle acque reflue urbane e sulla protezione delle acque dall'inquinamento da nitrati, per altri versi anticipava molte delle prescrizioni della Direttiva. Il d.lgs. 152/99 (poi abrogato dal d.lgs. 152/2006, ma sostanzialmente confluito in esso), infatti, fissava degli obiettivi di qualità ambientale per tutte le acque e per le acque a specifica destinazione, così come avviene nella Direttiva Quadro; ed introduceva nel contesto della pianificazione di bacino aspetti quali il deflusso minimo vitale, l'uso plurimo della risorsa, il risparmio idrico ed il riconoscimento del valore economico dell'acqua. Il d.lgs. 152/99 individuava, inoltre, come specifico strumento di pianificazione, il Piano di tutela delle acque (art.44), i cui contenuti ricalcavano grosso modo quelli del Piano di gestione previsto dalla Direttiva.

A dispetto di questa compatibilità legislativa, l'applicazione della Direttiva in Italia ha incontrato notevoli ritardi e inadempienze, non da ultimo a causa delle vicissitudini

²⁷ Newsletter 04/2009 del'ANEA: http://www.associazioneanea.it/view_sql?numb=442 (accesso: gennaio 2010). Qui l'ANEA (Associazione Nazionale Enti e Autorità d'Ambito) dichiarava in particolare: "E' inevitabile che l'incertezza creata sul tema di ripercuota sugli investimenti nelle infrastrutture: chi presterebbe delle somme considerevoli, da restituire in vari decenni, ad una società destinata ad essere sciolta nell'arco di un paio d'anni? Senza la possibilità di ottenere finanziamenti, fino al 2011 non si potranno programmare né realizzare investimenti e anche la manutenzione ne risentirà".

relative al decreto di recepimento della Direttiva, il d.lgs. 152/2006²⁸, a cui accenniamo brevemente.

Prendendo atto della frammentazione e della complessità del quadro normativo nazionale, il 15 dicembre 2004 il Parlamento dava delega al Governo di adottare, entro 18 mesi, “uno o più decreti legislativi di riordino, coordinamento e integrazione della legislazione in materia ambientale” (legge delega n.308/2004). Il 12 ottobre 2005 veniva presentato lo schema ufficiale di decreto legislativo in materia di acque e suolo, sotto forma di cinque distinti decreti, il cui contenuto, tuttavia, non era stato sottoposto alla consultazione delle parti interessate, prevista dalla legge delega all’art.1, c.14 (Gruppo183 2006). Roberto Passino²⁹, alcuni mesi dopo, rivelava inoltre che, benché la legge delega prevedesse che l’elaborazione dei decreti provenisse da un’apposita commissione di esperti³⁰, alcuni di questi ammettevano “di essersi visti recapitare i testi negli ultimi giorni di vita della commissione” (Passino 2005), a cui peraltro era stata richiesta un’approvazione del tipo “si/no” per via elettronica con un lasso di tempo di pochi giorni per presentare osservazioni (*ibid.*)³¹. Nel frattempo le parti interessate, cioè le associazioni sindacali, quelle ambientaliste e quelle di tutela dei consumatori, insieme agli enti locali, criticavano la scelta del governo; la Conferenza delle Regioni, l’ANCI e l’UPI sostennero che questa rompeva l’accordo firmato il 4 ottobre 2001 fra il Ministro Matteoli, le Regioni, l’ANCI, l’UPI, e rappresentava, secondo il Presidente della Conferenza Vasco Errani, “un atto unilaterale del Governo, che viola il principio della

²⁸ L’UE ha aperto in merito tre procedure di infrazione ed emesso due sentenze di condanna ai sensi dell’art. 226 del Trattato UE. Una prima procedura, e la relativa condanna, intervenuta il 12 gennaio 2006, sono relative al mancato recepimento della Direttiva entro i tempi previsti (22 dicembre 2003). Successivamente la Commissione, ritenendo incompleto il recepimento operato dal d.lgs. 152/2006, ha avviato una procedura per mancata esecuzione della sentenza di condanna. Su questo punto il Governo italiano ha precisato che il recepimento delle disposizioni non trasposte sarebbe avvenuto nel contesto di revisione e correzione della parte III del Decreto Ambientale (ancora in corso nel momento in cui si scrive). La seconda procedura di infrazione, per il mancato adempimento dell’art. 3 sull’individuazione dei distretti idrografici, è stata invece archiviata con la ripartizione del territorio nazionale in otto distretti idrografici e l’istituzione delle relative Autorità di bacino distrettuali. La Commissione Europea ha infine emesso un parere motivato nei confronti dello Stato italiano per i contenuti del “Report art. 5”, che, a causa del ritardo nel recepimento della Direttiva, era stato redatto sulla base delle disposizioni legislative precedenti, facendo riferimento alle Autorità di bacino di rilievo nazionale e ai Piani di tutela (laddove esistevano); questo procedimento ha portato ad una seconda sentenza di condanna (18 dicembre 2007).

²⁹ Roberto Passino è stato il primo Direttore dell’IRSA-CNR, il primo Segretario dell’Autorità di bacino del Po ed è attualmente Presidente del Comitato di Vigilanza sulle Risorse Idriche.

³⁰ “scelti tra professori universitari, dirigenti apicali della pubblica amministrazione ed esperti di alta qualificazione nei settori e nelle materie oggetto della delega” (art. 1, c.11 della legge delega).

³¹ La notizia veniva confermata dallo stesso Ministro dell’Ambiente Matteoli al quotidiano “La Repubblica” (24 ottobre 2005, “Ambiente, i saggi voteranno via mail” di A. Cianciullo).

leale collaborazione tra le istituzioni e si configura come una scelta centralistica”³². Le critiche del mondo della ricerca si estendevano invece ai contenuti dei decreti, per l’assetto istituzionale confuso e centralistico che sottendevano e per la generale imprecisione e debolezza della normativa tecnica³³.

Le ampie critiche che i decreti suscitavano da più parti non fecero che aumentare quando, dopo meno di venti giorni dalla presentazione dei decreti, questi vennero riuniti in un unico testo articolato in 318 articoli, per un totale di più di 700 pagine e numerosissimi allegati. Anche le Commissioni competenti di Camera e Senato, in gennaio, si esprimevano a favore di una modifica sostanziale del decreto³⁴. Tuttavia, il 19 gennaio 2006, a pochi giorni dalla chiusura delle Camere, il Governo approvava in seconda lettura il decreto, che veniva approvato definitivamente dal Parlamento il 3 aprile, a meno di una settimana dalle elezioni legislative (d.lgs. 152/2006, Norme in materia ambientale, di seguito TUA).

Il nuovo governo di centro-sinistra provvedeva immediatamente a dichiarare l’inefficacia del decreti attuativi del Decreto Ambientale ed approvava, nei mesi successivi, due decreti correttivi dello stesso³⁵, ma la correzione del Decreto può dirsi ancora in corso nel momento in cui si scrive. Numerose Regioni, nel frattempo, hanno fatto ricorso alla Corte Costituzionale nei confronti di molte disposizioni del TUA, tra cui in particolare quelle relative al sistema di pianificazione di distretto, ritenute lesive delle prerogative costituzionalmente loro garantite.

Le correzioni apportate hanno introdotto alcune modifiche alla parte sulla Valutazione Ambientale Strategica, sulla Valutazione di Impatto Ambientale, sui rifiuti e sulle bonifiche dei siti inquinati; è rimasta invece invariata la parte III, “Norme in materia

³² Citato in www.regioni.it del 25/11/2005 (accesso: dicembre 2008). L’accordo conteneva l’impegno ad “operare pariteticamente nell’elaborazione legislativa ai fini di conseguire obiettivi condivisi” ed anche di “garantire una interlocuzione sistematica con le Regioni e gli Enti locali nella fase preliminare ed in quelle successive sui singoli temi nell’elaborazione dei decreti legislativi previsti dalla legge di delega”.

³³ Cfr. l’appello inviato al Presidente della Repubblica il 29/11/2005 e disponibile sul sito: <http://www.gruppo183.org/leggedelega/appellodecretoambiente.htm>. (Accesso: settembre 2008).

³⁴ L’ VIII Commissione della Camera (Ambiente), ad esempio, riconosceva “incongruità, inadeguato recepimento di direttive comunitarie e non piena coerenza con i principi e criteri direttivi della delega”; nonché “contraddizioni nelle norme di raccordo fra i vari livelli istituzionali in materia di difesa del suolo”. A proposito dei piani di tutela regionali delle acque, si osservava che “tali strumenti di pianificazione, già previsti dalla normativa vigente (articolo 14 del d.lgs. n.152 del 1999), rischiano di essere ormai superati a seguito del recepimento dell’articolo 13 della direttiva 2000/60/CE [...]” (VIII Commissione Permanente – Ambiente, territorio e lavori pubblici – della Camera dei Deputati, *Schema di decreto legislativo recante norme in materia ambientale.*(Atto n. 572).*Parere approvato dalla Commissione*, Roma, VIII Commissione della Camera dei Deputati, 12 gennaio 2006).

³⁵ Si tratta del d.lgs. 284/2006 dell’8 novembre 2006 e del d.lgs. 4/2008 del 21 dicembre 2007.

di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche”.

Il decreto, che rappresenta l'atto con cui l'Italia ha recepito la WFD, abroga tutta la legislazione precedente in materia, dalla legge 183 alla legge Galli, dalla legge Merli³⁶ al decreto 152/1999. In attuazione della Direttiva il decreto individua, dall'accorpamento dei bacini fluviali esistenti, 8 distretti idrografici: Alpi orientali (Adige e bacini del Veneto e del Friuli Venezia Giulia); distretto Padano (attuale bacino del Po); distretto pilota del Serchio; Appennino settentrionale (Arno e bacini liguri, romagnoli e parte di quelli marchigiani); Appennino centrale (Tevere e bacini laziali, abruzzesi e parte di quelli marchigiani); Appennino meridionale (tutti i restanti bacini dell'Italia meridionale continentale); Sicilia; Sardegna (Fig.3.1.).

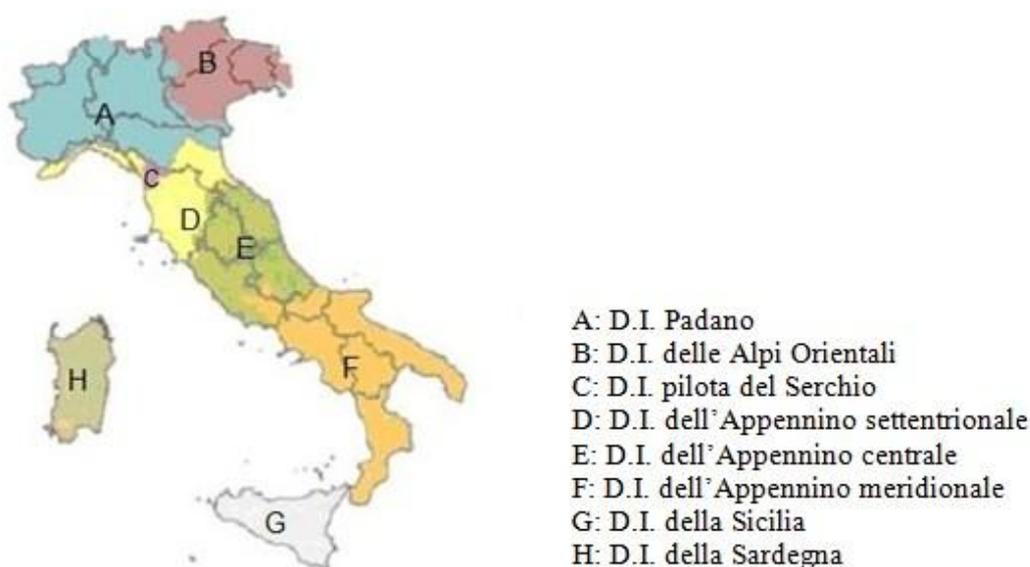


Figura 3.1: Delimitazione dei distretti idrografici ai sensi del d.lgs. 152/2006

Per quanto riguarda l'architettura istituzionale, le Autorità di bacino esistenti dovevano essere abrogate e sostituite dalle Autorità di bacino distrettuali. In realtà, mancando il DPCM che istituiva di fatto le Autorità di distretto, si è creata una situazione di vuoto istituzionale risolta solo dal primo decreto correttivo, che ha prorogato le Autorità di bacino, in attesa della conclusione del processo di revisione e correzione del decreto ambientale.

L'aspetto relativo ai distretti idrografici ed alla loro architettura istituzionale è forse il più contestato del decreto. L'individuazione dei distretti, già tardiva rispetto alle

³⁶ Già abrogata in realtà dal d.lgs. 152/1999.

scadenze richieste da Bruxelles, è apparsa eccessivamente arbitraria: in primo luogo, questa è avvenuta senza la consultazione delle Regioni interessate³⁷; in secondo luogo, non ha tenuto conto, soprattutto per i bacini del Sud, delle trasformazioni strutturali determinate dai trasferimenti d'acqua da un bacino all'altro e degli accorpamenti consolidati (Regione Basilicata 2004); infine, non sembra necessariamente riflettere lo spirito o le intenzioni della Direttiva (EC 2007a). Molte delle proposte attualmente avanzate ribadiscono la validità dell'impianto geografico-istituzionale della legge 183 e la necessità di tenere in vita le delimitazioni dei bacini idrografici e le Autorità di bacino all'interno dei distretti (Nardi 2007). Le nuove Autorità di distretto, infatti, a causa della loro struttura istituzionale, diventerebbero "praticamente una dipendenza del Ministero dell'Ambiente", scardinando "lo strumento cui nell'assetto esistente è affidato il compito di garantire il coordinamento tra le concorrenti competenze in materia territoriale" (Passino 2005, 8).

Il decreto ambientale riprende le innovazioni del d.lgs. 152/99 in ambito di tutela qualitativa e quantitativa della risorsa, con gli obiettivi di qualità ambientale e per specifica destinazione (artt. 76-79) e con l'attenzione al risparmio idrico e l'introduzione del bilancio idrico (artt. 95-99). La disciplina dei servizi idrici non subisce invece modifiche significative, mentre per quanto riguarda la partecipazione pubblica, il decreto richiama la Direttiva e ne demanda la promozione alle Autorità di distretto, lasciando invece invariata la disciplina relativa.

Per avere un quadro sintetico della situazione italiana in relazione all'attuazione della Direttiva, può farsi riferimento alla Comunicazione della Commissione Europea al Parlamento e al Consiglio del 23 marzo 2007³⁸, che traccia un primo bilancio sulla qualità dell'attuazione della Direttiva nei paesi membri. L'Italia, oltre a non essere stata in grado di valutare quali e quanti corpi idrici sono a rischio di non raggiungere gli obiettivi stabiliti dalla Direttiva, si è distinta per la deludente *performance* sia nell'attuazione delle previsioni amministrative relative alla definizione e al governo dei Distretti idrografici (*ex art.3*), sia nella qualità della comunicazione (puntualità nella trasmissione delle relazioni e chiarezza e completezza delle stesse). Occupa inoltre gli ultimi posti anche nella valutazione della performance relativa alla realizzazione dell'analisi ambientale ed economica dei distretti (*ex art.5*) (EC 2007b).

³⁷ www.gruppo183.com. Accesso: novembre/2008.

³⁸ COM (2007)414 definitivo.

2. I FATTORI STRUTTURALI. CARATTERISTICHE FISICHE ED ECONOMICHE DEL BACINO DEL PO

Le caratteristiche geografiche della penisola esercitano un peso considerevole sia sulla disponibilità effettiva della risorsa che sulla sua distribuzione sul territorio nazionale. L'Italia è infatti un paese che gode di un'abbondante disponibilità d'acqua, se con disponibilità si intende la disponibilità potenziale, che raggiunge i 3300 m³/anno/abitante (Dati Irsa-CNR 1999). Tuttavia, la natura irregolare dei deflussi e le difficoltà pratiche di utilizzo di molte risorse abbassano questo valore a 2000 m³ (risorse potenzialmente utilizzabili) e a 928 m³ (risorse effettivamente utilizzabili, data la rete di infrastrutture esistente) (Massarutto 2001; 2003). La disponibilità della risorsa inoltre varia enormemente lungo la penisola. Il Nord, con i suoi grandi bacini, gode di risorse abbondanti e regolarmente disponibili, grazie ai rilievi alpini e alla naturale capacità di stoccaggio di laghi e ghiacciai; qui la conformazione geografica permette inoltre di incrementare maggiormente la disponibilità naturale con opere di invaso (Massarutto 2003)³⁹.

Il fiume Po si caratterizza come il principale fiume italiano, sia per lunghezza dell'asta principale (650 km), che per entità dei deflussi (portata massima storica di 10.300 m³/s a Pontelagoscuro – FE). Il suo bacino, con una superficie che supera i 71.000 km², copre un quarto dell'intero territorio nazionale, interessando 3.210 Comuni, sette Regioni (Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Veneto, Liguria, Emilia-Romagna, Toscana) e la Provincia Autonoma di Trento. La pianura padana, dal canto suo, rappresenta oggi la principale macro-regione produttiva nazionale, con un PIL che copre circa il 40% di quello nazionale (dati: AdbPo 2006) (Fig. 3.2).

I trend climatici più recenti sono un altro fattore che influisce sulla disponibilità d'acqua. Tradizionalmente un paese a clima mediterraneo, l'Italia è soggetta al fenomeno di "tropicalizzazione" del clima; si assiste, in altre parole, sia ad una frequenza crescente di eventi meteorologici estremi, come precipitazioni intense e periodi di siccità, sia ad una maggiore concentrazione dei periodi piovosi, che, a fronte di un livello di precipitazioni pressoché costante, diminuisce la quantità d'acqua effettivamente utile (Massarutto 2003; 2008). Nel decennio 1994-2004, comunque, il deflusso superficiale naturale nei principali

³⁹ La disponibilità è nettamente inferiore nell'Italia centrale e soprattutto meridionale (con l'eccezione della Sardegna), caratterizzate dalla natura più circoscritta e irregolare dei corsi d'acqua, cosicché solamente il 15-20% delle risorse disponibili è effettivamente utilizzabile, contro il 50% circa del Nord. Il Sud soffre inoltre anche di una maggiore variabilità stagionale, con il 60-90% di deflusso concentrato tra la stagione invernale e quella primaverile (Massarutto 2001).

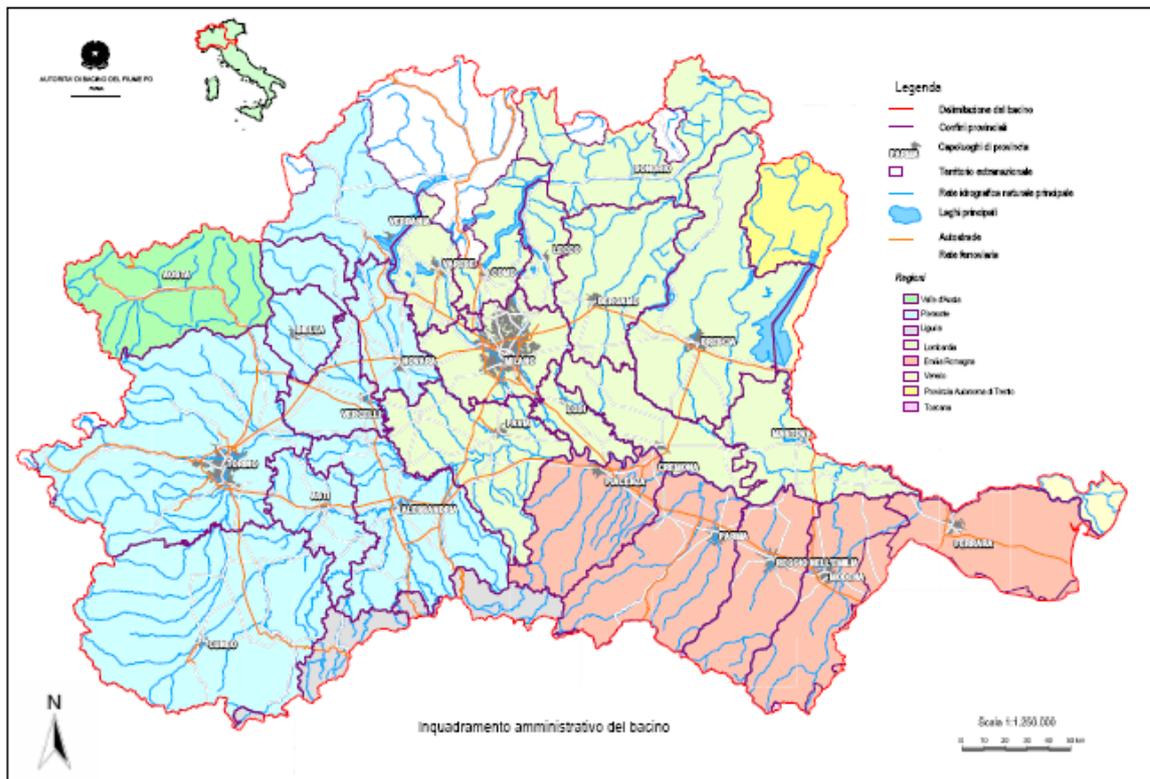


Figura 3.2: il bacino idrografico del fiume Po. Fonte: AdbPo 2006

bacini nazionali ha subito un decremento in media del 20% rispetto alle medie storiche precedentemente conosciute (CoViRI 2006). Benché questo dato sia notevolmente ridimensionato per il bacino del Po, rispetto al quale non bisogna dimenticare l'effetto compensativo del maggior grado di scioglimento dei ghiacciai (*ibid*), l'Italia e il bacino del Po vengono considerate dalle statistiche internazionali come sottoposti a “stress idrico”, cioè come situazioni in cui il rapporto tra i prelievi annui e la disponibilità media di risorse a lungo termine supera il 20% (Fonte: EEA) (Fig. 3.3) ⁴⁰.

È bene sottolineare, tuttavia, che la disponibilità d'acqua *teorica* eccede di gran lunga qualsiasi ipotesi di consumo a medio-lungo termine (Irsa-CNR, 1999). In altre parole, la scarsità non riguarda la risorsa naturale grezza, ma, da un lato, l'acqua che il sistema di infrastrutture esistente è in grado di erogare nell'unità di tempo; e, dall'altro, l'acqua utilizzabile localmente a costi accettabili (Massarutto 2008). Come molti osservano, i problemi del settore idrico italiano sono anche problemi di gestione, di

⁴⁰ Questo rapporto in Italia è pari al 25% circa (Dati: EEA 2009a). Lo stress idrico è misurato attraverso l'Indice di Sfruttamento Idrico o *Water Exploitation Index* (WEI) (Cfr.: <http://glossary.eea.europa.eu>). In realtà, poiché l'acqua è una risorsa fluente e rinnovabile, un indicatore più preciso, come ad esempio il bilancio idrico, dovrebbe considerare la disponibilità su scale temporali più ridotte, tenendo quindi conto della distribuzione delle precipitazioni, della distribuzione stagionale e territoriale degli usi ecc. Anche a livello di bacino idrografico, comunque, emergono situazioni di stress idrico piuttosto diffuse, sia al Nord che al Centro-Sud (Massarutto 2008).

allocazione della risorsa, e di risoluzione dei conflitti sugli usi plurimi della stessa (Allan 2003; Barraqué 1995; Massarutto 2001; 2008).

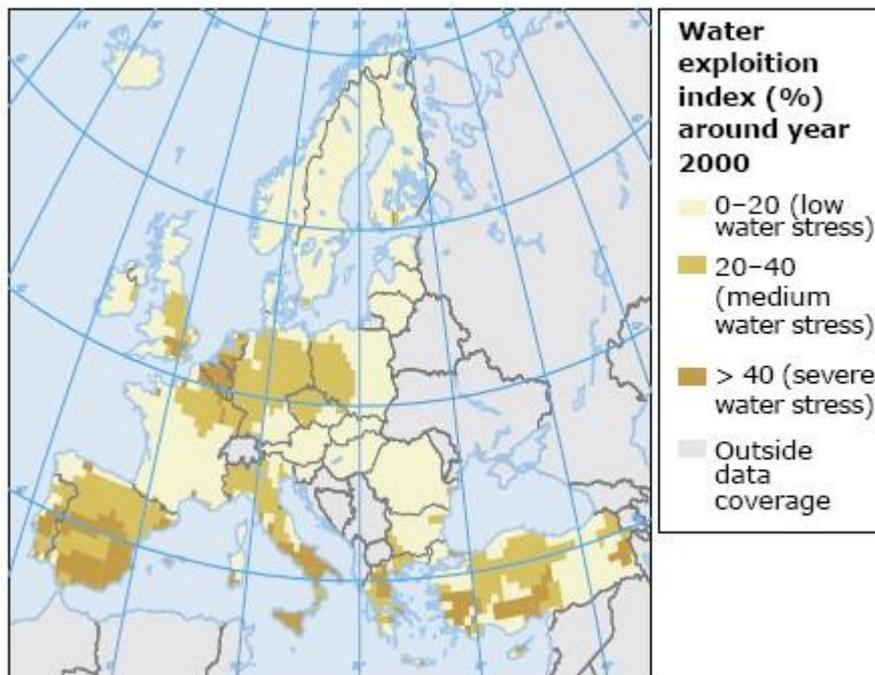


Figura 3.3: Indice di sfruttamento idrico per l'anno 2000 nei principali bacini europei. Fonte: EEA 2005.

Dal punto di vista dei prelievi, l'Italia nel suo complesso ha uno dei più elevati livelli di consumo d'acqua per abitante in Europa, oltre 2000 l/giorno, rispetto alla media europea di 1677 l/giorno (Dati: Irsa-CNR 1999). Questo fattore può essere in parte attribuito al clima mediterraneo ed è favorito dall'abbondante disponibilità a costi relativamente limitati, oltre che dagli scarsi incentivi individuali alla razionalizzazione del consumo (Massarutto 2008). L'elevata disponibilità di risorse idriche del bacino padano (40% di quelle dell'intero paese) "ha portato a sovrastimare la disponibilità della risorsa e la sua capacità di auto depurazione"; ed il loro utilizzo "è stato, fino ad ora, effettuato senza prevedere la necessaria pianificazione razionale per il soddisfacimento dei fabbisogni antropici, compatibilmente con le caratteristiche quantitative e qualitative delle fonti di approvvigionamento" (AdbPo 2006). L'eccessivo sfruttamento della risorsa può essere in parte collegato a quella che è stata definita "disaffezione fisiologica"⁴¹ verso il fiume, il quale è sempre stato visto, almeno fino ai tempi più recenti, come una risorsa per lo sviluppo e una minaccia per le attività umane e non come un valore o un bene di tutti

⁴¹ La citazione è tratta da Ropolo, I. e Vinci, G. (2005), *Progetto RIVAdiPO. La percezione del territorio e del suo sviluppo da parte dei Sindaci*, tesi di master, Università degli studi del Piemonte Orientale, Alessandria, cit. in Baraggioli 2008, 157.

(Baraggioli 2008)⁴². A questo va ad aggiungersi uno sviluppo urbano caotico e scarsamente pianificato, eredità di un modello di insediamento dispersivo, caratterizzato da un elevato numero di città di medie e piccole dimensioni e un bassissimo livello di polarizzazione delle attività industriali (Massarutto 2001).

Per quanto riguarda i modelli di utilizzo della risorsa, l'Italia si caratterizza per un'elevata variabilità di situazioni regionali e per la relativa indipendenza dei vari usi, soprattutto in relazione alle fonti di approvvigionamento.

Come per gli altri paesi mediterranei, i prelievi per uso irriguo rappresentano la parte più consistente sul totale degli usi, circa il 50% sul totale nazionale. (Dati Irsa-CNR 1999). Dei volumi complessivamente utilizzati dall'agricoltura, la gran parte sono comunque localizzati al Nord (Fig. 3.4). Seguono, in ordine di importanza, i prelievi per usi industriali, civili ed energetici. Il conflitto tra domanda agricola e quella per gli altri usi, in particolare quello idroelettrico, è stato – ed è – infatti, uno dei nodi essenziali della gestione delle acque in Italia (Barraqué 1995).

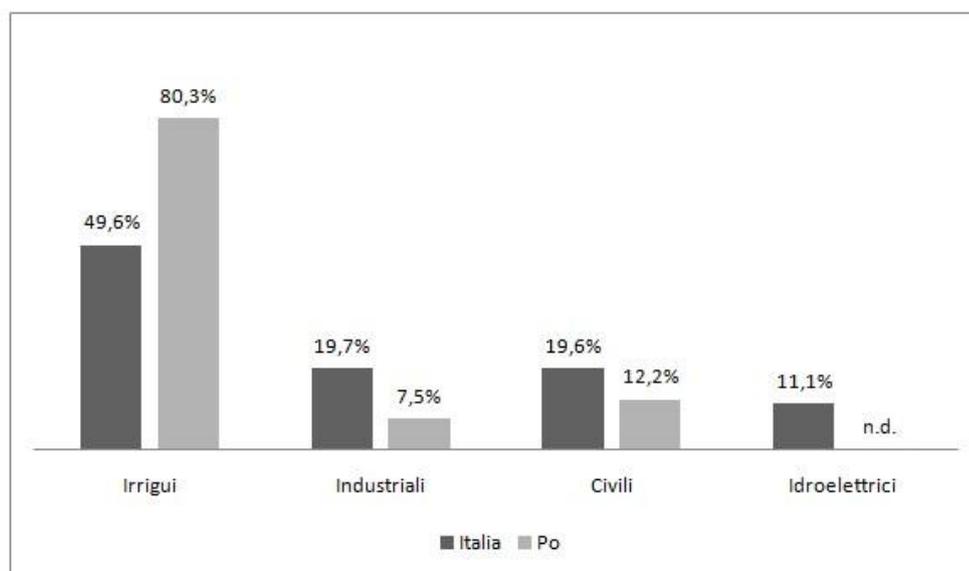


Figura 3.4: principali usi dell'acqua per settore in Italia e nel bacino del Po (% sul totale dei volumi derivati). Nostra elaborazione su dati Irsa-CNR 1999 (per l'Italia) e AdbPo 2006 (per il bacino del Po).

⁴² Nel capitolo introduttivo al volume *Tracce di Governance. Comunità e sviluppo locale nella Media Valle del Po* (Milano, F. Angeli, 2008), Borelli rivela come il fiume Po sia rimasto per molti secoli escluso dalle vicende del territorio padano, nonostante ne attraversi l'intera superficie da Ovest a Est. Gli insediamenti celtici e le successive infrastrutture romane vennero localizzate, infatti, ai piedi dei rilievi montani e collinari, lontano dunque dal Po, "fiume estroso", poiché relativamente giovane dal punto di vista geologico e dunque ancora soggetto a fenomeni evolutivi (Turri 2000). Tutto il successivo sviluppo territoriale, dal XII al XX secolo, si è poi adeguato ai grandi assi delle infrastrutture viarie e delle urbanizzazioni esistenti, sancendo definitivamente la marginalità del fiume (Borelli 2008).

Nel bacino padano il sistema della grande agricoltura è alimentato prevalentemente da fonti superficiali ed è strettamente connesso al sistema idroelettrico, con cui normalmente condivide gli invasi. Solo i maggiori usi industriali per raffreddamento e per alcuni processi gravitano sul sistema delle acque superficiali, utilizzando proprie derivazioni, mentre tutti i restanti usi industriali si rivolgono alle acque sotterranee. Gli usi civili sono invece normalmente alimentati da acque sorgive o di falda, con alcune significative eccezioni come Torino, Genova, Bologna, Ferrara e la regione romagnola⁴³.

Come già ricordato, prima del 1994 la proprietà pubblica sulle acque doveva essere esplicitamente dichiarata caso per caso (Massarutto 2001); praticamente questo avveniva per tutti i corsi d'acqua principali, per cui l'autorità pubblica emetteva poi una licenza d'uso (concessione di derivazione di acque pubbliche). I diritti di proprietà sui corsi d'acqua minori e sulle acque sotterranee restavano invece afferenti ai diritti dei proprietari dei terreni. La legge Galli ha stabilito invece la proprietà pubblica di tutte le acque, superficiali e sotterranee, e dunque il relativo obbligo di licenza. L'implementazione di questa misura ha incontrato però le difficoltà derivanti dalla necessità di individuare e monitorare decine di migliaia di captazioni private (Massarutto 2008).

Il sistema delle concessioni resta in buona parte regolato dal Testo unico del 1933, secondo il quale all'autorità pubblica spetta la funzione di arbitro delle concessioni⁴⁴. Tradizionalmente questo potere è rimasto aperto alla discrezionalità dell'autorità pubblica: potendo lo stato decidere quale tra le richieste concorrenti rappresentasse meglio l'interesse generale, fino ad epoca recente il suo orientamento è rimasto di tipo "produttivistico", privilegiando opere e infrastrutture destinate ai grandi usi civili, agricoli e idroelettrici ed affermando l'interesse pubblico in contrasto con gli interessi locali e consuetudinari (Isenburg 1986). La legislazione successiva ha introdotto alcuni parametri che limitano la discrezionalità del decisore pubblico: la priorità della domanda per usi civili, la priorità degli usi irrigui sugli altri usi produttivi in caso di stress temporaneo, il

⁴³ L'Italia centrale e appenninica è piuttosto ricca in termini di circolazione sotterranea e sorgiva, ma, rispetto al Nord, è più frequente il ricorso a fonti superficiali e a invasi. Questi sono invece la norma al Sud e nelle isole, con un'ampia diffusione dei trasferimenti a lunga distanza, molto rari al Nord. Nel mezzogiorno è anche più diffusa l'integrazione tra i vari usi, che pertanto spesso gravitano sulle stesse infrastrutture (Massarutto 2003).

⁴⁴ In passato questa funzione era svolta dagli uffici provinciali del Genio Civile; dalla fine degli anni Novanta la competenza a disciplinare le norme per il rilascio delle concessioni è passata alle Regioni, che hanno poi demandato alle Province la gestione amministrativa dei prelievi delle acque sotterranee.

rispetto del deflusso minimo vitale e la garanzia per le funzionalità ecologiche. Tuttavia è bene rilevare che il rinnovo delle concessioni, che normalmente venivano rilasciate con scadenze a lungo o lunghissimo periodo, causa ora nuovi conflitti poiché, se da un lato gli usi preesistenti vengono tutelati dall'ordinamento (Massarutto 2008), dall'altro i nuovi e più stringenti parametri imporrebbero spesso una revisione consistente degli stessi.

Per quanto riguarda il sistema dei servizi idrici, le ultime indagini effettuate dal Comitato per la vigilanza sull'uso delle risorse idriche fotografano una situazione in cui la riforma del SII è ormai una realtà per molte Regioni italiane, seppur con gradi e modalità di attuazione differenti (CoViRI 2008). La legislazione regionale di attuazione della riforma si è infatti spesso caratterizzata per la sua “intraprendenza”: non rare sono le situazioni in cui le indicazioni applicative sono in netto contrasto con la legislazione nazionale. La perimetrazione degli ATO, ad esempio, è solo parzialmente riconducibile al “rispetto dell'unità del bacino idrografico o del sub-bacino”; mentre di norma il riferimento territoriale e amministrativo adottato è stato la Provincia (CoViRI 2009). Diverse Regioni hanno istituito osservatori o autorità amministrative regionali con ruolo di coordinamento e raccolta dati (*ibid.*)⁴⁵, o comunque strutture di controllo volte a contrastare la posizione di forza dei gestori e a non intaccare il sistema di poteri esistente (Massarutto 2003). Non sempre le Regioni, inoltre, hanno definito la necessità di un unico gestore per ambito (Tab.3.1)

Tabella 3.1: Affidamenti e forme di gestione del SII.

	ATO previsti	ATO con affidamento effettuato	Società affidatarie	Società private	Società mista con partner selezionato	Società mista con partner finanziario	Società pubbliche	Non specificato / Altro	Società affidatarie per ATO
Italia	92	69	114	7	22	9	58	18	1,7
Nord	45	32	74	1	13	7	38	15	2,3
Centro	19	17	19	1	7	1	9	1	1,1
Sud	28	20	21	5	2	1	10	3	1,1

Fonte: CoViRI 2009 (indagine 2008)⁴⁶

⁴⁵ Si tratta di Piemonte, Lombardia, Emilia Romagna, Lazio, Sicilia e Friuli V. Giulia.

⁴⁶ Nella colonna “Non specificato/Altro” sono riportati 18 affidamenti, che riguardano sia società affidatarie per le quali non è stata specificata la tipologia di affidamento, sia società che hanno tipologie previste dalle leggi regionali di recepimento della l. 36/94 difficilmente collocabili nelle forme previste dall'art. 113, c.5 del d.lgs. 267/2000 (CoViRI 2009).

Come si vede nella Tab. 3.1, in linea di massima è nelle regioni del centro e del sud Italia che è prevalsa l'impostazione di mantenere il principio dell'unicità della gestione, mentre nelle regioni del Nord si ha una media di 2,3 gestori per Ambito. In queste regioni, d'altronde, "per varie ragioni il sistema idrico si era già evoluto per la sua strada e i 'costi affondati' nelle gestioni esistenti sono più significativi", cosicché l'applicazione della riforma ha incontrato maggiori resistenze o è rimasta confinata agli aspetti "di facciata istituzionale" (Massarutto 2003, 201). In merito alle forme gestionali, l'affidamento diretto ad una società a capitale interamente pubblico sembra essere l'opzione prevalente (51% circa degli affidamenti). Tale prevalenza è più evidente nel nord Italia, dove "l'esistenza delle ex aziende speciali radicate sul territorio, unitamente alla possibilità di farne un soggetto per l'affidamento *in house*, [...], hanno indirizzato verso forme di gestione che hanno garantito il permanere del diretto controllo, anche gestionale, degli enti locali sui servizi idrici" (CoViRI 2008, 38).

Ultima caratteristica del servizio idrico italiano è la sottostima generale dei prezzi (Barraqué 1995). Prima della riforma, infatti, una buona parte dei costi del servizio era coperta dalla fiscalità generale; la restante parte, il 30% circa (Massarutto 2008), era coperta dalle tariffe, normalmente fatturate a consumo e a scaglioni crescenti. L'interesse dei Comuni a mantenere i prezzi dell'acqua ad un livello "politicamente" accettabile, insieme all'addossarsi, da parte dello Stato, di buona parte dei costi, hanno determinato una situazione in cui, fino alla fine degli anni Novanta, le tariffe italiane sono rimaste tra le più basse d'Europa (Massarutto 2008; dati OCSE 1999).

A partire dal 1996, anno in cui è stato approvato il "Metodo tariffario normalizzato", e con la progressiva attuazione della riforma, le tariffe italiane hanno cominciato a crescere progressivamente. All'inizio del nuovo millennio riuscivano a coprire i costi operativi, ma non ancora gli oneri per il finanziamento degli investimenti (CoViRI 2006), che, con il venir meno del supporto della finanza pubblica, sono infatti pesantemente crollati (Massarutto 2008). Non è ancora possibile riuscire a calcolare adeguatamente il livello di copertura dei costi (Massarutto *et al.* 2006), anche a causa dell'estrema variabilità dei livelli tariffari nel bacino padano, dove le tariffe medie variano tra 0,43 e 1,42 €/m³ d (Fig. 3.5.).

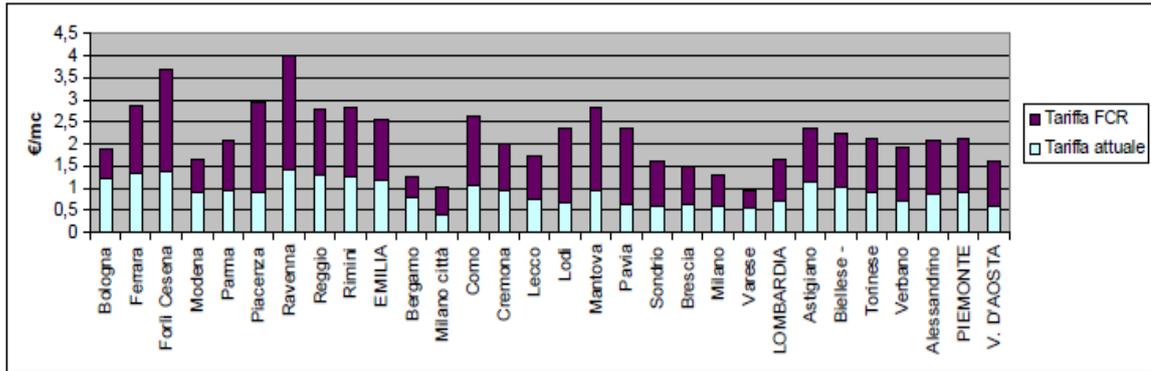


Figura 3.5: Tariffe attualmente applicate e tariffe "sostenibili" secondo il principio della full-cost recovery. Emilia-Romagna e Lombardia. (2004). Fonte: elaborazione IEFE, in Massarutto et al. 2006.

Il decreto del Ministro dei Lavori Pubblici che ha approvato il Metodo, inoltre, prevedeva un suo adeguamento entro il 2001, ma questo non è mai avvenuto, nonostante si riconosca ormai l'urgenza del suo aggiornamento (CoViRI 2008). Esso quindi non tiene conto delle evoluzioni rappresentate dalla Direttiva e dal d.lgs. 152/2006, che, nell'introdurre il principio della *full cost recovery*, prevedono una tariffa che copra anche i costi ambientali, nel rispetto del principio "chi inquina paga".

Oltre a quest'ultimo fattore, ce ne sono altri che impediscono di adeguare le tariffe al recupero integrale dei costi, e a mantenerle, dunque, ancora al di sotto della media europea: la mancata regolamentazione dei canoni di concessione e il prezzo spesso puramente simbolico degli stessi (Massarutto 2008); l'incertezza sulle attività da includere nella tariffa (CoViRI 2008); e, infine, la resistenza agli adeguamenti tariffari da parte del pubblico. Quest'ultimo si rileva come un fattore di notevole importanza in Italia, come evidenzia anche il CoViRI (2008). È chiaro che in parte rilevante questa resistenza è attribuibile in parte rilevante alla difficoltà a transitare, in breve tempo e in modo brusco, da un sistema in cui l'utente pagava solo una minima parte dei costi del servizio, ad uno in cui la tariffa dovrebbe coprirne la totalità. Ma ha anche a che fare con la coincidenza, temporale e non solo, di questo passaggio con la privatizzazione della gestione (Massarutto 2008) e con la risonanza e l'interpretazione che ne è stata data dai media e dal dibattito pubblico (CoViRI 2008).

3. IL QUADRO ISTITUZIONALE

La ricostruzione dell'evoluzione storica del settore delle acque in Italia presentata nel primo paragrafo consente di intraprendere ora una breve analisi dei fattori istituzionali che intervengono, tra gli altri, ad influenzare le modalità del cambiamento di *policy*.

In un sistema articolato su almeno quattro livelli di governo principali, a cui vanno ad aggiungersi gli Ambiti Territoriali Ottimali e i bacini/distretti idrografici, i ruoli e le competenze in materia di acqua risultano altamente frammentati e spesso sovrapposti.

Al livello centrale spetta l’emanazione della normativa-quadro e, con essa, dei principi e degli obiettivi ultimi delle politiche idriche, i quali sono ormai in larga misura coerenti con gli indirizzi provenienti da Bruxelles. Fino alla riforma del 1994 e all’affermazione del principio della *full cost recovery*, inoltre, allo Stato spettava anche farsi carico della maggior parte della spesa in conto capitale del settore idrico. Fino alla metà degli anni Settanta, le competenze in materia di acqua erano di esclusiva responsabilità del Ministero dei Lavori Pubblici, fatto, come già ricordato, che contribuiva alla caratterizzazione della politica idrica come politica prevalentemente infrastrutturale (Massarutto 2008). Con l’istituzione del Servizio Sanitario Nazionale, nel 1978⁴⁷, gli aspetti qualitativo-sanitari della protezione delle acque vennero affidati a quest’ultimo; mentre il Ministero dell’Ambiente, a partire dalla sua istituzione, nel 1986⁴⁸, è riuscito con difficoltà ad erodere progressivamente alcune competenze in materia agli istituti preesistenti (Freddi 2000), arrivando solamente nel 2001 ad ottenere la responsabilità esclusiva in materia di acqua.

Il Comitato di Vigilanza sulle Risorse Idriche (CoViRI), introdotto dalla legge Galli, svolge un compito di raccolta, diffusione e coordinamento di dati relativi al sistema idrico nazionale, “riempiendo in parte uno storico vuoto informativo con la sua attività” (Citroni e Lippi 2006, 257). In realtà nelle intenzioni originali del legislatore avrebbe dovuto avere anche compiti di vigilanza, appunto, e di regolazione, ma interventi legislativi successivi ne hanno progressivamente modificato la normativa costitutiva, restringendone l’autonoma capacità d’azione. Dal 2000 è infatti passato sotto la responsabilità del Ministero dell’Ambiente e nel 2009 è stato definitivamente trasformato in “Commissione” (ANEA 2009).

Alle Regioni spettano la maggior parte delle funzioni di pianificazione e di regolazione. Le Regioni infatti approvano la regolazione di dettaglio, delimitano le dimensioni e l’organizzazione degli ATO, definiscono le forme di cooperazione degli Enti Locali riuniti nelle Autorità d’Ambito, definiscono gli obiettivi di tutela dei corpi idrici, disciplinano la pianificazione territoriale e ambientale (secondo le direttive dei Piani di bacino) e le concessioni di derivazione per le acque superficiali. Alle Province è

⁴⁷ L. 833 del 23/12/1978.

⁴⁸ L. 349 del 8/7/1986.

demandata principalmente l'amministrazione delle concessioni di derivazione delle acque sotterranee e di scarico in corpo idrico, mentre i Comuni, che rimangono proprietari delle infrastrutture del servizio idrico, si occupano delle autorizzazioni di scarico in fognatura.

La struttura istituzionale del governo del bacino del Po cominciò a delinearsi già all'inizio del secolo scorso, quando, dopo le prime grandi piene del secolo, quelle del 1907 e 1917, si sentì l'esigenza di individuare una struttura unica alla quale affidare il coordinamento dell'attività di gestione delle acque di tutto il bacino del Po. Nel 1924, infatti, fu istituito il Circolo di Ispezione del Genio Civile per il Po, con sede a Parma, al quale vennero affidati i compiti di polizia idraulica e di vigilanza sui progetti e sull'esecuzione delle opere per la sistemazione e la regolarizzazione degli alvei. Fu però l'alluvione del 1951 a determinare l'istituzione del Magistrato per il Po⁴⁹, secondo la prestigiosa tradizione del Magistrato delle Acque di Venezia. Lo scopo era quello di unificare tutte le attività di pianificazione, coordinamento, esecuzione e controllo delle opere idrauliche attinenti l'asta del Po. Il trasferimento di queste competenze non creò allora particolari problemi, essendo il MagisPo organo decentrato del Ministero dei Lavori Pubblici, e facendo il territorio già capo agli uffici del Genio Civile, anch'essi soggetti allo stesso Ministero (Baroncini 1992).

In seguito alla legge 183 è stata invece istituita l'Autorità di bacino del fiume Po (AdbPo) e si è avuta, quindi, una redistribuzione di competenze tra questa e il MagisPo. All'Autorità di bacino, che si configura come organo misto Stato-Regioni, spetta il compito di elaborare lo strumento di indirizzo e coordinamento del governo delle acque a scala di bacino, il Piano di bacino, che, come ricordato, ha carattere sovraordinato rispetto ai diversi piani settoriali di competenza regionale o locale.

Per quanto concerne il livello della gestione, al MagisPo, che dal 2003 è diventato l'Agenzia Interregionale per il fiume Po (AIPO), spetta invece la progettazione ed esecuzione degli interventi sulle opere idrauliche e i compiti di polizia idraulica e servizio di piena. Le funzioni di quest'ultimo sono state chiaramente depotenziate, dando vita, peraltro, ad un sotterraneo ma forte conflitto tra le due istituzioni (Borelli 1999).

Le Autorità d'Ambito, associazioni obbligatorie di enti locali, sono la controparte contrattuale dei gestori del servizio idrico: elaborano ed approvano i piani di investimento e di sviluppo delle infrastrutture dell'ATO, controllano l'erogazione del servizio e approvano le tariffe e i piani finanziari. I Consorzi di Bonifica ed Irrigazione, infine,

⁴⁹ La legge istitutiva è la n. 753 del 12 luglio 1956.

gestiscono il fitto reticolo di canali per l'irrigazione ed il drenaggio del suolo. I compiti di monitoraggio spettano invece solitamente alle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), che si occupano di raccogliere ed elaborare le informazioni per supportare gli enti preposti alla pianificazione e gestione delle risorse idriche.

La frammentazione non è solo di tipo verticale, ma si estende al piano "orizzontale": esiste, cioè uno scarso coordinamento tra le fasi di pianificazione e quelle di gestione, e una scarsa integrazione tra i diversi interventi settoriali (Barraqué 1995; Massarutto 2001; Massarutto *et al.* 2006; Urbani 2003). Sotto il primo punto di vista, può ad esempio osservarsi che i piani di ATO raramente sono armonizzati con i Piani di Tutela (Massarutto *et al.* 2006). Anche lo stesso meccanismo gerarchico della pianificazione appare confuso: il Piano di bacino distrettuale e anche il Piano di Gestione devono essere elaborati tenendo conto dei contenuti dei PTA, già approvati a scala regionale a seguito del d.lgs. 152/1999. Sotto il secondo punto di vista, invece, i due settori "storici" della difesa del suolo e dei servizi idrici sono ancora facilmente rintracciabili come essenzialmente separati – in termini di processi ed attori coinvolti – all'interno del decreto 152/2006.

Tra i fattori istituzionali rilevanti ai fini dell'analisi bisogna poi considerare le caratteristiche della cultura organizzativa delle pubbliche amministrazioni e del modo italiano di fare politiche.

Dal primo paragrafo emerge chiaramente un *policy-making* articolato in interventi ripetuti ed incrementali del legislatore. Se in una prima fase questo è stato costituito da disegni di legge lungimiranti e dominati dall'estrema razionalità normativa, la seconda fase è stata invece caratterizzata dal tentativo di "aggiustare il tiro" rispetto alla situazione reale del paese; e, più in generale, dal tentativo di porre rimedio alle difficoltà incontrate nella fase di implementazione, oltre che ad adeguare gli obiettivi di *policy* al mutare del contesto storico e delle esigenze dettate da Bruxelles. L'Italia si caratterizza, in altre parole, quanto meno nel settore di nostro interesse, per uno stile di *problem solving* "reattivo" (Freddi 2000; Richardons *et al.* 1982) ed incrementale. La risposta al problema del cosiddetto *implementation gap* viene ricercata in un ulteriore intervento legislativo, in un moltiplicarsi e sovrapporsi di norme che rende il quadro sempre più complesso, nonostante i recenti tentativi di semplificazione. Il paradosso è stato raggiunto proprio con il decreto ambientale: nato con lo specifico scopo di semplificare e riorganizzare in maniera organica la legislazione in materia ambientale, ha riscritto completamente

l'impianto normativo esistente, in un ennesimo tentativo di gestire e regolare il settore ambientale principalmente attraverso l'intervento legislativo, senza prestare la dovuta attenzione, tuttavia, al coordinamento dei vari settori e delle varie misure.

L'esistenza di una cultura fortemente giuridica è d'altronde uno dei tratti distintivi dell'azione amministrativa italiana (Pollitt e Bouckaert 2004). Capano riassume così le caratteristiche del paradigma prevalente all'interno della pubblica amministrazione italiana fino alla metà degli anni Ottanta:

“la prevalenza del diritto amministrativo; il principio della giustiziabilità; l'identificazione prescrittiva delle funzioni del processo decisionale (decisione generale, indirizzo, esecuzione, controllo); la separazione tra decisione politica ed esecuzione amministrativa; il principio di legalità come strumento essenziale per il raggiungimento degli obiettivi dell'azione amministrativa; l'enfasi sulla coerenza complessiva del sistema (cioè dell'ordinamento giuridico)” (Capano 2000, 159-160).

Altra caratteristica del *decision-making* italiano è l'approccio “consensuale” (Richardons *et al.* 1982), piuttosto che impositivo e decisionista, con un'arena decisionale frammentata e policentrica e, storicamente, permeabile agli interessi “forti” del settore (Borelli 2008).

Bisogna infine considerare tre caratteristiche che il settore delle acque condivide con l'insieme delle politiche ambientali. La prima riguarda la cultura ambientalista a lungo dominante in Italia, e caratterizzata da un approccio di tipo “repressivo” (Freddi 2000). L'impostazione “vincolistica” della difesa del suolo e la formulazione dei problemi di inquinamento delle acque come questioni sanitarie ne sono un esempio. In secondo luogo, la carenza di presidi tecnologico-scientifici adeguatamente preparati all'interno degli apparati ministeriali (*ibid.*) e la conseguente frequente “subordinazione delle funzioni tecnico-amministrative alle potenti tecnostutture dei soggetti regolati” (Massarutto 1999, 94). Infine, la storica debole capacità innovativa dell'apparato ministeriale italiano, soprattutto in settori in cui l'innovazione “è sinonimo di concetti quali incertezza, problematicità, sperimentazione [...]” (Freddi 2000, 413).

4. IL SOTTOSISTEMA DI *POLICY*: DALLA COMUNITÀ EGEMONICA ALLA SFIDA DEI MOVIMENTI PER L'ACQUA PUBBLICA.

Come si è visto nel paragrafo precedente, il sottosistema di *policy* del settore delle acque si caratterizza per la grande presenza del settore pubblico, che non confina il suo ruolo

alla sola attività di governo, ma si estende alla sfera della gestione, a quella delle scelte di allocazione della risorsa, e a quella finanziaria (Massarutto 1999).

Almeno fino al 1994, anno della riforma dei servizi idrici, è possibile identificare con chiarezza una *policy community*⁵⁰ che, insieme agli attori istituzionali, include un ristretto numero di interessi “forti” e una comunità epistemica (Haas 1992) altamente professionalizzata.

Per quanto riguarda i primi, si è già visto nel primo paragrafo che fino agli anni Sessanta gli interessi idroelettrici e quelli della grande agricoltura hanno rappresentato i principali *stake-holders* del settore (Isenburg 1986; Borelli 2008). In particolare gli industriali elettrici sono riusciti a modellare l’(assenza di) elaborazione normativa e il flusso dei finanziamenti statali, essendo “tecnicamente agguerriti – avevano a disposizione i principali politecnici – sindacalmente organizzati ad un alto livello di integrazione monopolistica, garantita dal peso crescente delle società più forti” (Isenburg 1986, 12). Da quest’ultimo punto di vista, anche gli interessi irriguo-fondari, attraverso i Consorzi di bonifica ed i principali sindacati agricoli (ConfAgricoltura, CIA, Coldiretti) hanno potuto contare su meccanismi forti e coesi di rappresentanza.

A questi due interessi, dominanti soprattutto fino al secondo dopoguerra, vanno ad aggiungersi a partire dagli anni Sessanta i grandi utilizzatori industriali e l’industria edile, privilegiata dall’approccio “infrastrutturale” allo sviluppo del settore.

Infine, la *water policy community* include un ristrettissimo numero di professioni (essenzialmente ingegneri idraulici e geologi) che offrono soluzioni standardizzate e “ipostatizzate” (Freddi 2000) ai problemi delle acque.

Due fattori spiegano la “chiusura” di questa comunità di *policy* e la sua resistenza al cambiamento: la “porosità” del processo decisionale rispetto ai soggetti utilizzatori e la natura dell’acqua come *merit good* (Massarutto 1999). Del primo punto si è già detto; in un sistema frammentato come quello italiano, l’asimmetria informativa propria di un settore altamente tecnico e professionalizzato rende privilegiato ed esclusivo il rapporto del decisore pubblico con i detentori delle informazioni, cioè i principali utilizzatori. La natura di acqua come *merit good*, d’altro canto, implica che i “diritti d’uso” acquisiti nel passato diventano dei diritti acquisiti e si trasformano quindi in *veto-points*, che è di fatto impossibile revocare, anche qualora le condizioni previste dalla regolazione diventino più restrittive o subentrino nuove domande. La presenza di una comunità epistemica

⁵⁰ Intesa come insieme di attori che condividono uno stesso *policy focus* e, soprattutto, una stessa visione del problema (Howlett e Ramesh 1995; Rhodes e Marsh 1992).

dominante e il pressoché totale accordo sui parametri della *issue* acqua fanno parlare in questo caso di “comunità egemonica” (Howlett e Ramesh 1995).

Negli anni Novanta accadono due cose. Da un lato, si assiste alla definitiva istituzionalizzazione, anche grazie al Trattato di Maastricht, delle questioni ambientali nell’agenda politica, e, più in generale, ad una crescita dell’attenzione e della sensibilizzazione politica nei confronti di queste tematiche.

Dall’altro, la legge Galli permette l’ingresso dei gestori privati nel servizio idrico, rompendo l’“equilibrio” della *policy community*. Sono infatti i meccanismi di mercato e le ragioni dell’economia, piuttosto che la sensibilità ambientale, che hanno la meglio sul grado di chiusura della comunità. A partire dalla fine degli anni Novanta, infatti, la *community* vede l’ingresso delle grandi multinazionali, soprattutto le francesi Suez Environment e Veolia, delle banche e società di investimenti e delle ex-municipalizzate quotate in borsa, come Acea (Roma), Hera (Bologna) e Amga (Genova).

La resistenza, da parte dei vecchi gestori e degli enti locali in generale, ad aprire ai privati la possibilità di entrare nel *network* delle relazioni che sottende il sottosistema è indice del grado di chiusura della *policy community*. Questa resistenza è evidente, ad esempio, nelle strutture di controllo (Osservatori e Autorità) che le Regioni istituiscono anche in deroga alla legge Galli; ma soprattutto nelle forme della gestione, che vedono ancora la predominanza del settore pubblico.

È proprio la possibilità per gli enti locali di continuare, attraverso le società miste e la gestione *in house*, a gestire i servizi idrici, seppure in forme rinnovate, a consentire una sorta di riarticolazione degli interessi degli enti locali come “azionisti” nelle nuove forme di gestione. Questo, oltre a fare delle Autorità d’Ambito degli strumenti deboli, in quanto afflitte dall’evidente conflitto di interessi degli enti locali, presenti nelle prime come regolatori e nelle società che gestiscono il servizio come azionisti regolati (CoViRI 2008), sviluppa una necessaria rete di relazioni privilegiate, ma non necessariamente consensuali, tra gli enti locali ed il settore privato.

A questo punto, la *policy community* originale ha perso il suo carattere egemonico, anche se mantiene il suo carattere dominante. Nel sottosistema è ora entrata l’industria dell’acqua, costruendo un’*advocacy coalition* che da questo momento in poi impiegherà le sue molteplici risorse per influenzare il *policy-making* (Sabatier e Jenkins-Smith 1999).

Nel frattempo si va anche consolidando il *network* degli attori ambientali. E infatti a partire dal 1994, con il Comitato di consultazione, Legambiente, LIPU e WWF Italia

assumono un ruolo istituzionalmente riconosciuto, anche se tutto sommato molto debole nel processo decisionale (Borelli 2008), nel governo del bacino del Po. È grosso modo negli stessi anni, ad esempio, che inizia ad operare il Gruppo 183, un'associazione variegata di “esperti”, ambientalisti, rappresentanti degli enti locali, delle Regioni e dei sindacati, particolarmente attiva nella diffusione della consapevolezza ambientale nel settore delle acque e nella “promozione di politiche di sviluppo sostenibile”⁵¹. Questi attori continuano tuttavia a restare al margine della *policy community*, fino all’inizio del nuovo millennio, quando due avvenimenti contribuiscono a rafforzare il loro peso. Da un lato, l’approvazione della Direttiva Quadro sulle Acque, che, rispetto alla politica italiana delle acque fino a quel momento, ha un *focus* decisamente più “ambientale”. La stessa Direttiva inoltre fa della partecipazione pubblica uno dei suoi capisaldi, dotando così le associazioni ambientaliste con un canale di accesso esclusivo al processo decisionale. Dall’altro lato, si assiste alla nascita del *network* internazionale del “Contratto Mondiale per l’Acqua”.

Nato da un appello di diversi intellettuali e personalità politiche nel 1998 a Lisbona il movimento ha l’obiettivo di opporsi alla privatizzazione e alla “mercificazione” dell’acqua e di diffondere, educare e sensibilizzare ad una cultura dell’acqua come “bene comune” (Molinari 2007). Nel 2000 si costituisce il Comitato italiano del Contratto, che sviluppa intense relazioni con le reti locali dei movimenti e dell’associazionismo e con i sindacati nazionali della funzione pubblica⁵²(Attac Italia, Arci, Cobas, Fp Cgil), portando alla nascita del Forum Nazionale dei Movimenti per l’Acqua. Le azioni di mobilitazione e *lobbying* del Forum crescono in maniera quasi proporzionale alle spinte legislative a favore dell’apertura ai privati, a partire, quindi, soprattutto dal 2003 (Carrozza 2008).

Benché si tratti di un *network* distinto, almeno in via teorica, dai movimenti ambientalisti generalisti, avendo il Forum un *focus* preciso, in realtà, nelle logiche del sottosistema che stiamo qui esplorando, queste due “anime” possono considerarsi parte di un’unica “coalizione di sostegno”. Le posizioni del Forum in merito alla privatizzazione dei servizi idrici e alla necessità di “ripubblicizzare” l’acqua sono infatti ampiamente

⁵¹ http://www.gruppo183.org/chi_siamo.asp

⁵² Intervista ad E.Molinari (presidente del Contratto italiano del Contratto Mondiale dell’Acqua), “Un contratto per l’umanità”, *Una città*, n. 146, marzo 2007. Online su: <http://www.unacitta.it/intervista.asp?testo=&anno=&person=molinari&argom=&id=1554>. Accesso: dicembre 2008.

condivise dalle maggiori associazioni ambientaliste (Legambiente 2009; WWF Italia 2009). Si può anzi sostenere che l'ingresso nell'arena del Forum abbia notevolmente accresciuto le risorse della "coalizione ambientalista", anche se il suo impatto sul *policy-making* rimarrà poi limitato ad episodi isolati.

Diversi fattori spiegano l'importanza del Forum. In primo luogo, la sua capacità di mobilitazione popolare, che fa leva su una diffusa "cultura dell'acqua come servizio pubblico a carattere sociale" (Barraqué 1995). In secondo luogo, la forza propositiva da *policy entrepreneur* ed il prestigio internazionale del primo presidente del Forum, Riccardo Petrella, già autore del Manifesto dell'acqua (Comitato internazionale per il Contratto Mondiale sull'Acqua 1998) e coordinatore del Comitato internazionale. Infine, la partecipazione diffusa di Sindaci ed enti locali, tradizionalmente usi ad "una condizione oggettivamente di privilegio che non si vuole perdere", e timorosi di "perdere il controllo sull'acqua"⁵³.

L'influenza che il Forum esercita sul *policy-making* rimane discontinua, anche a causa dei cambiamenti di governo del periodo 2005-2009⁵⁴, ma conosce dei momenti salienti, anche se tutti di breve durata, che illustriamo brevemente. Nel giugno 2005, ad esempio, Petrella viene nominato a presiedere l'acquedotto pugliese, il più grande d'Europa per sviluppo della rete e numero di utenti serviti, da tempo al centro di grandi dibattiti e di numerosi interessi (Altamore 2006). Petrella lascia però l'incarico già nel dicembre 2006, a causa dell'incompatibilità della sua visione e delle sue proposte con la natura giuridica privata, in forma di S.p.A., dell'AQP (Petrella 2006), scatenando peraltro una polemica all'interno del movimento italiano per il Contratto mondiale (Molinari 2007). Lo stesso Petrella viene poi nominato membro del CoViRI nel marzo del 2007, sotto la nuova presidenza di Roberto Passino. Infine, nel 2006 il Forum riesce ad inserire, attraverso i partiti dei Verdi e di Rifondazione Comunista, la "non privatizzazione" dell'acqua nel programma elettorale dell'Unione (Carrozza 2008), che si concretizza poi nelle disposizioni del "decreto Lanzillotta" cui abbiamo in precedenza accennato.

5. IL PARADIGMA DI POLICY: L'ACQUA COME SERVIZIO PUBBLICO

Nel secondo capitolo si è visto come, all'interno di ogni paradigma di *policy*, siano individuabili dei valori di fondo, il "nocciolo duro" del paradigma, e degli elementi

⁵³ Estratti da un'intervista al Presidente di Federutility (l'associazione delle aziende che si occupano della gestione dei servizi idrici ed energetici) del 1 giugno 2005, cit. in Citroni 2006.

⁵⁴ Berlusconi III (2005-2006); Prodi II (2006-2008) e Berlusconi IV (dal 2008).

cognitivi, che informano invece le strategie di *policy* e che, sottoposti a spinte esterne, possono modificarsi ed adattarsi. In questo paragrafo cercheremo di identificare entrambi gli elementi nel paradigma italiano delle acque.

I *core value* del settore delle acque sono essenzialmente tre:

1. la natura dell'acqua come fonte rinnovabile;
2. la fiducia nella possibilità umana di controllare e gestire questa risorsa naturale;
3. la proprietà pubblica ed inalienabile della risorsa.

Come apparirà chiaro dalla discussione del capitolo secondo, si tratta di valori e credenze tipici della modernità industriale e del paradigma della “missione idraulica”. È anche chiaro che si tratta di credenze tra loro collegate e che rispondono ad una precisa “visione del mondo”. Il fatto che l'acqua sia una risorsa rinnovabile ha permesso all'uomo di sfruttarla per i propri fabbisogni, senza preoccuparsi del suo carattere “finito”. Di questo si comincia infatti a parlare solo in tempi più recenti, con l'aggravarsi su scala mondiale dei fenomeni di siccità e desertificazione (Massarutto 2008). È un concetto che suona quasi come un ossimoro, quello di risorsa “rinnovabile *ma finita*”, poiché implica la comprensione dell'importanza delle variabili spazio-temporali nella disponibilità d'acqua per l'utilizzo umano (cioè la disponibilità di acqua in un dato momento in un certo posto). Le possibilità di sviluppo offerte dall'acqua, poiché la storica abbondante disponibilità mette a lungo in secondo piano il fatto che sia anche indispensabile alla vita umana, ne fanno poi una delle risorse strategiche a disposizione dello Stato, che infatti dichiara la pubblicità delle acque proprio in occasione della prima guerra mondiale, per consentire lo sfruttamento delle stesse da parte dell'industria bellica (Isenburg 1986). La pubblicità della risorsa non è mai stata messa in discussione, ma è stata ribadita in tutti gli interventi legislativi successivi a quelli del 1933, ed è d'altronde un tema particolarmente sentito, come la breve discussione sulla mobilitazione popolare ha messo in luce.

Da questi elementi valoriali di fondo discende un'interpretazione dei rapporti di causa-effetto legati all'acqua che costituisce il *policy core* della politica italiana delle acque fino al 1989. Questo si articola su cinque elementi fondamentali.

1. *L'intervento supply-side*. Se il problema sono le possibilità di sfruttamento umano della risorsa, bisogna allora agire sul lato dell'offerta, con soluzioni di tipo infrastrutturale, cioè interventi per l'invaso, il trasporto, il trattamento ecc.⁵⁵ A

⁵⁵ Lo stesso vale per i problemi di difesa dalle piene.

questo tipo di scelta contribuisce la cultura scientifica e professionale di tipo ingegneristico-sanitario.

2. *Il ruolo dell'ingegneria idraulica.* La cultura scientifica di riferimento è quella dell'ingegneria idraulica (Massarutto 2008; Passino 2005), forte della tradizione di scuole ingegneristiche come quelle di Padova e Bologna, che risalgono agli inizi dell'Ottocento, e dell'istituto del Genio Civile.
3. *La cultura della pianificazione territoriale.* Gli interventi strutturali sono inseriti in disegni razionali, tecnocratici e gerarchici di trasformazione e regolazione del territorio, che vengono intesi “non come processi interattivi e incrementali, ma bensì come processi a cascata riconducibili ai rigidi schemi di un piano struttura” (Borelli 1999, 52)
4. *Un approccio basato sul “command and control”.* L'approccio basato sugli strumenti di questo tipo predomina in larga misura, sia nella difesa del suolo, che nel settore dei servizi idrici, che in quello della tutela delle acque dall'inquinamento (Freddi 2000; Massarutto 1999).
5. *La “sanitarizzazione” degli aspetti qualitativi.* Come già osservato, i problemi di inquinamento sono stati a lungo interpretati come questioni essenzialmente sanitarie (Freddi 2000).

Questo paradigma si caratterizza come “egemonico” (Howlett e Ramesh 1998), cioè come unico presente nel sottosistema di *policy*, almeno fino alla fine degli anni Settanta, come la ricostruzione dell'evoluzione della politica nel primo paragrafo ha messo in luce. Il carattere egemonico non stupisce, se si considera che quello appena delineato è nient'altro che la declinazione italiana del paradigma della missione idraulica.

Alla fine degli anni Settanta, stando alla ricostruzione di Freddi (2000), le politiche ambientali cominciano a conoscere una prima istituzionalizzazione nel nostro paese. I caratteri fondamentali del paradigma, tuttavia, rimangono pressoché immutati, anzi costituiscono il *framework* attraverso cui anche i nuovi attori “ambientali” partecipano al discorso di *policy*. Ed infatti gli approcci *command and control*, ad esempio, continuano fino a tempi recentissimi a restare l'opzione di *policy* preferita da questi attori. È piuttosto con la riforma della legge Galli che il paradigma perde definitivamente il suo carattere egemonico. Non solo perché il settore privato entra nel sottosistema di *policy*, ma soprattutto perché, almeno in teoria, la legge Galli si fa portavoce di una nuova razionalità di tipo economico nella gestione delle risorse idriche.

Di fronte alle pressioni della globalizzazione e all'affermarsi dei principi del liberismo economico, il vecchio paradigma perde il suo carattere egemonico, ma rimane comunque dominante. Lo fa cambiando alcuni aspetti della sua cintura protettiva. Da un lato, introduce, con la legge 183, un concetto di difesa del suolo “onnicomprensivo”, dove il recupero e la prevenzione del dissesto idrogeologico dovrebbero diventare il presupposto per un recupero ambientale del territorio. Ma l'approccio dominante continua, ad esempio, a preferire soluzioni strutturali (come arginature, bacini di invaso, casse di espansione) e ad agire attraverso strumenti regolativi e procedure di pianificazione pubblica. Dall'altro, con la legge Galli, separa per la prima volta la proprietà della risorsa dalla sua gestione, con il primo tentativo di industrializzare il settore dei servizi idrici. Tuttavia il gestore rimane essenzialmente un monopolista naturale, non venendo introdotta alcuna forma di competizione *per* il mercato (Giannelli 2006). E infatti si nota, da un lato, il carattere di “eccezionalità” con cui, almeno finora, si è fatto ricorso alla gara; dall'altro, la scelta di strumenti ancora una volta regolativi nell'allargare “per decreto il bacino di utenza” (Massarutto 2000, 17) dei gestori, attraverso la determinazione *ex ante* degli Ambiti Territoriali Ottimali.

Se e come il vecchio paradigma sia ancora dominante a seguito dell'attuazione della Direttiva Quadro sarà più chiaro dopo l'analisi dei cambiamenti che hanno attraversato il settore dopo il 2000. A questo sarà pertanto dedicato il capitolo che segue.

UN'ANALISI DEL POLICY CHANGE IN ITALIA E NEL BACINO DEL PO

In questo capitolo viene presentata l'analisi del cambiamento di *policy* nel settore delle acque in Italia e nel bacino del Po, seguendo le categorie concettuali illustrate nel secondo capitolo: gli obiettivi della politica, le strategie, gli strumenti e l'articolazione di questi ultimi. L'analisi è stata applicata alle tre *issues* oggetto della ricerca, qui re-interpretate come specifiche strategie di *policy*: la gestione integrata a scala di bacino, la valorizzazione economica della risorsa idrica e la partecipazione pubblica. Lo scopo dell'analisi è quella di identificare come sono cambiati gli obiettivi e gli strumenti nella politica delle acque in seguito all'attuazione della Direttiva. Per quanto riguarda l'analisi relativa agli strumenti, l'analisi è stata effettuata a scala di bacino, essendo questa la dimensione territoriale in cui le diverse strategie prendono forma.

1. GLI OBIETTIVI DELLA POLITICA DELLE ACQUE

Come si è illustrato nel capitolo precedente, di “settore delle acque” in Italia può iniziare a parlarsi propriamente solo dagli anni Novanta, con le due importanti leggi di riorganizzazione del settore: la legge 183 sulla difesa del suolo e la legge Galli di riforma del servizio idrico. Di conseguenza risulta difficile, e in qualche modo fuorviante, individuare degli obiettivi generali di *water policy* prima di quel periodo, se non nella misura in cui l'acqua era considerata, come si diceva, un fattore produttivo e dunque funzionale alla politica energetica.

La nostra analisi si basa però sul ventennio che parte dal 1989, per cui gli obiettivi dell'attuale politica delle acque verranno confrontati con quelli che caratterizzavano lo stesso settore nel decennio precedente l'approvazione della Direttiva Quadro sulle Acque.

Gli obiettivi della politica italiana in materia di acque sono racchiusi nella parte terza del cosiddetto Testo Unico Ambientale (d.lgs. 152/2006), e possono essere così sintetizzati (distinguendo gli obiettivi generali – numerati – e quelli specifici – in lettere).

- 1) *La tutela ed il risanamento idrogeologico del territorio* (art.53, c.1):
 - a) la prevenzione del *dissesto idrogeologico* e la messa in sicurezza delle situazioni a rischio;
 - b) la difesa e la *regolazione dei corsi d'acqua* e la moderazione delle piene;
 - c) il contenimento dei fenomeni di *subsidenza dei suoli e di risalita delle acque marine* lungo i fiumi e nelle falde;
 - d) la mitigazione degli effetti della *siccità* e la lotta alla desertificazione.
- 2) *Il miglioramento dello stato dei corpi idrici* (art. 73, c.1):
 - a) la *riduzione dell'inquinamento* delle acque ed il risanamento dei corpi idrici inquinati;
 - b) il mantenimento della capacità naturale di *autodepurazione* dei corpi idrici;
 - c) il mantenimento della capacità di *sostenere gli ecosistemi* acquatici, e quelli terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico;
- 3) *L'uso razionale e sostenibile delle risorse idriche* (art.144, c.2):
 - a) l'utilizzo delle risorse secondo criteri di solidarietà, evitando gli sprechi, favorendo il risparmio idrico e salvaguardando le aspettative e i diritti delle generazioni future a fruire di un integro patrimonio ambientale;
 - b) la *corretta utilizzazione delle acque*, sulla base delle caratteristiche fisiche ed ambientali del territorio interessato (art.65, c.1).
 - c) la *riduzione della domanda* e della pressione sulle risorse idriche;
 - d) il mantenimento di un *bilancio idrico* equilibrato, “diretto ad assicurare l'equilibrio fra le disponibilità di risorse reperibili o attivabili nell'area di riferimento ed i fabbisogni per i diversi usi” (art. 145 TUA);
 - e) *l'allocazione efficiente* tra i diversi usi, dando priorità al consumo umano;
 - f) il *recupero integrale dei costi*, anche secondo il principio “chi inquina paga”;
 - g) la diffusione di una cultura dell'acqua.

La tutela ed il risanamento idrogeologico del territorio altri non sono che la cosiddetta “difesa del suolo”, già oggetto dell'intervento legislativo del 1989 che

inaugurò una nuova stagione per il settore delle acque. Si può anzi dire che questo obiettivo riveste un'importanza particolare in Italia, a causa delle gravi condizioni di dissesto idrogeologico del territorio e della frequenza degli episodi di "emergenza". La consapevolezza di queste debolezze strutturali risale quanto meno alla fine degli anni Sessanta, all'analisi della Commissione De Marchi e alle alluvioni del Polesine e di Firenze. Il riferimento esplicito alla siccità e alla desertificazione in questo contesto, invece, rappresenta una novità per la politica italiana delle acque, nonostante la diffusione di questi fenomeni in ampie aree del paese. Questa introduzione è dunque successiva al recepimento della Direttiva Quadro e all'attenzione crescente che le istituzioni comunitarie dedicano al fenomeno (cfr. EC 2007b).

Per quanto riguarda gli obiettivi relativi al miglioramento dello stato delle acque colpisce in primo luogo la terminologia utilizzata, che riprende in buona misura la normativa comunitaria. Come già ricordato, l'introduzione di questi obiettivi risale al decreto del 1999, che era stato comunque elaborato tenendo conto dei contenuti della Direttiva Quadro. Di fatto l'intervento legislativo del 1999 ha operato la riorganizzazione della legislazione nazionale in materia di tutela delle acque, che precedentemente era invece costituita da norme settoriali e poco coordinate, come la legge Merli sugli scarichi, o il D.P.R. 236/1988 sulla qualità delle acque destinate al consumo umano. Preme rilevare, inoltre, che gli obiettivi specifici relativi al mantenimento della naturale capacità di autodepurazione e alla capacità di sostenere gli ecosistemi acquatici e terrestri possono essere considerati come obiettivi innovativi, dal momento che rispondono, per la prima volta, alle esigenze dell'ecosistema legate al corso d'acqua. Non più l'acqua come funzionale al consumo o all'uso umano, ma l'acqua come elemento naturale, parte integrante ed elemento cardine di un sistema ecologico. Con questi obiettivi il TUA riprende il precedente decreto del 1999, all'art.1, punto d: "mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate"; ma, come si vede, il TUA specifica meglio la seconda parte, adottando il riferimento agli ecosistemi acquatici e a quelli terrestri da questi dipendenti, secondo i contenuti della Direttiva Quadro.

Per quanto concerne l'uso delle risorse idriche, di "razionale utilizzazione" si parlava già nella legge 183 e poi nella legge Galli. Quest'ultima introduceva i criteri di "efficienza, efficacia ed economicità" per l'utilizzo delle risorse, specificando dunque a quale "razionalità" si dovesse fare riferimento; ma introduceva anche gli obiettivi di

“solidarietà”, di “risparmio idrico” e di salvaguardia dei diritti delle generazioni future. Il riferimento alla “sostenibilità” e all’“uso durevole” risalgono invece al d.lgs. 152/1999, benché già la legge 183 parlasse del rispetto del deflusso minimo vitale. Con il TUA viene inoltre introdotto anche il riferimento al principio dell’equità. L’obiettivo di “corretta utilizzazione delle acque sulla base delle caratteristiche del territorio” fa un esplicito riferimento agli equilibri naturali, e dà contenuti ancora più precisi al criterio della “razionalità” degli usi. Si tratta dunque di un uso razionale sulla base delle possibilità offerte dal territorio, nel rispetto di criteri quali il minimo deflusso vitale o la capacità di naturale rinnovo delle falde. Il principio del recupero integrale dei costi, così come il riferimento al principio “chi inquina paga”, ai costi ambientali e ai costi della risorsa, sono delle novità introdotte dal TUA. La legge Galli, infatti, includeva tra i costi da recuperare solamente quelli di esercizio e di investimento. Infine, il riferimento alla necessità di contribuire allo sviluppo di una “cultura dell’acqua”, era già presente nella legge Galli del 1994. È bene specificare che il riferimento è contenuto nell’art. 162 del TUA, dedicato alla “partecipazione, garanzia e protezione degli utenti”, ed è un richiamo posto, quindi, in capo ai gestori del servizio idrico. Il legislatore non specifica tuttavia cosa debba intendersi per “cultura dell’acqua”. Considerati i numerosi riferimenti al risparmio idrico, si può interpretare questo obiettivo come volto alla sensibilizzazione del pubblico verso la scarsità e il valore del bene-acqua, e dunque volto a favorire, in ultima analisi, il risparmio idrico.

2. LA GESTIONE INTEGRATA A SCALA DI BACINO

2.1. La strategia

La Direttiva Quadro sulle Acque fa del principio dell’unitarietà del bacino fluviale uno dei capisaldi della nuova politica delle acque. L’utilizzo dei confini idrologici come base per la gestione delle risorse non è un fenomeno nuovo; ma, come rivela Jaspers (2003), è stato riconosciuto fin dall’antichità ogni qual volta emergevano conflitti relativi alla presenza di usi concorrenti o problemi di controllo delle piene e delle esondazioni. Il governo delle acque, che in natura sono presenti come flusso e non come *stock*, porta necessariamente in primo piano i fattori spazio-temporali nelle politiche pubbliche. L’acqua è infatti parte di un ciclo naturale che va dalle precipitazioni piovose all’evaporazione del mare e che, sul territorio, ruota attorno all’elemento-cardine rappresentato dal fiume. Il bacino fluviale rappresenta pertanto un sistema naturale, in cui

tutti gli elementi, la quantità d'acqua disponibile per il consumo umano, la sua qualità, l'equilibrio idrogeologico del territorio circostante, i fenomeni di piena e di magra, la vita animale e vegetale, sono inestricabilmente legati tra loro. Il governo delle acque richiede quindi di tener conto di queste dinamiche e di integrare gli aspetti fisici e territoriali con quelli economici e sociali relativi ai fabbisogni umani ed agli usi delle risorse idriche. Se i geografi, i biologi ed i geologi – solo per citare alcune professioni interessate dal governo delle acque – sono in qualche modo usi a ragionare in termini di sistemici, la politica ha grosse difficoltà a venirne a capo, poiché la gestione integrata delle acque e dei bacini idrografici rappresenta un problema di confini e di conflitti di competenze, nonché di uno straordinario coordinamento di misure.

Se in Europa l'obiettivo della gestione integrata a scala di bacino è stato introdotto dalla Direttiva Quadro, in Italia questo risale ad almeno un decennio prima, benché gli esperti della Commissione De Marchi lo avessero sostenuto fin dalla fine degli anni Sessanta. La gestione integrata veniva presentata allora come la strategia da seguire per affrontare i problemi di difesa idraulica e di qualità delle acque (Passino 2005) e come tale, anche se soprattutto in riferimento al primo punto, venne inserita nella legge 183 sulla difesa del suolo. Nelle intenzioni della Direttiva, invece, il bacino idrografico viene assunto come l'unità di riferimento per tutti gli aspetti della politica idrica, dalla difesa dell'assetto idrogeologico, alla tutela della qualità delle acque, alla gestione delle risorse idriche, con lo scopo di assicurarne la sostenibilità dal punto di vista ambientale.

Una prima considerazione da fare sul caso italiano è che, probabilmente a causa del fatto che la suddivisione in bacini era già effettiva ben prima dell'approvazione della Direttiva, a questa strategia non sembra essersi dato un rilievo particolare, se non nella misura in cui vengono individuati i Distretti idrografici. In altre parole il legame tra razionalizzazione e sostenibilità della politica, da un lato, e unitarietà della gestione a livello di bacino, dall'altro, non viene mai messo in discussione, né tantomeno, quindi, giustificato; quanto meno non a livello delle prescrizioni legislative. Diverso è invece il discorso per l'implementazione, dove il dibattito si è focalizzato sul problema dei bacini/distretti e sugli strumenti di attuazione.

Sotto il primo profilo, la Direttiva prevede che più bacini possano essere accorpati in Distretti, ed individua questi ultimi come unità "amministrativa" per la gestione dei

bacini⁵⁶. La logica sottostante questa differenziazione è che il Distretto è un'unità più propriamente amministrativa, che può accorpate più bacini, nel caso la loro piccola dimensione renda difficile giustificare, dal punto di vista politico ed amministrativo, una visione strategica o una gestione autonoma. Nel caso del bacino del Po, infatti, il territorio del nuovo Distretto padano coincide con quello del bacino idrografico; ma si tratta dell'unico caso. Per tutti gli altri Distretti è stato invece accorpato un numero consistente di bacini, con un'operazione che non sembra trovare, peraltro, una giustificazione storica, geografica o strutturale⁵⁷. Sotto il secondo profilo è invece opportuno guardare agli strumenti adottati.

2.2. Gli strumenti

Gli strumenti volti ad assicurare l'unitarietà del bacino idrografico sono principalmente strumenti di tipo regolativo, ed in particolare di pianificazione territoriale.

Da più parti è stato notato come in Italia, nel settore delle acque ma non solo, si assiste ad un' "eccessiva enfaticizzazione dello strumento della pianificazione", "intesa come strumento di pianificazione territoriale più per simpatia con la pianificazione urbanistica che per autonoma consapevolezza" (Urbani 2003, 5). La pianificazione, in altri termini, modellata nella legge 183 sullo stile dell'urbanistica dei decenni precedenti (Borelli 1999), assume i caratteri di uno strumento gerarchico, razionale e tecnocratico. Al "Piano di bacino" viene infatti affidato dalla legge 183 il compito di garantire l'unitarietà, il coordinamento e la coerenza dell'azione pubblica su tutto il bacino⁵⁸. L'eccessiva "fiducia" riposta nel piano come strumento unico di un disegno complessivo di trasformazione divenne infatti presto evidente nelle difficoltà che le Autorità di bacino incontravano a redigere i primi piani (Zazzi 2003), sia a causa della vastità dell'attività conoscitiva richiesta, sia a causa della complessità del coordinamento delle misure; sia, infine, dal momento che l'adozione richiedeva tempi lunghi ed il concorso di una

⁵⁶ Per "bacino" si intende il territorio nel quale scorrono tutte quelle acque superficiali che sfociano al mare in un'unica foce; per "Distretto" si intende invece un'area di terra e di mare, costituita da uno o più bacini idrografici limitrofi e dalle rispettive acque sotterranee e costiere.

⁵⁷ Cfr. AdbArno 2009, AdbAdige e AdbAA 2009, Gruppo183 2006, Regione Basilicata 2004. La Commissione Europea ha esplicitamente definito il raggruppamento italiano in distretti come "illogico e non necessariamente in linea con le intenzioni della WFD" (EC 2007a, 18), aggiungendo che l'Italia non ha fornito giustificazioni al riguardo.

⁵⁸ Nella legge 183/1989 "Il piano di bacino ha valore di piano territoriale di settore ed è lo strumento conoscitivo, normativo e tecnico-operativo mediante il quale sono pianificate e programmate le azioni e le norme d'uso finalizzate alla conservazione, alla difesa e alla valorizzazione del suolo e la corretta utilizzazione delle acque, sulla base delle caratteristiche fisiche ed ambientali del territorio interessato" (art. 17, c.1).

molteplicità di attori a diversi livelli di governo. La questione fu parzialmente risolta introducendo, con un nuovo provvedimento legislativo⁵⁹, frutto di un'intensa azione di *lobbying* dell'AdbPo nei confronti del Parlamento (Borelli 1999), la possibilità di adottare sia delle misure di salvaguardia, immediatamente vincolanti e in vigore solo fino all'approvazione del piano stesso; sia dei "piani stralcio" di bacino, articolati per settore o per sotto-bacini.

A seguito dell'attuazione della Direttiva Quadro in Italia, è stato introdotto un nuovo strumento di governo delle acque: si tratta del Piano di Gestione del Distretto idrografico, previsto dall'art. 13 della Direttiva e riportato nell'art. 117 del TUA. Benché si tratti di uno strumento di pianificazione, tuttavia, le differenze tra questo e i Piani di bacino tradizionali non sono di poco conto. In questo caso, infatti, la provenienza "europea" dei nuovi Piani di Gestione non lascia dubbi, ed è esemplificata dallo stesso nome del piano (Passino 2005): è un piano di *gestione*, di *management* del bacino e non uno strumento di pianificazione territoriale nel senso tradizionale del termine.

Anche se in parte sovrapposti, molto diversi sono i contenuti dei due piani. Il Piano di bacino si concentra principalmente sull'individuazione delle principali criticità, del quadro degli interventi progettuali strutturali e sulla programmazione e il monitoraggio degli interventi⁶⁰. Il Piano di Gestione, invece, fissa gli obiettivi ambientali per tutte le acque, sulla base delle caratteristiche fisiche del distretto, delle pressioni e degli impatti dell'attività umana e dell'analisi economica dell'utilizzo idrico, individuando poi i programmi di misure necessari al perseguimento degli obiettivi.

Ma diversa è soprattutto la razionalità che sottende i due piani: nel primo caso si tratta di una razionalità di tipo gerarchico e strutturale; nel secondo caso è una razionalità di tipo economico, che individua cause ed effetti, costi ed opportunità per ogni azione prevista. L'Autorità di bacino dell'Arno, ad esempio, nella Relazione di piano relativa al Piano di Gestione del Distretto dell'Appennino Settentrionale, illustra così i due momenti:

“Si parla di pianificazione di bacino, di piani di tutela delle acque (d.lgs. 152/99), di azioni da porre in essere, ma ancora non si esplicita a tutto tondo quel concetto di governo del territorio – ovvero dirigere, indirizzare, gestire, stabilire presupposti ed obiettivi – che invece si affaccia prepotentemente dopo il 2000” (AdbArno 2009, 3).

⁵⁹ L. 483/93.

⁶⁰ Questo impianto è evidente soprattutto nei Piani Stralcio per l'Assetto Idrogeologico o PAI, i cui contenuti sono articolati in interventi strutturali (opere) relativi all'assetto di progetto delle aste fluviali e dei nodi idraulici, e misure non strutturali (norme d'uso del suolo e regole di comportamento).

Il “peso” di questo cambiamento deve però essere controbilanciato dalla posizione che il nuovo strumento assume nella gerarchia degli strumenti di pianificazione. Il piano di bacino della legge 183 era infatti sovraordinato agli altri strumenti di pianificazione a carattere locale e settoriale. Con questa disposizione il legislatore intendeva garantire l’unitarietà del governo del bacino. Il Piano di Gestione non si trova in questa posizione; ad esso, infatti, il TUA affianca nuovamente un Piano di bacino distrettuale, il quale non solo ricalca nei contenuti il Piano della 183, ma si riconferma come piano territoriale di settore immediatamente vincolante per le amministrazioni e gli enti pubblici (art. 65, c.4). Nella normativa italiana il Piano di Gestione costituisce un’articolazione interna, e un “piano stralcio”, del Piano di bacino; ciò sembrerebbe pertanto indicare ancora una predilezione per la pianificazione tradizionale. La Direttiva, invece, ribaltava questa impostazione laddove prevedeva la possibilità che i Piani di Gestione potessero essere “*integrati* da programmi e piani di gestione più dettagliati per sotto-bacini, settori, problematiche o categorie di acque, al fine di affrontare aspetti particolari della gestione idrica” (art.13, c.5, *corsivo nostro*). Diversa è inoltre la procedura di approvazione prevista per il Piano di bacino distrettuale e il Piano di Gestione rispetto al vecchio Piano di bacino: significativamente, la fase delle osservazioni ai Progetti di Piano è sostituita da una procedura per la Valutazione Ambientale Strategica (VAS).

L’altro strumento con il quale si assicura l’unitarietà del bacino idrografico è l’istituzione di un organo misto Stato-Regioni (e Province Autonome): l’Autorità di bacino. Introdotta con la legge 183 per i bacini di rilievo nazionale, abrogata dal TUA e poi nuovamente ripristinata in attesa dell’istituzione delle nuove Autorità di bacino distrettuale, le Autorità di bacino sono organismi ibridi: da un lato, non sono né enti pubblici né autorità indipendenti, in quanto privi di personalità giuridica; dall’altro, uniscono ad un’amministrazione di natura tecnico-scientifica un centro decisionale politico-amministrativo, essendo il loro Comitato Istituzionale costituito dai Ministri competenti e dai Presidenti delle Regioni del bacino (Fig.4.1).

Si tratta di uno strumento che potremmo definire di *governance multi-livello*, giustificato sia dalla natura dell’oggetto, le risorse idriche, che richiede il coordinamento di aree di competenza diverse; sia dalle dimensioni del bacino idrografico, che, trascendendo i confini istituzionali classici, impongono il coordinamento di livelli di governo diversi.

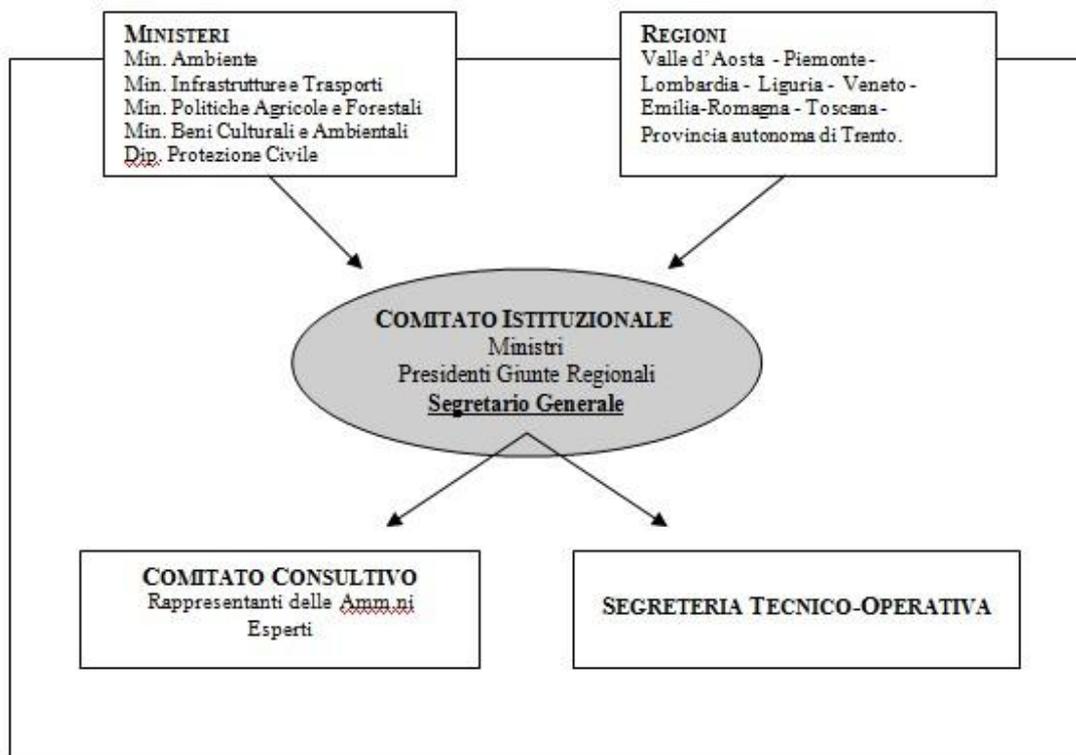


Figura 4.1: Struttura istituzionale dell' Autorità di bacino del Po ai sensi della L.183/1989

Nel caso dello strumento di *governance* è più difficile stabilire come e se sia cambiato lo strumento con la nuova legislazione. Dal punto di vista dell'implementazione, come già visto, è cambiato poco, poiché continuano ad operare le vecchie Autorità di bacino, benché, tranne nel caso del bacino padano, esse si trovano ora a gestire un territorio più vasto di quello precedente. Se ci si attiene, tuttavia, al dettato legislativo, esistono invece dei cambiamenti, anche di un certo conto, come dimostrano del resto le numerose critiche sollevate al TUA. Da un lato si può sostenere che lo strumento generale non è cambiato: si tratta pur sempre di uno strumento di *governance* multi-livello, incarnato da un ente territoriale che opera al livello di bacino. Dal punto di vista delle impostazioni dello strumento, invece, il cambiamento riguarda:

- a. la natura giuridica delle Autorità di bacino distrettuali, che diventano enti pubblici non economici;
- b. la loro composizione⁶¹;

⁶¹ Al posto del Comitato Istituzionale il TUA prevede una Conferenza istituzionale permanente, composta da i Ministri dell'ambiente, delle infrastrutture, delle attività produttive, delle politiche agricole, per la funzione pubblica, per i beni e le attività culturali, nonché i Presidenti delle regioni e delle province autonome il cui territorio è interessato dal distretto idrografico, oltre al delegato del Dipartimento della protezione civile (art.63, c.4). La Conferenza, a differenza di quanto avveniva in passato, delibera a maggioranza.

- c. le loro competenze, soprattutto con riferimento al ruolo di indirizzo e coordinamento per l'adozione dei Piani di Tutela delle Acque.

Benché questi siano dei piani territoriali di settore, alla stregua del Piano di bacino distrettuale, e benché fossero, nella legislazione precedente (d.lgs. 152/99) dei Piani stralcio, la loro adozione è comunque di competenza delle Regioni. Ora, se si considera che il contenuto di questi Piani ricalca quello dei Piani di Gestione della Direttiva, ci si sarebbe potuti legittimamente aspettare che le competenze in materia spettassero alle Autorità. A queste il d.lgs. 152/1999, ripreso dal TUA, ha affidato invece solamente un ruolo di indirizzo e coordinamento, attraverso l'espressione di un parere vincolante.

La Tab. 4.1. sintetizza i cambiamenti degli strumenti di *policy* nell'ambito della strategia di unitarietà del governo di bacino.

Tabella 4.1: I cambiamenti nella strategia di unitarietà del bacino idrografico

Tipologia degli strumenti	Strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Pianificazione</i>	<i>Piano di bacino</i> <i>Piano di gestione</i>	✘ ✓	✓ procedura di adozione
<i>Governance multilivello</i>	<i>Autorità di bacino</i>	✘	✓ Autorità di Distretto (natura giuridica, composizione, competenze)

In conclusione, si può affermare che non c'è un cambiamento significativo nella tipologia degli strumenti utilizzati, che rimangono quelli della pianificazione e della *governance* multi-livello. Viene mantenuto il Piano di bacino e le Autorità di bacino di rilievo nazionale, mentre le previste Autorità di Distretto non sono ancora state istituite. La stesura dei Piani di Gestione, unica grande novità nel panorama degli strumenti, ha incontrato invece notevoli difficoltà, non da ultimo a causa della situazione di incertezza normativa⁶². Questa “potrebbe dunque portare ad una revisione dell’assetto organizzativo e pianificatorio in cui si incardina” il PdG (AdbPo 2009a), che è stato pertanto predisposto senza avere riferimenti certi sulla sua definitiva cogenza ed efficacia una volta approvato, oltre che sui modi e gli strumenti della sua attuazione. A nostro parere, la gerarchia degli strumenti di pianificazione, così come la problematica elaborazione dei PdG possono tuttavia anche essere lette come

⁶² Uno degli ultimi interventi legislativi in materia, la l. 13 del 27 febbraio 2009, ha però imposto un “colpo di coda” al processo di adozione dei Piani di Gestione, stabilendo il termine perentorio del 22 dicembre 2009 ed una specifica procedura amministrativa, che consente ai Comitati Istituzionali di adottare i PdG “sulla base degli atti e dei pareri disponibili” (art. 3-bis).

sintomo della difficoltà dell'adozione di un nuovo strumento che comporta anche il passaggio dalla pianificazione tradizionale alla *management* integrato del territorio.

Più numerosi, invece, sono stati i cambiamenti relativi al *setting* degli strumenti, che hanno riguardato sia la procedura di adozione dei Piani di bacino, sia la natura giuridica, la composizione e le competenze delle Autorità di bacino.

3. LA VALORIZZAZIONE ECONOMICA DELLA RISORSA IDRICA

3.1. La strategia

Insieme al concetto di *management*, anche l'economia fa il suo ingresso nella gestione delle acque attraverso la Direttiva Quadro, e in particolare attraverso il principio del recupero integrale dei costi dei servizi idrici. La logica alla base di questa strategia è lineare ed utilizza le categorie del pensiero economico: se l'acqua è un bene scarso e la sua domanda è elastica rispetto al prezzo, un equilibrio efficiente di domanda e offerta può essere raggiunto attraverso un utilizzo incentivante dei prezzi. Per diminuire la domanda e conservare la risorsa, il prezzo "efficiente" deve riflettere integralmente i costi di produzione del bene, siano essi costi finanziari o costi in termini di esternalità negative per l'ambiente o la società. Non si tratta semplicemente di "*putting the right price tag on water*" (EC 2007b), ma di "valorizzare" (*valuing*) l'acqua, cioè di attribuirle un valore economico che renda evidenti i costi che la società (produttori ed utenti) e l'ecosistema sostengono per il suo sfruttamento. La valorizzazione economica dell'acqua risponde dunque alla riconosciuta necessità di un utilizzo più razionale ed efficiente della risorsa rispetto a quello fatto in passato; risponde cioè alla percepita necessità di un utilizzo sostenibile della risorsa di fronte al crescente depauperamento della stessa.

Come per la prima strategia analizzata, nel caso italiano anche la strategia di valorizzazione economica della risorsa non viene giustificata, promossa o pubblicizzata, al contrario di quanto avviene a livello europeo o nel caso inglese. Alcuni cambiamenti investono invece il panorama degli strumenti, ma si tratta di cambiamenti minori, come sarà chiaro dal paragrafo che segue.

3.2. Gli strumenti

Gli strumenti di valorizzazione economica possono essere raggruppati all'interno di un'unica categoria, nella quale è possibile distinguere gli strumenti di analisi economica e gli strumenti di tariffazione.

Con strumenti di analisi economica si fa riferimento a tutti quegli strumenti attraverso cui si attribuiscono (e si calcolano) dei valori agli usi dell'acqua e alle possibili misure di intervento. Una delle novità della Direttiva è infatti quella di generalizzare l'impiego degli strumenti di analisi economica a supporto delle decisioni (Massarutto *et al.* 2006), dall'individuazione dei problemi alla scelta e all'implementazione delle loro soluzioni.

L'introduzione di questo strumento rappresenta una novità di rilievo per il sistema italiano, dove l'analisi dei costi è tradizionalmente relegata alle ultime fasi del processo decisionale, come analisi dei costi monetari implicati dalle diverse azioni programmate, principalmente con lo scopo di individuare i mezzi di finanziamento (Massarutto *et al.* 2006). Con il TUA, invece, l'analisi economica entra a far parte degli strumenti volti alla gestione delle risorse idriche e alla pianificazione di bacino, con gli obiettivi specifici di contribuire al recupero integrale dei costi dei servizi idrici e di individuare le misure più redditizie in relazione agli utilizzi idrici (Allegato 10 alla parte III del TUA).

Un'analisi economica preliminare dell'utilizzo idrico nel bacino del Po è stata condotta tra il 2005 ed il 2006. Seguendo le indicazioni comunitarie (WATECO 2003), è stata articolata in più momenti:

1. *l'analisi economica degli usi a scala di bacino, a sua volta suddivisa ne:*
 - a. *la caratterizzazione della rilevanza socio-economica dell'acqua nei diversi settori economici;*
 - b. *la stima del valore dell'acqua.*
2. *La quantificazione dei costi diretti e indiretti degli usi dell'acqua e dei servizi idrici.*
3. *L'identificazione delle criticità.*
4. *L'identificazione delle misure necessarie al raggiungimento del buono stato ecologico e l'analisi costi-efficacia delle stesse.*

L'analisi economica degli usi (punto 1a) individua come la risorsa viene utilizzata dai diversi attori sociali nel bacino, cioè quali sono le “funzioni ambientali” associate alla risorsa. Per questo cosiddetto *stakeholder mapping*, sono state utilizzate le tecniche di contabilità ambientale applicate all'acqua (*water accounts*), indicate dalle linee guida del servizio Eurostat della Commissione Europea⁶³. Mediante la stima della disponibilità a pagare dei diversi utilizzatori per poter utilizzare l'acqua con determinate caratteristiche qualitative e in date quantità, sono stati attribuite delle dimensioni di valore ai diversi usi settoriali (punto 1b). La quantificazione dei costi degli usi dell'acqua e dei servizi idrici (punto 2) ha utilizzato

⁶³ Eurostat (2002), *Water Accounts – Results of pilot studies*. Luxembourg, European Communities 2002.

funzioni di costo standardizzato o statistiche ufficiali per quanto riguarda i costi finanziari, e indagini *ad hoc* per i costi ambientali e della risorsa. Lo scopo è stato quello di valutare gli impatti distributivi e allocativi e di valutare il livello di recupero dei costi, attraverso la contabilizzazione delle diverse modalità di finanziamento.

Attraverso l'analisi delle criticità (punto 3) si è poi operato il confronto tra le domande desiderate e la disponibilità delle diverse funzioni ambientali fornite dalle risorse idriche. Le criticità sono state evidenziate come indisponibilità di meccanismi in grado di allocare il bene scarso secondo regole e principi accettati dagli *stakeholder* e/o corrispondenti “a una serie di principi – di equità, di giustizia sociale, di efficienza, di solidarietà – che la collettività ha fatto propri” (Massarutto *et al.* 2006, 128). Sono state poi identificate le misure necessarie per raggiungere alcuni degli obiettivi indicati dall'art.11 della Direttiva e per risolvere alcune delle criticità individuate (punto 4). Di queste misure sono stati poi stimati i costi, secondo i valori individuati ai punti 1b e 2, ed è stata effettuata un'analisi costi-efficacia, allo scopo di scegliere le misure che, a parità di efficacia, presentavano un minor costo di implementazione.

Come può vedersi si tratta di un tipo di analisi economica “a 360°”, che non si limita ad un'analisi costi-benefici delle possibili misure per individuare quella più efficiente. Si tratta invece di un'analisi che ha l'ambizione di valutare i profili di sostenibilità degli attuali modelli di utilizzo dell'acqua; di svelare le diverse dimensioni di valore legate all'acqua, i benefici economici che il suo uso consente, i costi che è necessario sostenere per renderla disponibile, il modo con cui costi e benefici si distribuiscono sui diversi attori sociali; e, infine, di intervenire nella scelta tra azioni alternative, evidenziando gli effetti sui diversi attori (*ibid.*). Ed infatti le difficoltà di transizione verso analisi di bacino di questo tipo sono evidenti sia nel ritardo con cui l'Italia ha presentato i relativi rapporti alla Commissione⁶⁴, sia nella (scarsa) qualità degli stessi (Fig. 4.2).

Quello del bacino del Po, infatti, è uno “Studio di fattibilità” dell'analisi economica, proprio perché si è inserito in un contesto dove mancava quasi del tutto il *background* informativo, ma probabilmente anche “culturale” per un'analisi economica completa.

Per quanto riguarda gli strumenti di incentivazione, si possono considerare le tariffe del SII e le forme di tassazione. Le tariffe del servizio idrico integrato, queste non sono uniformi nel territorio del bacino padano, essendo stabilite dai gestori di ATO. In genere la struttura della tariffa si articola in una componente fissa, applicabile fino ad una quota fissa stabilita dal gestore, e da una o più aliquote di eccedenza, progressive rispetto ai consumi. Il

⁶⁴ I “Report art. 5” dovevano essere presentati a Bruxelles entro il 2005. Nel 2007, infatti, era ancora aperto il procedimento di infrazione contro l'Italia per “mancata comunicazione” (caso A2005/2315).

metodo di calcolo della tariffa non è quindi mutato rispetto al 1996, cioè a quando è stato approvato il Metodo Tariffario Normalizzato (MTN)⁶⁵. L'impatto della tariffa a volume, teoricamente in grado di incentivare al risparmio, è sensibile peraltro solamente nel caso di utenti unifamiliari, poiché nella maggior parte dei condomini l'utenza è unica per il caseggiato.

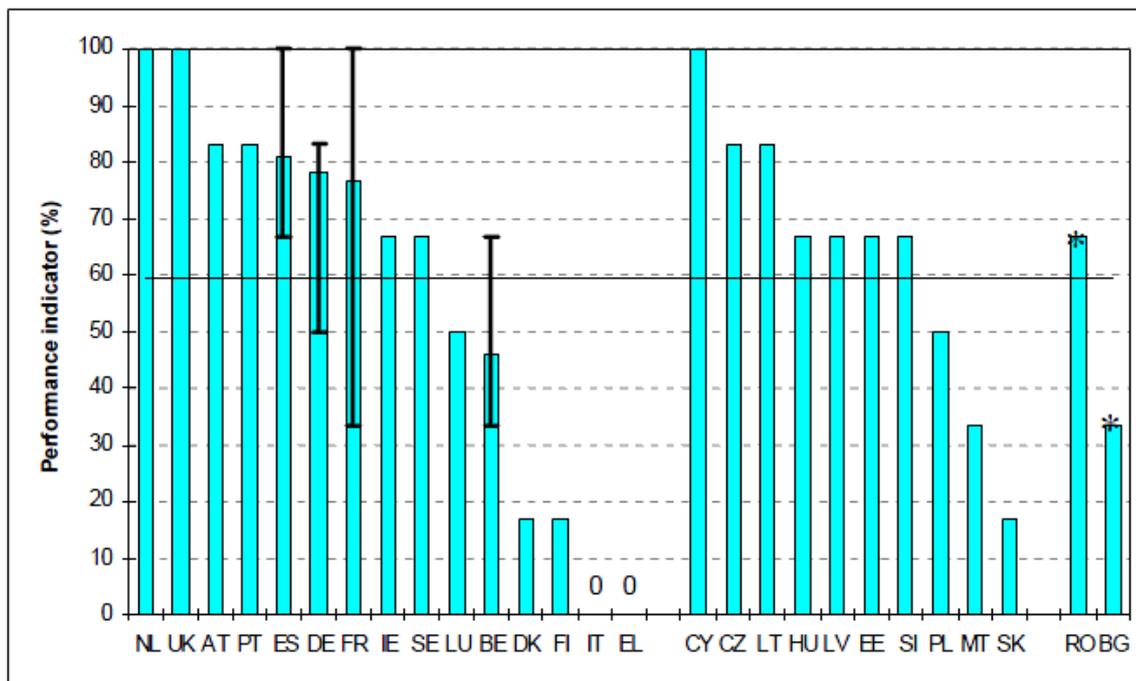


Figura 4.2: Indicatore di performance degli Stati Membri con riguardo all'Art. 5 - analisi economica⁶⁶.
Fonte: SEC(2007) 362.

In linea di massima, nonostante un pressoché costante aumento delle tariffe nell'ultimo decennio, queste oggi arrivano a coprire i costi operativi ma non ancora i costi di capitale⁶⁷ (CoViRI 2006); senza contare che la maggior parte dei piano d'ATO approvati non tiene conto delle disposizioni della Direttiva per il recupero dei costi ambientali e della risorsa (Massarutto 2003). C'è però da considerare il fondamentale fattore della carenza di informazioni: senza la conoscenza dei valori degli usi dell'acqua, delle disponibilità a pagare

⁶⁵ Si noti che in alcuni ATO (gestori in salvaguardia, concessioni antecedenti il 1994, e gestione degli Ambiti che non hanno concluso l'iter attuativo del SII) continua ad applicarsi il regime tariffario precedente l'attuazione della riforma, basato su regole dettate dal CIPE (CoViRI 2008).

⁶⁶ Il grafico si basa su sole tre domande relative all'analisi economica (sono state fornite informazioni sul livello di recupero dei costi, c'è una panoramica dell'importanza socio-economica degli usi dell'acqua in relazione alle pressioni, è stato stabilito un *baseline scenario*) e quindi non si riferisce a tutte le disposizioni dell'Allegato III della Direttiva. L'Italia e la Grecia hanno ottenuto zero punti nella misurazione di performance dell'analisi economica. Per gli stati che hanno fornito Report separati per i propri distretti, le linee nere rappresentano il campo di variazione dei diversi distretti. Per NL, PL e UK non c'è differenza nel punteggio dei vari distretti per l'oggetto di questo grafico. * I punteggi di BG e RO si basano su valutazioni preliminari. Fonte: EC 2007a (SEC(2007) 362).

⁶⁷ Si noti inoltre che il MTN si basa comunque su un meccanismo di *price cap*, che stabilisce un tetto massimo agli incrementi tariffari. Cfr. CoViRI 2008.

degli utilizzatori, delle curve di domanda, mancano i requisiti per potere effettivamente includere i costi nel calcolo delle tariffe.

Questo è tanto più vero per gli altri settori: i dati relativi al settore industriale ed agricolo, in particolare, sono tra i più carenti a livello di Unione Europea (Fig. 4.3), evidenziando una situazione in cui il settore civile spesso paga un'ampia fetta dei costi di questi settori (EC 2008a). Le tariffe del servizio di irrigazione offerto dai Consorzi di bonifica nel Nord Italia riescono a coprire tra il 70 e il 100% dei costi operativi (Massarutto *et al.* 2006). Il settore industriale, invece, attraverso attività di raccolta, trattamento, prevenzione, riduzione, eliminazione e monitoraggio dell'inquinamento, sostiene dei costi "ambientali". Si stima che il 19,2% delle spese ambientali sostenute dal settore sia relativo alla gestione delle acque reflue (Elaborazione IEFE su Dati Istat – 2001).

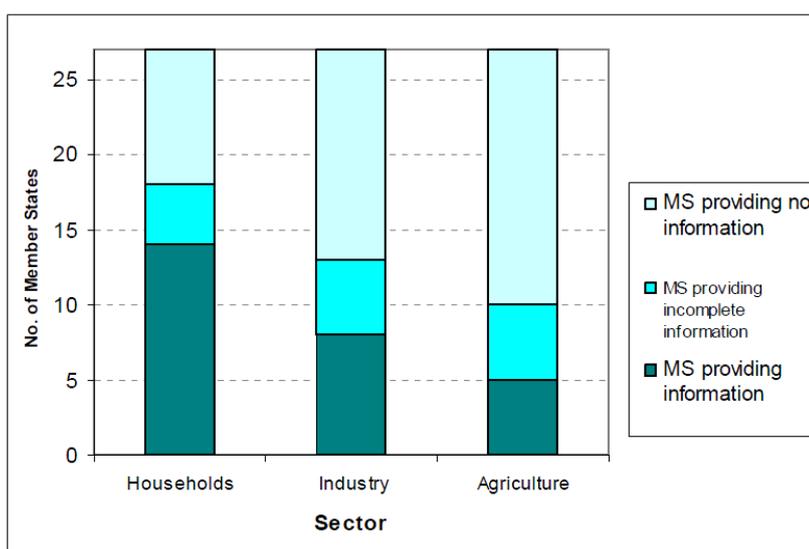


Figura 4.3: Livello delle informazioni fornite dagli Stati Membri (MS) sui settori che devono essere coperti dal recupero dei costi dei servizi idrici. Fonte: SEC(2007) 362.

Infine, per quanto riguarda la tassazione, l'unica forma di tassazione nel settore delle acque, oltre all'IVA applicata con l'aliquota agevolata del 10%, è rappresentata dal canone di concessione per la derivazione di acque pubbliche. Volendo considerare il canone come la copertura del "costo della risorsa", questo andrebbe commisurato in relazione ai possibili usi alternativi, mentre allo stato attuale i livelli del canone sono stabiliti a quote spesso puramente simboliche (Tab. 4.2). Il quadro dei cambiamenti negli strumenti di valorizzazione economica della risorsa è riassunto nella Tab. 4.3:

Tabella 4.2: Canoni di prelievo ripartiti per usi idrici

Usi	Unità di misura (modulo)	Canone 1933 (lire/modulo)	Canone 1994 (lire/modulo)	Canone 1994 (lire/ m ³)***	Canone 1933 ai prezzi 1994 (lire/modulo)
Irrigazione*	1000 l/sec	200	70.400	0,01	255.785
Irrigazione*	1 ha	2	640	-	2.558
Piscicoltura	100 l/sec	-	500.000	0,16	255.785
Sport	100 l/sec	-	500.000	0,16	-
Consumo umano	100 l/sec	200	3.000.000	0,95	-
Uso industriale**	100 l/sec	Gratis	22.000.000	6,98	-
Idroelettrico	1 kW	12	20.467	-	15.347

* Il canone per l'uso irriguo è ridotto del 50% se l'acqua è lasciata filtrare nel terreno

** Il canone per l'uso industriale è ridotto del 50% se vengono adottate misure per il risparmio idrico

*** Per l'irrigazione è stata considerata una stagione di 90gg/anno; per gli altri usi è stata considerata un'estrazione continua attraverso l'anno.

Fonte: elaborazione Massarutto 2001 su dati Malaman 1995.

Tabella 4.3: I cambiamenti negli strumenti di valorizzazione economica della risorsa

Tipologia degli strumenti	Strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Strumenti economici</i>	<i>Analisi economica degli usi dell'acqua a scala di bacino</i>	✓	
	<i>Metodo tariffario normalizzato</i>	×	×
	<i>Canone di concessione per la derivazione di acque pubbliche</i>	×	×

Si assiste dunque all'introduzione di un nuovo strumento, l'analisi economica, che tuttavia ancora non è pienamente implementato. I due principali strumenti di incentivo economico rimangono invece invariati. Gli aumenti delle tariffe del SII, infatti, erano già stati previsti dalla riforma del 1994; mentre il recupero dei costi ambientali non è ancora incluso nelle tariffe. Le modifiche ai canoni di prelievo, infine, seppure in agenda da molti anni, incontrano forti resistenze negli interessi costituiti, risultando spesso in una situazione di stallo (Massarutto 2001; 2008).

4. LA PARTECIPAZIONE PUBBLICA

4.1. La strategia

Le ragioni della promozione della partecipazione pubblica nel settore delle acque sono molteplici, e sono state abbondantemente illustrate nella letteratura (Allan 2001, 2003; EC 2008b; Jønch-Clausen e Fugl 2001; Massarutto 2005). Il coinvolgimento degli *stakeholders* è inoltre centrale per il paradigma dell'*Integrated Water Resources Management*, "come elemento chiave per ottenere un'utilizzazione delle acque bilanciata e sostenibile" (Jønch-Clausen e Fugl 2001). Più in generale, la partecipazione pubblica è, da alcuni anni ormai,

slogan ricorrente e *best practice* riconosciuta nell'ambito delle politiche pubbliche, soprattutto, ma non solo, in campo ambientale. Le principali ragioni a sostegno di questa pratica risiedono nella possibilità di condivisione delle scelte e di facilitazione dell'implementazione.

Come già per le strategie fin qui illustrate, è significativo il fatto che il dettato legislativo non esplicita la connessione causale tra la promozione della partecipazione e il raggiungimento degli obiettivi specifici. La facilitazione dell'implementazione è un corollario che si è soliti far discendere dal grado di condivisione delle scelte. Quanto più i portatori di interesse avranno partecipato alla decisione e alla formulazione della politica, tanto meno opporranno resistenze alla sua implementazione. Infatti, oltre alla *facilitazione* dell'implementazione, è semmai il superamento delle resistenze a costituire un tasto particolarmente dolente nel settore delle acque. Si pensi all'introduzione del principio del recupero dei costi o alla costruzione delle grandi infrastrutture per la difesa dalle piene: si tratta di decisioni che hanno un impatto concreto e visibile sulla vita quotidiana e che dunque facilmente sollevano obiezioni e resistenze.

La premessa, dunque, per delle politiche condivise viene ricercata nella condivisione delle scelte, e quindi nell'inclusione dei portatori di interesse nei processi decisionali. In settori ad alta complessità tecnico-scientifica, come quello delle acque, questa inclusione riveste anche un ruolo specifico, che è quello di fornire una nuova forma di legittimazione alle decisioni. Se questa legittimazione in passato era fornita dalle conoscenze scientifiche e dalla comunità degli "esperti", oggi sembra rendersi necessaria un'ulteriore forma di legittimazione, a sostegno della prima, in conseguenza del riconoscimento del carattere non-oggettivo della scienza (Majone 1989). Inoltre la necessità di condivisione delle scelte trova una sua giustificazione anche nel potenziale conoscitivo che gli *stakeholder* apportano al processo decisionale, essendo per loro natura più vicini al territorio e ai suoi utilizzi.

La necessità di condividere le scelte era un'esigenza già sentita ai tempi della legge 183, che infatti, prendendo atto della frammentazione delle funzioni e delle competenze in materia, creava un apposito organismo di cooperazione interistituzionale (le Autorità di bacino). Con l'attuazione della Direttiva si amplia tuttavia il *target* della partecipazione, che ora viene estesa "a tutte le parti interessate", incluso il pubblico generico. A differenza delle altre strategie, quella della partecipazione è l'unica a ricevere maggiore enfasi, soprattutto a livello locale. Si può quindi affermare che, al livello degli obiettivi, ci sia stato un cambiamento "qualitativo" nel tipo di condivisione delle scelte: dalla cooperazione interistituzionale alla partecipazione pubblica.

4.2. Gli strumenti

Nel caso degli strumenti della partecipazione, l'analisi va condotta al livello locale, essendo la promozione della stessa demandata alle Autorità di bacino e alle Regioni. È possibile individuare tre tipologie di strumenti: gli strumenti *information based*; gli strumenti di partecipazione vera e propria; e gli strumenti di regolazione volontaria (Gouldson *et al.* 2008).

La prima tipologia include quegli strumenti adottati per la diffusione delle informazioni, con lo scopo di sensibilizzare ed educare ad una certa problematica e di incentivare le buone pratiche. Si possono includere in questa categoria i seguenti strumenti specifici:

- a. l'utilizzazione di siti web;
- b. l'organizzazione di seminari, incontri divulgativi o di animazione territoriale;
- c. la diffusione di pubblicazioni divulgative e "sintesi non tecniche";
- d. la certificazione ambientale.

È senza dubbio possibile rilevare un significativo aumento, negli ultimi anni, dell'utilizzo di questi strumenti da parte degli attori istituzionali. Tuttavia la loro introduzione non è direttamente legata all'attuazione della Direttiva, ma semmai alla diffusione, negli ultimi dieci anni, dei principi di trasparenza e partecipazione pubblica nelle politiche pubbliche e nelle pratiche amministrative. Le esperienze di animazione territoriale e di certificazione ambientale, poi, si sono legate soprattutto a progetti di sviluppo locale, non necessariamente legati al tema "acque" per se, ma piuttosto al "fiume" come elemento identitario⁶⁸. L'attuazione della Direttiva ha però contribuito in maniera decisiva alla diffusione e, soprattutto, all'istituzionalizzazione di questi strumenti.

Con gli strumenti di partecipazione in senso stretto si intendono tutte quelle esperienze che riuniscono attori diversi in un *network* di relazioni, con lo scopo di creare fiducia e comprensione reciproca, di sviluppare un flusso di informazioni e di mobilitare risorse. Questo processo, a sua volta, ha come fine quello di facilitare la collaborazione e il processo decisionale (Gouldson *et al.* 2008). Da questo punto di vista, è possibile individuare l'ingresso, nei processi decisionali, delle fasi di "consultazione". La Direttiva indica, all'art.14, tempi e procedure precise al riguardo.

Una fase di consultazione è stata prevista, in primo luogo, per il Piano di Gestione del distretto idrografico del Po. Questa è stata articolata in tre sotto-fasi: accesso alle informazioni, consultazione e partecipazione attiva (AdbPo 2009b). Il termine dei sei mesi per

⁶⁸ Cfr. Ballarin *et al.* 2008; Baraggioli 2008; Borelli 2008.

la presentazione delle osservazioni è stato rispettato per quanto riguarda il progetto di Piano nel suo complesso, mentre per i documenti che lo hanno preceduto, cioè la presentazione del calendario e dei problemi di gestione delle acque, i tempi sono stati necessariamente più ristretti⁶⁹ a causa del generale ritardo nazionale nell'attuazione della Direttiva.

Una distinta fase di consultazione, della durata di sessanta giorni (art.14 TUA), è poi prevista all'interno della procedura di Valutazione Ambientale Strategica (VAS), anch'essa introdotta nel nostro ordinamento con il TUA, a cui sono ora sottoposti tutti i Piani di bacino, incluso quello di Gestione, con la significativa esclusione dei Piani per l'Assetto Idrogeologico. La ragioni di questa esclusione sono da ricercare nella natura dei PAI, che si caratterizzano come piani di risposta a situazioni di emergenza e rischio idrogeologico e a cui, pertanto, vengono accordate esigenze e priorità diverse.

Se, come già ricordato, l'esigenza di cooperazione di soggetti diversi non è estranea al settore delle acque, queste forme istituzionalizzate di consultazione del pubblico rappresentano una novità. Nel bacino del Po esiste in realtà da tempo un'arena a tale scopo, che va sotto il nome di Comitato di Consultazione. Fu istituita già nel 1994 con il nome di "Consulta padana" e riunisce i rappresentanti delle associazioni degli enti locali, dei maggiori sindacati, delle associazioni di categoria agricola e industriale e della cooperazione, dei consorzi di bonifica, dell'ENEL, delle maggiori associazioni ambientaliste e dei parchi naturali. All'epoca, il Segretario Generale dell'AdbPo affermava che lo scopo del Comitato era quello di "attivare il Piano dal basso verso l'alto, partendo dalla conoscenza critica di tutto l'esistente, a livello locale e regionale, in fatto di pianificazione" e di "diffondere la conoscenza della costruzione del Piano di bacino"⁷⁰.

Tuttavia la consultazione avviata per il Piano di Gestione mostra che non solo si è allargato notevolmente il gruppo degli attori coinvolti⁷¹, ma che anche le forme della consultazione si sono innovate, attraverso i forum di informazione pubblica e gli incontri articolati in tavoli tematici (AdbPo 2009b). In sintesi è possibile rilevare un'evoluzione verso forme di partecipazione attiva, anche se alcune esperienze in tal senso erano già maturate

⁶⁹ Due mesi, dal 30 marzo 2009 al 31 maggio 2009. I sei mesi per la consultazione del Progetto di Piano di Gestione invece si sono avviati il 23 luglio 2009, con la pubblicazione del Progetto, e si sono conclusi il 22 gennaio 2010.

⁷⁰ R. Passino, su *Notiziario dell'Autorità di bacino del Po*. Anno III, n. 05-06, 1993-1994. Online su: <http://www.adbpo.it/on-line/ADBPO/Home/PubblicazioniIdellEnte/InotiziaridelPo/Anno03-199394/articolo291.html>. Accesso: settembre 2009.

⁷¹ Si veda AdbPo 2009b. I criteri utilizzati per l'individuazione degli *stakeholder* si sono basati sulla sussistenza di a) competenze istituzionali; b) di conoscenze specifiche; c) di interessi economici, sociali ed ambientali che possano essere interessati dagli effetti del Piano di Gestione; e d) di possibili conflitti legati all'uso plurimo dell'acqua.

indipendentemente dall'attuazione della Direttiva⁷². Due significative eccezioni sono rappresentate, da un lato, dalla pianificazione più tradizionale, quella relativa all'assetto idrogeologico (per cui peraltro sarebbero disponibili gli innovativi strumenti della progettazione partecipata); e dall'altro, dal settore dei servizi idrici, in cui le uniche misure a cui si fa riferimento sono quelle di accesso alle informazioni, anche se il CoViRI, ancora nel 2008, rilevava una situazione generale di “scarsa informazione e di insufficiente coinvolgimento dell'utenza” (CoViRI 2008, 47).

La terza tipologia di strumenti, quella degli accordi volontari, si differenzia dalle precedenti in quanto non è direttamente indicata dal legislatore nazionale o comunitario, ma nel caso del bacino del Po si è particolarmente sviluppata negli ultimi anni. Si tratta di quella che Bobbio ha definito come “produzione di politiche per mezzo di contratti” (Bobbio 2006), con il duplice scopo di governare la frammentazione (Dente 1985) e l'incertezza.

Tra il 2004 e il 2007 sono stati stipulati circa una ventina di accordi e protocolli d'intesa, che coinvolgono, in totale, un centinaio di attori, istituzionali e non (Bobbio 2006). Alcuni affrontano questioni di natura generale, come la prevenzione degli eventi di magra eccezionale o la condivisione delle conoscenze e lo sviluppo dei sistemi informativi (Progetto Re.Mo. del Po). Altri hanno invece una portata territoriale circoscritta, come i progetti di manutenzione del territorio di alcune Comunità Montane (Progetto MANUMONT) o il “Laboratorio RIVAdiPO”⁷³. Il modello di più ampio respiro che viene perseguito è quello del “Contratto di fiume”, già ampiamente sperimentato nel Nord-Europa, con cui tutti i soggetti pubblici e privati interessati alla gestione di un fiume si impegnano per curarne la tutela, la manutenzione e la valorizzazione⁷⁴.

L'introduzione degli accordi volontari non sembra sia tuttavia da ascrivere all'evoluzione normativa e alla necessità di implementare la Direttiva. Prende invece avvio, in primo luogo, dalle difficoltà che l'AdbPo sperimentava, fin dai primi anni, nell'avanzamento della pianificazione:

“tale sistema di compartecipazione e di alleanze va sviluppato con immediatezza, senza attendere di avere costruito un quadro compiuto di pianificazione (“il piano di bacino”), ma mettendo a disposizione degli altri soggetti i progressivi stadi di avanzamento delle scelte e delle conoscenze, stimolandoli a contribuire attivamente al perseguimento di obiettivi comuni” (AdbPo 1995).

⁷² Il caso più noto ed importante è quello del Laboratorio RIVAdiPO (Ballarin *et al.* 2008).

⁷³ <http://www.adbpo.it/on-multi/ADBPO/Home/RIVAdiPO.html>.

⁷⁴ A tutto il 2007, era stato sottoscritto il Contratto di Fiume per l'Olona e il Severo, ed erano stati avviati i lavori per i fiumi Lambro, Oglio, Mincio, i torrenti Sangone, Belbo, Orba, Piota, Agogna, Stura e per il lago di Viverone (Guerra 2007).

Con l'elaborazione del PAI, alla fine degli anni Novanta, si è fatta poi strada l'idea che “i geologi e i naturalisti dell'Autorità di bacino dovevano cominciare a capire le ragioni dei sindaci e degli assessori” (Bobbio 2006, 66). E infine è emersa la necessità di costruire ed istituzionalizzare le relazioni così sviluppatesi con gli anni. Per cui si tratta di strumenti che è possibile ricondurre, da un lato, allo sviluppo di forme di *governance* multi-livello; dall'altro, alla crescente complessità ed incertezza che avvolge i problemi ed i fenomeni di natura tecnico-scientifica .

La Tab.4.4 sintetizza i cambiamenti degli strumenti di *policy* nell'ambito della strategia di sviluppo della partecipazione pubblica.

Tabella 4.4: i cambiamenti negli strumenti di partecipazione pubblica

Tipologia degli strumenti	Strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Information-based</i>	<i>Siti web</i>	x	Maggiore diffusione ed istituzionalizzazione
	<i>Incontri divulgativi o di animazione territoriale</i>	x	
	<i>Pubblicazioni divulgative</i>	x	
	<i>Certificazione ambientale</i>	x	
<i>Consultazione e partecipazione</i>	<i>Fasi di consultazione</i>	✓	
	<i>Forme di partecipazione attiva</i>	✓	
<i>Accordi volontari</i>	<i>Accordi e Protocolli d'Intesa</i>	x	x

Le novità introdotte dall'attuazione della Direttiva sono rappresentate dalle fasi di consultazione dei piani; mentre le forme di partecipazione attiva hanno ricevuto un impulso notevole dalla legislazione comunitaria. Negli ultimi anni si è verificata anche una maggiore diffusione e l'istituzionalizzazione degli strumenti di diffusione delle informazioni. Il ricorso a forme volontarie e contrattualizzate di regolazione, invece, non sembra aver subito cambiamenti con l'avvento della Direttiva Quadro.

Volendo ora riassumere i risultati di questa analisi, ci si può riferire alle Tab. 4.5.a e 4.5.b.

Tabella 4.5a: sintesi dei cambiamenti di policy (obiettivi e strategie)

		Cambiamento (si/no)
Obiettivi	Tutela idrogeologica	x
	Miglioramento dello stato dei corpi idrici	✓
	Uso razionale e sostenibile delle risorse	x
Strategie	Gestione integrata a scala di bacino	x
	Valorizzazione economica della risorsa	✓
	Partecipazione pubblica	✓

Tabella 4.5b: sintesi dei cambiamenti di policy (strumenti e setting degli strumenti)

Strategia	Tipologia di strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
Gestione integrata di bacino	Pianificazione	✓	✓
	Governance multilivello	✗	✓
Valorizzazione economica	Strumenti economici	✗	✗
Partecipazione pubblica	Information-based	✗	✗
	Consultazione e partecipazione	✓	✗
	Accordi volontari	✗	✗

L'Italia ed il bacino del Po presentano una situazione piuttosto eterogenea in termini di cambiamenti di *policy*. L'impatto maggiore della Direttiva sembra riscontrabile nelle strategie impiegate e, in misura minore, nel *setting* degli strumenti. Non è possibile individuare, infatti, dei cambiamenti rilevanti negli obiettivi ultimi della politica italiana delle acque, se non rispetto al maggiore peso attribuito alla lotta all'inquinamento. I restanti obiettivi sono stati modificati nel corso del decennio 1989-1999, con la stagione di riforme aperta dalla legge 183 sulla difesa del suolo, proseguita con la legge Galli e conclusasi con il decreto sulla Tutela delle Acque. Soprattutto rispetto a quest'ultimo, infatti, la Direttiva non apporta grandi novità nell'impianto della politica italiana in materia di acque, se non nella misura in cui presuppone un quadro di intervento realmente integrato, tra settori e competenze. Ma da questo punto di vista, si è visto nel capitolo precedente, l'Italia sconta ancora numerose difficoltà.

Le strategie di partecipazione pubblica e la lenta istituzionalizzazione degli strumenti economici rappresentano le novità più rilevanti. Con la prima si stanno affermando forme di condivisione con il pubblico delle attività di pianificazione e di intervento, attraverso gli strumenti della consultazione e della partecipazione attiva. Le forme di regolazione volontaria per contratti non sembrano invece essere legate all'introduzione della Direttiva; quest'ultimo fattore ha invece determinato il maggior ricorso e, in alcuni casi, l'istituzionalizzazione degli strumenti di diffusione delle informazioni. La valorizzazione economica della risorsa idrica incontra invece più difficoltà ad affermarsi: l'analisi economica è ora inclusa tra gli strumenti di *policy*, ma l'imposizione del "giusto costo" dei servizi idrici è ancora lontana dall'essere realizzata. Infine, per quanto riguarda la gestione integrata di bacino, i cambiamenti coinvolgono soprattutto il livello del *setting* degli strumenti; l'unico cambiamento più

rilevante riguarda l'introduzione di un tipo di strumento di pianificazione "nuovo", cioè del Piano di Gestione del bacino idrografico.

IL GOVERNO DELLE ACQUE IN INGHILTERRA

1. DA PRIVATO A PUBBLICO *AND BACK AGAIN*: L'ACQUA IN INGHILTERRA DALL'ETÀ VITTORIANA AD OGGI

1.1. La lunga ricerca di una gestione integrata

La politica delle acque inglese si basa, in teoria ancora oggi, su un'antica istituzione di *common law*, i “diritti rivieraschi”, cioè i diritti dei soggetti rivieraschi di utilizzare l'acqua dei fiumi secondo le proprie esigenze, purché ciò non pregiudichi gli interessi degli altri rivieraschi (Barraqué 1995). Non esiste una proprietà, pubblica o privata, sulle acque: al contrario dell'Italia, le acque non appartengono al demanio dello stato ed il diritto d'uso, che è dunque l'unico applicabile, è legato alla proprietà dei terreni.

Su queste basi il rapido processo di industrializzazione dell'epoca vittoriana (1837-1901), attraverso l'uso intensivo ed indiscriminato delle risorse, generò presto problemi di penuria e di inquinamento delle acque in un paese fino ad allora abituato a basarsi sull'autoapprovvigionamento. Le sempre più frequenti emergenze sanitarie che queste condizioni scatenavano portarono allo sviluppo dell'industria dell'acqua più antica del mondo (Barraqué 1995; Hassan 1998)⁷⁵.

Le iniziative dei privati erano soggette all'autorizzazione del Parlamento. Benché le autorizzazioni contenessero indicazioni per la tutela dell'interesse pubblico e un generale “codice di condotta”, che arrivava ad includere controlli finanziari e specifiche tecniche, non rispondevano ad un indirizzo di *policy* preciso, ma erano piuttosto “accordi” che il Parlamento negoziava di volta in volta tra il singolo imprenditore e i possessori di diritti rivieraschi concorrenti, che erano con sempre maggiore frequenza rappresentati da industrie manifatturiere (Hassan 1998). Si venne presto a determinare una struttura del servizio idrico

⁷⁵ Tra i fattori che contribuirono allo sviluppo del settore, Foreman-Peck (1988) evidenzia anche la difficoltà di trovare acqua sufficiente durante i numerosi e frequenti incendi.

altamente frammentata e scoordinata, in cui gli interessi delle *lobby* private assumevano precedenza sulle necessità pubbliche (*ibid.*). Alla fine dell'epoca vittoriana, di fronte ad una fornitura ancora largamente intermittente e di bassa qualità, la gestione dei servizi idrici veniva trasferita con sempre maggiore frequenza alle municipalità (Hassan 1985).

Il controllo pubblico, se contribuì a porre un freno all'atomizzazione dei servizi, non migliorò tuttavia l'elevato grado di frammentazione verticale ed orizzontale della gestione delle acque. Questa debolezza strutturale del sistema veniva già all'epoca riconosciuta come tale dagli esperti e dagli operatori del settore; e fin dalla metà dell'Ottocento si cominciarono ad avanzare proposte per una maggiore integrazione della gestione e delle responsabilità sulla risorsa. Il processo di riforma fu tuttavia lungo ed estremamente lento e prese la forma di una progressiva centralizzazione (Barraqué 1995), che culminò nel *Water Act* del 1973. Accanto alla generale scarsa attenzione rivolta all'acqua per tutta la prima metà del Novecento (Sheail 1998), la difficoltà di erodere diritti ed interessi consolidati nel tempo da parte del governo centrale spiega la durata più che centennale del processo (Hassan 1998).

Negli anni Quaranta, tuttavia, una prima ondata di riforme attribuì all'esecutivo, nella persona del Ministro della Sanità, la responsabilità di influenzare lo sviluppo della risorsa e, quindi, dell'industria idrica (*Water Act 1945*) e istituì trentadue *River Board* (*Rivers Board Act 1948*). Con dimensioni che ricalcavano quelle dei precedenti *Catchment Board*, i *River Board* coprivano l'intero territorio nazionale e realizzavano una centralizzazione di funzioni mai verificatasi prima. Ad essi venivano infatti attribuiti tutti i compiti in precedenza svolti da enti diversi e a geometria variabile: *Catchment Boards* (controllo degli scarichi), *Drainage Boards* (controllo degli scarichi e bonifica), *County Council* (prevenzione dell'inquinamento) e *Fisheries Board* (tutela della fauna ittica⁷⁶).

I *River Board*, tuttavia, continuavano a non avere giurisdizione sul sistema delle captazioni; e, nonostante la riforma del 1945, quest'ultimo continuava ad essere dominato dalla frammentazione e dalla disorganizzazione (Hassan 1998). I limiti imposti dalla *common law*, insieme alla scarsa propensione ad intaccare i diritti della proprietà privata o i maggiori interessi costituiti, privavano di fatto il governo di una reale capacità di pianificazione. La fornitura dei servizi, dunque, continuava ad essere divisa tra la miriade di imprenditori privati e i numerosi governi locali.

⁷⁶ Per ragioni storiche gli interessi dell'industria della pesca e dei pescatori, e delle loro associazioni ricreative, erano tenuti in notevole considerazione sia dal Partito Conservatore che da quello Laburista. Furono infatti queste *lobby* a contribuire all'istituzione dei Fisheries Board negli anni Venti (Sheail 1993).

Questi ultimi, tra la fine dell'Ottocento ed il primo dopoguerra, erano diventati una *lobby* molto potente, naturalmente interessata al mantenimento dei propri poteri di controllo sulla risorsa e contrari ad una maggiore centralizzazione delle funzioni. Anche le maggiori associazioni professionali, la *Association of Waterworks Engineers* (AWE), la *British Waterworks Association* (BWA) e la *Water Companies Association* (WCA), non guardavano con favore ad uno sviluppo in tal senso. La prima riuniva quasi esclusivamente ingegneri idraulici altamente qualificati, e divideva la maggior parte dei membri con l'*Institution of Civil Engineers*. La BWA e la WCA rappresentavano invece gli interessi delle *water industries*, cioè dei fornitori, pubblici e privati nel primo caso, solo privati nel secondo. La ragione per cui le associazioni professionali osteggiavano un passaggio di poteri al governo centrale risiedeva nella ristrutturazione delle responsabilità ministeriali che ne avrebbe fatto seguito, con la gestione delle risorse inglobata nelle attività di pianificazione. Ciò avrebbe comportato un forte indebolimento del legame privilegiato che con il tempo queste associazioni avevano sviluppato con il Ministero della Sanità⁷⁷.

Nonostante questi ostacoli, negli anni Sessanta un'altra importante riforma segnava lo sviluppo della politica delle acque in Inghilterra. All'inizio degli anni Cinquanta la responsabilità politica in materia era passata al *Minister for Housing and Local Government* (MHLG), che, di fronte all'incapacità del sistema infrastrutturale industriale di rispondere alla crescente domanda d'acqua, lanciò una vera e propria campagna per favorire la concentrazione industriale (Kinnersley 1988). Se alla metà degli anni Cinquanta esistevano più di mille gestori, un rapporto del *Department of Environment* nel 1971 ne rilevava solamente 198, con le sei imprese più grandi che servivano tutte distretti la cui popolazione superava il milione di abitanti (Hassan 1998).

La *water policy* assumeva lentamente i tratti di una politica maggiormente interventista, orientata alla pianificazione e allo sviluppo dell'offerta (attraverso interventi principalmente infrastrutturali, quindi). Lo sfruttamento di nuove fonti o l'ampliamento di quelle esistenti conoscevano infatti un rinnovato impulso, soprattutto dopo l'istituzione del *Water Resource Board* (WRB) nel 1963. Questo era un organismo di pianificazione con il compito di sviluppare dei piani regionali delle acque, che nel 1973 avrebbero poi portato all'elaborazione di un unico piano nazionale. Il WRB era informato da un approccio tecnocratico ed ingegneristico, tanto che il piano nazionale del 1973 venne definito "non una strategia per il futuro ma una smania ingegneristica" (Kinnersley 1988, 90, *trad.nostra*).

⁷⁷ Public Record Office, HLG/50/2100, Mills, L. to Dalton, H. 24 February 1951, cit. in Hassan 1998.

La riforma del 1963 rappresenta un cambiamento di rilievo, riflettendo la riconosciuta necessità di un approccio maggiormente integrato alla gestione delle acque (Parker e Derrick Sewell 1988). Il *Water Act* del 1963, oltre al WRB, introduceva infatti ventisette *River Authorities* in sostituzione dei precedenti *Boards*. Non solo le Autorità ne ereditavano tutte le funzioni, ma ricevevano accresciuti poteri in materia di controllo dell'inquinamento e gestione delle risorse.

In particolare sotto quest'ultimo aspetto il *Water Act* introduceva un sistema di licenze, e relativi canoni, obbligatorie per tutti i prelievi di acque superficiali o sotterranee. Con questo provvedimento per la prima volta veniva di fatto alterato il sistema dei diritti rivieraschi a favore di una regolamentazione pubblica delle concessioni d'uso.

Sotto il profilo più strettamente ambientale, le Autorità erano responsabili di fissare degli obiettivi di qualità ambientale, di stabilire un livello di deflusso minimo, di autorizzare gli scarichi e fissarne gli standard di qualità e quantità. La questione dell'inquinamento, d'altronde, a quest'epoca cominciava ad essere riconosciuta come una questione di interesse nazionale anche dalle maggiori istituzioni (Hassan 1998), e la crescita degli interventi infrastrutturali sul territorio alimentava le preoccupazioni di molti sul loro impatto sugli ecosistemi. Negli anni Sessanta, inoltre, il movimento ambientalista inglese comincia ad abbandonare i caratteri più conservatori e "conservazionisti" (Dryzek 1997) e ad assumere invece i tratti del contemporaneo fenomeno politico.

L'implementazione della riforma non conobbe tuttavia i risultati sperati, soprattutto perché i gestori dei servizi idrici continuavano a mantenere una consistente autonomia rispetto alle *River Authorities* (Hassan 1998). Inoltre il ciclo della fornitura e quello degli scarichi continuavano a restare separati, con i primi di responsabilità dei gestori (imprese private o agenzie dei governi locali) e i secondi di responsabilità dei governi locali (Parker e Derrick Sewell 1988). Di conseguenza le Autorità non riuscirono a fare molti progressi nel migliorare la qualità dei corsi d'acqua o nel gestire la risorsa. Questi ultimi due fattori, insieme all'impossibilità, per i motivi appena citati, di implementare schemi di trasferimento o progetti di sviluppo a scala regionale (Rowntree 1972), contribuirono ad una diffusa delusione nei confronti della riforma. Altri due fattori di pressione portarono il Parlamento ad approvare, a soli dieci anni di distanza dal *Water Act*, una radicale riforma. Da un lato, l'affermazione degli interessi legati agli usi ricreativi dell'acqua, che in precedenza erano rimasti in una posizione marginale (Parker e Derrick Sewell 1988). Dall'altro, la consapevolezza che il numero delle gestioni risultava ancora eccessivamente alto per riuscire ad ottenere maggiore efficienza attraverso economie di scala.

Il *Water Act* del 1973 rappresenta l'apice del processo di centralizzazione delle funzioni legate all'acqua. La responsabilità per l'intero ciclo dei servizi idrici fu affidata a dieci *Regional Water Authorities* (RWA) basate sui bacini fluviali, che dunque ereditavano le funzioni precedentemente divise tra circa 1500 unità gestionali (*ibid.*)⁷⁸. Gli obiettivi attribuiti alle RWA erano molto ambiziosi ed innovativi: assicurare un'abbondante offerta di acqua di buona qualità, ristabilire la qualità dei fiumi, assicurare la protezione dalle piene e proteggere tutti gli usi, inclusi la pesca, la navigazione e gli usi ricreativi (Hassan 1998).

Naturalmente questa concentrazione di funzioni senza precedenti non poteva eliminare all'improvviso più di un secolo di gestioni relativamente autonome ed interessi costituiti, anche perché, al momento della loro nascita, le nuove Autorità si trovavano ad operare con le strutture e le risorse delle vecchie *River Authorities*. Tre settori, in particolare, mantennero una relativa autonomia, regolata nella maggior parte dei casi da un rapporto di agenzia con le RWA. Rimasero operative ventotto aziende private di fornitura dei servizi idrici, che insieme servivano circa un quarto della popolazione di Inghilterra e Galles (Parker e Penning-Rowell 1980). In alcuni casi il settore della fognatura rimase invece di responsabilità dei governi locali, data la storica importanza di questi in materia di sanità e pianificazione territoriale (Hassan 1998). Infine, il controllo sul settore delle bonifiche veniva di fatto esercitato dal Ministero dell'Agricoltura (*Minister for Agriculture, Fisheries and Food* – MAFF) e non dal *Department of Environment* (DoE), che nel 1970 era succeduto al MHLG. Il MAFF, notoriamente colonizzato dagli interessi agricoli e fondiari (Hassan 1998; Parker e Derrick Sewell 1988; Pitkethly 1990), oltre a finanziare le opere, eleggeva infatti parte dei membri delle *Regional Land Drainage Committees*, a cui spettavano poi le responsabilità esecutive.

Nonostante queste “anomalie”, la ristrutturazione del settore operata nel 1973 è stata interpretata da molti come una vera e propria “rivoluzione” nella gestione delle acque (Okun 1977), o comunque come “la riforma cardine del ventesimo secolo” (Hassan 1998). Non solo, infatti, la riforma del 1973 rappresentava la realizzazione, forse eccessivamente rigida, dell'imperativo idrologico e della filosofia della gestione integrata. Nessuna concessione venne fatta, ad esempio, alle pressioni per un'Agenzia interamente gallese, così che buona parte del Galles centrale ricadeva sotto la giurisdizione (inglese) dell'Autorità del fiume Severn (Parker e Derrick Sewell 1988). Uno dei maggiori difetti del sistema, inoltre, il fatto che le RWA rappresentassero sia il “guardacaccia” che il “cacciatore”, per usare la metafora diffusa in Inghilterra, era stato introdotto proprio con la fiducia che avrebbe massimizzato i

⁷⁸ Per la precisione si trattava delle 27 *River Authorities*, di 157 imprese e 1393 autorità sanitarie (Hassan 1998)

benefici di una gestione integrata (Hassan 1998). Ma la riforma formalizzava anche, per la prima volta, un approccio di tipo manageriale, basato su criteri di efficienza amministrativa (ad esempio, con obiettivi di performance per le RWA) e soprattutto economica (fra tutti, il principio del recupero dei costi dei servizi).

1.2. La privatizzazione thatcheriana e la nascita dell'*Environment Agency*

La riforma fu tuttavia vittima di un tempismo particolarmente sfavorevole. La crisi economica e l'impatto della stagflazione, l'affermarsi del pensiero neoliberista e la salita dei Conservatori al potere nel 1979 sottoposero la politica idrica alle imprescindibili esigenze macroeconomiche del governo. Le RWA furono sottoposte con sempre maggiore veemenza ai limiti dell'*austerità* e costrette a rispondere, in maniera spesso semplicistica (Hassan 1998), ad obiettivi di efficienza; obiettivi che diventava arduo raggiungere con le limitate risorse a disposizione e il livello di deterioramento raggiunto dalle infrastrutture vittoriane negli anni Ottanta (Barraqué 1995). Nel frattempo l'abbondante produzione legislativa europea di questo periodo accresceva l'attenzione dei consumatori sul tema della qualità delle acque e contribuiva, insieme alle affermazioni del governo circa le basse prestazioni delle RWA, alla diffusione di un'immagine negativa di queste ultime (Hassan 1995).

Oltre ai fattori appena ricordati, numerose sono le ragioni che spinsero il governo a privatizzare i servizi idrici nel 1989. Quelle fondamentali, che il settore delle acque condivide con le altre privatizzazioni degli anni Ottanta, sono state ampiamente dibattute in letteratura (Foreman-Peck 1988; Hall 1993; Hassan 1998; Kay e Thompson 1986; Miller 1995; Summerton 1998) e pertanto verranno qui solamente accennate: il programma politico del governo conservatore a favore di una riduzione della spesa e della proprietà pubbliche; la volontà di sviluppare il mercato e la concorrenza; la volontà di ridurre l'influenza dei sindacati; la necessità di ricorrere agli investimenti privati dati i limiti più stringenti imposti ai prestiti; la possibilità di migliorare la situazione dell'erario attraverso le vendite; la fiducia nella maggiore efficienza della gestione privata; e la fiducia negli effetti della concorrenza sulla fornitura dei servizi e sugli interessi dei consumatori.

Altre considerazioni sono specifiche del settore delle acque. In primo luogo, la consapevolezza che il livello di investimenti richiesto dal settore, soprattutto per il rinnovo delle infrastrutture e l'implementazione delle direttive europee, potesse essere garantito solo dal settore privato. Per contenere i prezzi dei servizi dopo gli shock petroliferi del 1973 e del 1979, infatti, il governo aveva drasticamente ridotto il livello degli investimenti nel settore, tanto che all'inizio degli anni Ottanta questo era tornato ai livelli del 1965 (Parker e Derrick-

Sewell 1988). Gli investimenti riuscivano a malapena a coprire i costi di manutenzione (Summerton 1998), accelerando l'obsolescenza delle reti e degli impianti più antichi del mondo (Barraqué 1995). In secondo luogo, la necessità di porre fine alla “cattura del regolatore da parte del regolato” che si manifestava nelle RWA e che veniva lamentata soprattutto dagli ambientalisti (*ibid.*). Infine, la volontà di porre fine al conflitto tra il governo e la dirigenza di molte RWA sull'aumento dei prezzi che veniva loro imposto. Dalla riforma del 1973, infatti, la necessità di recuperare i costi aveva fatto lievitare i prezzi delle tariffe dei servizi, che in precedenza erano forniti sottocosto (Barraqué 1995; Parker e Penning-Rowse 1980), tanto che negli anni Ottanta queste erano aumentate del 20% o più (Hassan 1998). La dirigenza di molte RWA, in primo luogo quella della *Thames Water Authority*, cominciò ad esprimere l'opinione che l'industria idrica veniva usata, attraverso questi aumenti, come “esattore delle tasse” del governo e ad avanzare proposte di privatizzazione (Hassan 1998; Parker e Derrick Sewell 1988).

Con il *Water Act* del 1989 il governo Thatcher operò una delle più vaste e contestate privatizzazioni dei servizi idrici (Barraqué 1995; Hall e Lobina 2007, 2008). Tutti gli *assets* operativi delle RWA furono trasferiti dapprima a dieci nuove aziende di proprietà pubblica, e il loro debito pregresso venne azzerato. Successivamente queste vennero quotate in borsa e vendute al capitale privato, che, come ulteriore incentivo, riceveva sgravi fiscali per 7,7 miliardi di sterline e una “dote verde” di un miliardo e mezzo dal governo per l'implementazione delle direttive ambientali della Comunità Europea (Hassan 1998; Hall e Lobina 2007). Anche se il *Water Act* specificava che si trattava di concessioni della durata di 25 anni, le aziende idriche (*Water Service Companies* o WSC) diventavano dei “monopoli regionali integrati verticalmente” (Bakker 2003, 361). I confini delle gestioni rimanevano infatti gli stessi delle RWA; le WSC erano responsabili dell'intero ciclo dei servizi idrici, dall'estrazione e fornitura dell'acqua, al collettamento, trattamento ed eliminazione degli scarichi. Con successivi interventi legislativi, inoltre, la scadenza dei 25 anni veniva di fatto estesa di ulteriori 25 anni, con l'obbligo per il governo di fornire un preavviso in caso di cessazione della concessione (Hall e Lobina 2007). Le ventinove società private di distribuzione (le cosiddette *Water Supply-Only Companies* o WoC) sopravvissute alla regionalizzazione venivano mantenute, con la possibilità di trasformarsi in società per azioni (*public limited company*)⁷⁹. L'introduzione del capitale privato avveniva dunque attraverso la

⁷⁹ In tempi più recenti sono soprattutto queste ad essere state oggetto delle OPA da parte delle multinazionali francesi (Barraqué 1995; Hall e Lobina 2008).

vendita di tutti beni relativi alla fornitura del servizio, e non attraverso la semplice concessione del servizio a gestori privati per un certo numero di anni (Summerton 1998)

Le funzioni, il personale ed i beni delle RWA non associati ai servizi idrici venivano invece trasferiti ad una *National Rivers Authority* (NRA), un ente pubblico nominato congiuntamente dal Segretario di Stato per l'Ambiente e dal MAFF, con compiti di regolazione ambientale.

Poiché la riforma creava di fatto dei monopoli privati, il legislatore ritenne opportuno creare un articolato sistema di regolazione per tutelare i consumatori e portare avanti gli obiettivi più propriamente ambientali e sociali. Il *Drinking Water Inspectorate* diventava responsabile del rispetto degli standard di qualità nella fornitura di acqua potabile da parte dell'industria. La regolazione economica veniva invece affidata all'Ufficio per i Servizi Idrici o OFWAT (*Office of Water Service*) con il compito di promuovere l'efficienza e la concorrenza attraverso un meccanismo di *price-cap*.

Per quanto riguarda invece la tutela e la gestione della risorsa, con l'*Environment Act* del 1995 la *National Rivers Authority* veniva stata assorbita in una nuova agenzia ambientale sul modello americano, l'*Environment Agency*, insieme all'Ispettorato dell'Inquinamento (*Her Majesty's Inspectorate of Pollution*), che fino a quel momento aveva regolato gli standard ambientali relativi al settore industriale. L'*Environment Agency* veniva articolata in otto divisioni regionali basate sui bacini fluviali e dotata di un ampio spettro di compiti, principalmente di prevenzione e controllo dell'inquinamento, ma anche di gestione delle estrazioni e degli scarichi. L'Agenzia veniva dotata anche di un obiettivo specifico, quello di promuovere lo sviluppo sostenibile; a questo scopo all'Agenzia venivano attribuiti non solo compiti di prevenzione e monitoraggio, ma anche poteri attivi di comminare sanzioni.

Come accennato, la riforma dei servizi idrici del 1989 rappresenta un *unicum* nel settore delle acque in Europa (Bakker 2001; Barraqué 1995; Massarutto 2008). Non sorprende quindi che sia stata accompagnata e seguita da numerose critiche. Numerosi studi hanno cercato di valutare il successo dell'operazione di privatizzazione, solitamente comparando la *performance* dell'industria nazionalizzata con quella delle imprese private lungo una serie di parametri, spesso individuati tra le ragioni addotte per la privatizzazione, come il livello di investimenti, il livello del debito, l'efficienza, la produttività, il livello dei prezzi e la tutela dei consumatori (Bakker 2001; Hall e Lobina 2007; Ogden e Anderson 1995; Parker 1997; Saal e Parker 2001; Shaoul 1997). Se esiste un generale consenso sul miglioramento della qualità del servizio e della protezione ambientale dopo la riforma del 1989 (Barraqué 1995;

Massarutto 2008; Summerton 1998), non c'è invece accordo sul miglioramento dell'efficienza dell'industria e dei benefici per i consumatori (Saal e Parker 2001).

Alla vigilia della riforma molti settori dell'opinione pubblica (associazioni ambientaliste, associazioni dei pensionati, sindacati agricoli, oltre al *Financial Times* e a numerose amministrazioni locali guidate dai *Labour*) si erano pronunciati contro la privatizzazione dei servizi idrici: Hall e Lobina 2008 riportano una serie di sondaggi d'opinione condotti tra il 1986 e il 1993, in cui la percentuale di coloro che si dichiarano contrari alla privatizzazione dei servizi idrici oscilla tra il 71 e il 79%. Dopo l'attuazione della riforma la contestazione si è legata in particolare a due istanze specifiche: l'aumento delle tariffe ed i profitti dell'industria.

Nel 1989 l'OFWAT consentì all'industria di aumentare le tariffe in media del 4,5% sul tasso d'inflazione; questo significa che nel primo quinquennio della privatizzazione le tariffe dei servizi idrici crebbero in media del 40% in termini reali, con differenze significative tra le aziende (OFWAT 1999). Il meccanismo permise alle *water companies* di finanziare, nello stesso periodo, investimenti per 15 miliardi di sterline (Hassan 1998); per un totale di 33 miliardi nel primo decennio dopo la privatizzazione (Saal e Parker 2001). I prezzi continuarono infatti a crescere durante tutti gli anni Novanta, anche se più lentamente dopo la prima revisione dei prezzi del 1994 (Hall e Lobina 2007). Il meccanismo di *price-cap*, infatti, spingeva l'industria a "gonfiare" i programmi di investimento, con il risultato che gli aumenti consentiti dal regolatore si basavano su previsioni di costi sensibilmente più alti di quelli effettivamente incontrati (Bakker 2003; Saal e Parker 2001).

Gli aumenti delle tariffe permisero quindi all'industria idrica di ottenere notevoli profitti e guadagni straordinari per gli investitori (Barraqué 1995; Parker 1997; Saal e Parker 2001; Summerton 1998). A fronte di un tasso di rendimento previsto del 7% tra il 1990 e il 1995 questo non scese mai al di sotto del 10% (Bakker 2003; Parker 1997).

Questa situazione non poteva non destare proteste da parte dell'opinione pubblica e preoccupazione da parte del mondo politico, quando confrontata con il drammatico aumento della cosiddetta *water poverty* e la pubblicizzazione dell'aumento dei casi di dissenteria ed epatite documentato dalla *British Medical Association* (Ward 1997). Per le famiglie a basso reddito, infatti, l'aumento della spesa per i servizi idrici si concretizzò in un aumento dei debiti e, in moltissimi casi, nella disconnessione dal servizio.

Le campagne di protesta contro gli eccessivi profitti e l'illiceità delle disconnessioni, sostenuta anche da vittoriose battaglie legali, e la crescente preoccupazione del regolatore e del mondo politico sulle stesse *issues*, portarono alla fine degli anni Novanta a tre importanti

interventi correttivi. Nel 1997 il neoeletto governo laburista impose una tassa sui profitti delle *utilities*, la *Windfall Levy*, con lo scopo di “recuperare i profitti ottenuti dagli azionisti dall’acquisto di *assets* nazionalizzati a prezzi ridotti” (Bakker 2003, 363, *trad.nostra*). L’importo del prelievo fiscale per ogni azienda si basava sulla differenza tra il valore delle attività all’epoca della privatizzazione ed un valore “reale” delle stesse, calcolato considerando i profitti ottenuti durante i primi quattro anni successivi al 1989 (*ibid.*)

Nel 1999 il *Water Industry Act* vietava definitivamente alle aziende di servizi di disconnettere gli utenti in seguito al mancato pagamento delle bollette. Infine, la seconda revisione dei prezzi, effettuata dall’OFWAT nello stesso anno, impose una drastica riduzione degli stessi, che scesero in media del 12% in termini reali (Bakker 2003; Hall e Lobina 2007).

L’ascesa al potere dei *New Labour*, tuttavia, ha significato un definitivo spostamento del dibattito politico dalle critiche alla decisione di privatizzare i servizi alle proposte di miglioramento del sistema esistente. In altre parole, se all’inizio degli anni Novanta l’opposizione laburista continuava a sostenere l’opportunità di tornare ad un sistema pubblico di gestione dei servizi idrici (Bakker 2003; 2005), alla fine dello stesso decennio l’assetto privatizzato non veniva più messo in discussione e le proposte di riforma e di miglioramento si collocavano all’interno del sistema esistente.

1.3. L’Inghilterra e la Direttiva Quadro sulle Acque

Insieme alle preoccupazioni circa l’accessibilità dei servizi, l’avvento del *New Labour* ha visto crescere l’impegno del governo a favore dello sviluppo sostenibile. Alla fine degli anni Novanta si cominciava infatti a discutere di una nuova strategia per la politica delle acque, che avrebbe dovuto affrontare il problema della sostenibilità dei consumi e dello sfruttamento della risorsa.

La strategia, pubblicata nel 2002, si concretizzava nel 2003 in un nuovo *Water Act*. Questo rispondeva al problema della sostenibilità dello sfruttamento della risorsa idrica intervenendo sul sistema delle licenze di prelievo, rimasto invariato dai tempi della sua introduzione, nel 1963. Il nuovo *Water Act* introduce tre modifiche di rilievo: stabilisce che tutte le nuove licenze devono essere emesse con una scadenza, mentre il sistema precedente prevedeva che le licenze restassero valide fino ad un’eventuale revoca; facilita la procedura di revoca delle licenze ed elimina l’obbligo di compensazioni in caso di danni ambientali comprovati; infine, rende obbligatoria, per le aziende idriche, l’adozione di Piani di Gestione delle risorse idriche (*Water Resource Management Plan – WRMP*), prima adottati solamente su base volontaria, ed introduce, per queste, l’impegno alla conservazione della risorsa.

Sempre alla fine degli anni Novanta a Bruxelles le discussioni sulla Direttiva Quadro erano ormai in stato avanzato, e durante il semestre di presidenza del Regno Unito, nel 1998, il Consiglio dei Ministri dell'Ambiente raggiungeva un accordo sul testo della Direttiva. Diversi resoconti testimoniano dell'influenza del Regno Unito nella formulazione della Direttiva (Griffiths 2002; Kaika e Page 2003), soprattutto per quanto riguarda il principio della *full-cost recovery*. L'Environment Agency affermava infatti che la WFD rappresentava "dal punto di vista intellettuale, esattamente quello che vogliamo"⁸⁰.

Dopo un primo mandato turbolento, infatti, nel 1999 l'Environment Agency si avviava ad assumere un ruolo più significativo nel settore delle acque. Questo fu reso possibile da un lato, dal superamento di un primo periodo di "rodaggio" istituzionale da parte della nuova organizzazione; dall'altro dal ruolo attribuitole nell'implementazione della Direttiva Europea.

Sotto il primo punto di vista, il primo mandato dell'EA (1996-1999) fu più o meno fortemente criticato dalle associazioni ambientaliste, dall'industria idrica, da quella della pesca, dalle amministrazioni locali, dal governo e, più sistematicamente, dalla Commissione per l'Ambiente, i Trasporti e gli Affari Regionali della Camera dei Comuni (Bell e Gray 2001). Le debolezze che si attribuivano all'Agenzia riguardavano principalmente la mancanza di una *vision* specifica, un profilo pubblico debole e il fallimento come regolatore, oltre che una percepita mancanza di *accountability* (*ibid.*). Ad esclusione di quest'ultimo, associato alla natura di *quango* dell'Agenzia, molti di questi problemi erano tuttavia da attribuire alla frammentazione organizzativa e gestionale del sistema che l'Agenzia aveva ereditato, considerato che il suo predecessore, la National River Authority, aveva operato solo per pochissimi anni prima di essere trasformata nell'EA. In ogni caso, già alla fine degli anni Novanta, anche grazie ad un rinnovamento dei vertici, l'EA si dotava di una *vision* più definita ed integrata, quella di promuovere l'ambiente e la sostenibilità ambientale, appunto, e migliorava il suo profilo pubblico attraverso consistenti investimenti nel settore della Ricerca & Sviluppo (*ibid.*).

Sotto il secondo profilo, l'EA assumeva un ruolo centrale nel settore delle acque diventando l'"autorità competente" per l'implementazione della Direttiva, recepita nel 2003 con le *Water Environment (Water Framework Directive) Regulations*. Il governo venne all'epoca criticato dalle associazioni ambientaliste, da parte dell'industria e dalla Commissione competente dei *Commons* per aver adottato un approccio "minimalista"

⁸⁰ M. Griffiths, Head of Water Quality, EA, cit. in Kaika 2003, p.305.

all'implementazione della Direttiva (HoC 2003a, 12). La percezione diffusa era che il DEFRA e l'EA avessero adottato un atteggiamento eccessivamente ottimista, dando per scontata la possibilità di raggiungere gli obiettivi della Direttiva con facilità. Questo atteggiamento può essere attribuito in parte al ruolo attivo che il Regno Unito ebbe nella formulazione della Direttiva e in parte allo scettico e "cauto" approccio britannico nei confronti dell'attuazione della normativa comunitaria, manifestato più volte in passato proprio in relazione alle direttive sulle acque (*ibid.*). Ad esempio, ancora nel 2000 il DEFRA affermava che il 94% delle acque in Inghilterra e Galles raggiungeva uno stato di "buona qualità". Tuttavia, questa valutazione si basava sulla presenza di uno specifico gruppo di organismi (i macroinvertebrati) in una specifica categoria di acque (i fiumi, tralasciando dunque laghi e stagni) e non teneva conto del fatto che la definizione di "buono stato" nella Direttiva dovesse basarsi su un insieme molto più eterogeneo ed impegnativo di parametri. Lo stesso atteggiamento veniva riscontrato nella scelta iniziale di non partecipare alla sperimentazione europea su bacini pilota, sulla base della motivazione che la gestione integrata a scala di bacino "sia un modo migliore di fare cose vecchie piuttosto che un modo totalmente nuovo di fare le cose"⁸¹.

Dopo la citata relazione della *House of Commons*, comunque, gli sforzi del governo per la pubblicizzazione e l'implementazione della Direttiva sono notevolmente aumentati. In generale, tuttavia, si può dire che l'Inghilterra, pur sottolineando i cambiamenti e gli sforzi, soprattutto economici, richiesti dalla Direttiva, ha mantenuto un atteggiamento di continuità rispetto al passato. L'individuazione dei distretti idrografici, ad esempio, non ha comportato problemi, poiché già le divisioni regionali dell'EA corrispondevano, grossomodo, a tale suddivisione geografica. L'Inghilterra è stata quindi divisa in dieci distretti, tre dei quali transfrontalieri: South East, South West, Thames, Anglian, Humber, North West, Northumbria, Solway Tweed (a gestione congiunta tra Inghilterra e Scozia), Severn e Dee (entrambi con la gestione congiunta di Inghilterra e Galles) (Fig. 5.1).

2. I FATTORI STRUTTURALI. CARATTERISTICHE FISICHE ED ECONOMICHE DELL'INGHILTERRA

Rispetto all'Italia settentrionale, l'Inghilterra si caratterizza per una maggiore variabilità di situazioni idrologiche, secondo il luogo, la stagione e il livello di precipitazioni annue. La struttura geologica del paese, con pochi rilievi e l'assenza di grandi corsi d'acqua, non

⁸¹ DEFRA, cit. in HoC 2003a.

consente la formazione di falde acquifere molto importanti, per cui la disponibilità d'acqua dipende in maniera maggiore dal livello delle precipitazioni. Sotto questo aspetto, l'Inghilterra ha affrontato, negli ultimi quindici anni, un più frequente verificarsi di eventi estremi, con l'alternanza di periodi prolungati di siccità (1995-1996, 2004-2006) e periodi particolarmente piovosi, con numerose esondazioni ed alluvioni (1998, 2000-2001, 2007, 2009). Il livello delle precipitazioni, e conseguentemente quello dei deflussi, varia considerevolmente tra il nord dell'Inghilterra (più di 2000 mm/anno) e il sud est (meno di 200 mm/anno) (Dati: EEA 2002; EA 2008). La disponibilità d'acqua per abitante si aggira mediamente attorno ai 1400 m³ annui; considerando anche la Scozia il dato sale a circa 2000 m³, non distanziandosi molto, quindi, dalla situazione italiana (Barraqué 1995).



Figura 5.1: delimitazione dei Distretti idrografici nel Regno Unito. Fonte: UK TAG 2005.

Le proiezioni più recenti sull'impatto climatico mostrano, tuttavia, che se il deflusso nei mesi invernali tenderà ad aumentare del 10-15%, nei mesi estivi questo potrebbe subire un decremento anche significativamente superiore al 50%; complessivamente ciò significa che nei prossimi 40 anni l'Inghilterra può aspettarsi una diminuzione dei deflussi medi del 15% circa (EA 2008).

L'Inghilterra viene comunque già considerata dalle statistiche internazionali come un paese sottoposto a "stress idrico", unico paese dell'Europa settentrionale insieme a paesi mediterranei come Malta, Cipro, Italia, Spagna, Bulgaria e Macedonia. In particolare è il sud-est dell'Inghilterra la regione maggiormente sottoposta a stress idrico (Fig. 5.2).

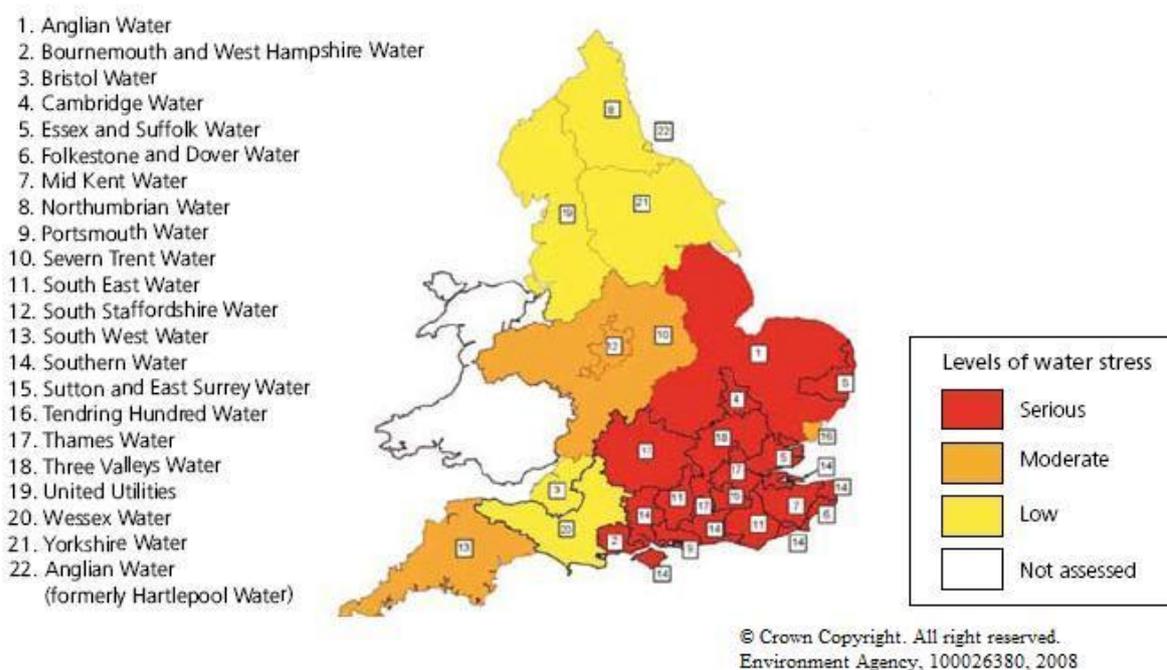


Figura 5.2: Livelli di stress idrico in Inghilterra. Fonte: EA 2008

Le pressioni sulle risorse idriche sono, infatti, maggiori nel sud-est che altrove, in conseguenza dell'elevata densità di popolazione, accompagnata da un costante aumento della pressione edilizia (il Governo ha previsto la costruzione di 375.000 unità abitative entro il 2016 nel solo bacino del Tamigi – EA 2009d). Quest'area è anche la più arida, cioè quella meno ricca d'acqua, e con la domanda maggiore di acqua per il consumo agricolo, proveniente prevalentemente dalla regione dell'*East Anglia* (EA 2008).

Ad eccezione di quest'ultimo fattore di pressione, le stesse caratteristiche valgono per il bacino del Tamigi (Fig. 5.3). Con un'area di più di 16.000 km², e una popolazione di 14 milioni di abitanti in aumento, si tratta del bacino più secco del Regno Unito, con precipitazioni al di sotto della media nazionale (690 mm all'anno contro una media di 897 mm) e l'imponente impatto sulla risorsa dell'area della *Greater London*. Il fiume Tamigi

infatti fornisce i 2/3 circa dell'acqua potabile della capitale (EA 2009d). Nonostante il settore terziario contribuisca a circa 1/5 dell'economia del bacino, quello agricolo mantiene un peso considerevole, soprattutto nell'area occidentale del bacino. Nel 2004 il 65% della regione del Tamigi è stato infatti classificato come superficie agricola, da pascolo o boschiva (*ibid.*).

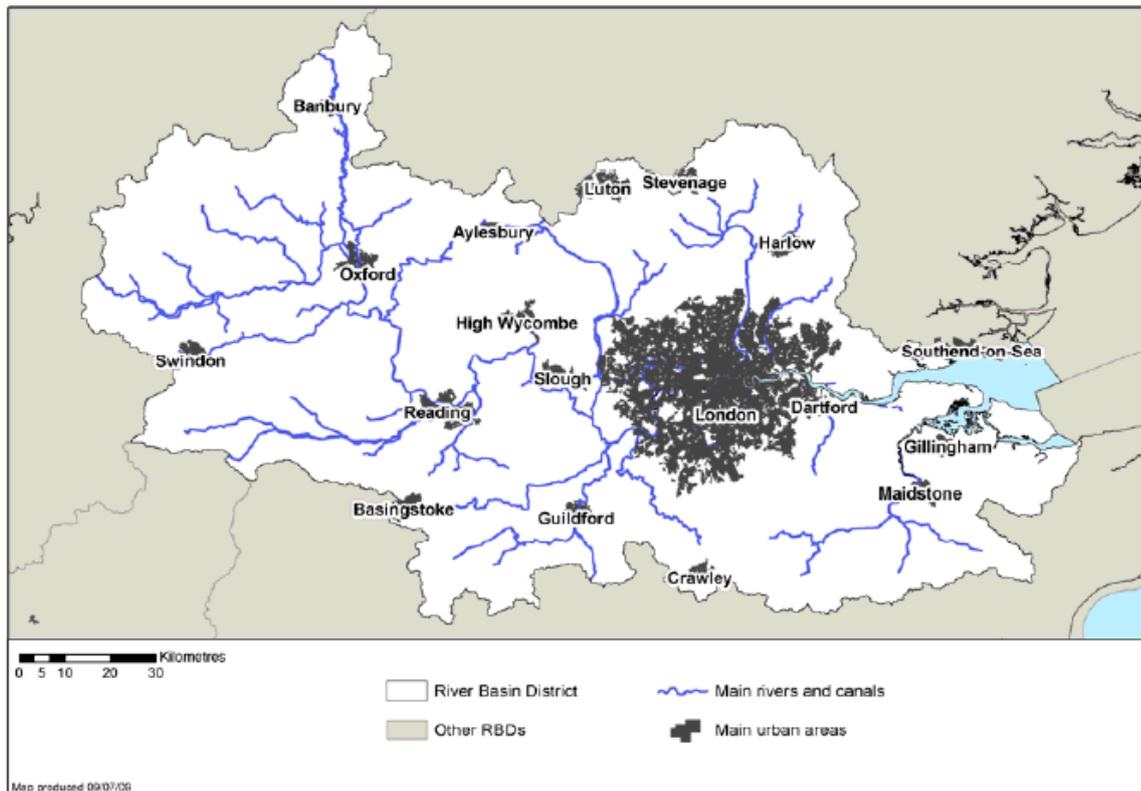


Figura 5.3: Il distretto idrografico del fiume Tamigi. Fonte: EA 2009d

Per quanto riguarda i prelievi, tra il 2000 e il 2007 il loro livello raggiungeva una media di 60 miliardi di litri al giorno. Un segnale distintivo della relativa scarsità della risorsa è la percentuale di acqua derivata da fonti superficiali, che si aggira tra il 70 e il 90% del totale dei prelievi (EA 2008). Al contrario del caso italiano, esiste quindi una stretta dipendenza degli usi, che fanno affidamento sulle stesse fonti di approvvigionamento. Per quanto riguarda i modelli di utilizzo della risorsa può farsi riferimento alla Tab.5.1.

In riferimento ad Inghilterra e Galles, il settore civile utilizza circa la metà dei prelievi, seguito dal settore elettrico e da quelli industriale e ricreativo, mentre il settore agricolo rappresenta una percentuale inferiore all'1% sul totale. Negli ultimi decenni i prelievi per gli usi industriale ed elettrico sono sensibilmente diminuiti (EA 2008). Nella regione dell'*East Anglia*, tuttavia, questa percentuale arriva a rappresentare, in estate, anche il 20% sul totale degli usi (EA 2008).

Tabella 5.1: Prelievi per tipo di uso in Inghilterra e Galles e nel Distretto del Tamigi (%).

<i>Settori</i>	<i>Inghilterra e Galles</i>	<i>Distretto del Tamigi</i>
Public water supply	48,4	93,3
Usi idroelettrici	28,1	4,3
Industria	11,8	1
Itticoltura e usi ricreativi	10,3	0,3
Agricoltura	0,8	0,6
Altro	0,3	0,4

Fonte: nostra elaborazione su dati DEFRA 2008a (Inghilterra e Galles) e DEFRA 2005b (Tamigi).

I prelievi vengono gestiti sulla base di “bacini di captazione” o *catchment*: ogni sei anni l'*Environment Agency* prepara dei piani di gestione della risorsa articolati per *catchment* (*Catchment Abstraction Management Strategies - CAMS*), che stabiliscono un quadro strategico per la disciplina dei prelievi e della concessione delle licenze, con l'obiettivo di garantire lo sfruttamento sostenibile della risorsa. I CAMS considerano la quantità d'acqua disponibile, la quantità d'acqua necessaria all'ambiente e la quantità già concessa per il prelievo: solamente un terzo dei bacini di captazione presenta un'ulteriore disponibilità d'acqua al netto di questi fattori. Un altro terzo non presenta risorse disponibili per ulteriori licenze; mentre per il restante terzo prevale una situazione in cui viene emesso un numero di licenze eccessivo rispetto alle capacità ambientali (18%) o in cui si verifica sovrasfruttamento della risorsa (15%) (EA 2008). Nel distretto del Tamigi esistono 17 bacini di captazione, e la maggior parte dei dati sull'utilizzo della risorsa sono disponibili pertanto a questo livello e non a livello aggregato di bacino.

Il sistema delle licenze è stato modificato, come si è detto, con il *Water Act* del 2003. Tutti i prelievi devono essere autorizzati dall'EA, ad esclusione di quelli inferiori ai 20 m³/giorno. Con l'introduzione di questa esenzione, nel 2005, il numero delle licenze emesse è stato ridotto della metà. Dal 2001 tutte le licenze emesse hanno una scadenza; attualmente solamente il 20% delle licenze esistenti ha una data di scadenza, poiché la piena implementazione delle modifiche del *Water Act* avverrà con il terzo ciclo di pianificazione di bacino (2021-2027) (EA 2008). Anche lo *status* delle licenze è cambiato; la conservazione ed il risparmio della risorsa sono ora responsabilità delle autorità pubbliche che emettono le licenze e dei gestori delle stesse. Inoltre dal 2012 l'EA avrà maggiori poteri nel revocare le licenze, senza compensazione, in caso di grave danno ambientale.

Per quanto riguarda il sistema dei servizi idrici, in Inghilterra e Galles operano 10 aziende idriche che si occupano del servizio integrato su base dei bacini idrici (WSC) e 12 aziende cosiddette “*water only*” (WOC), che si occupano solamente dei servizi di fornitura (Fig.5.4) Queste ultime sono responsabili della fornitura dell’acqua all’interno del territorio delle WSC (ad esempio South Staffordshire all’interno dell’area del Severn Trent) o attraverso l’area di più di una WSC (ad esempio, Three Valleys opera tra le aree di Thames Water e Anglian). Oltre a queste aziende responsabili della fornitura di acqua “pubblica”⁸², le cosiddette *water statutory undertakers*, esistono poi almeno 50.000 fornitori privati, responsabili per il 40% circa dei prelievi, che forniscono acqua (anche attraverso l’autoapprovvigionamento) al settore agricolo (13,4% dei prelievi privati), elettrico (16%) e industriale, commerciale e dei servizi pubblici (14,4%) (Dati ERM *et al* 2004b).

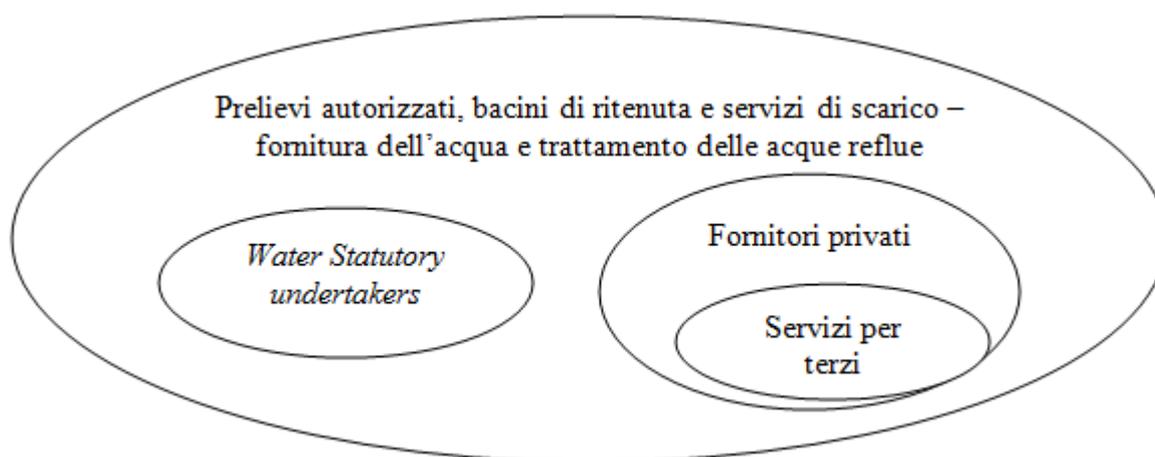


Figura 5.4: struttura dei servizi idrici in Inghilterra. Fonte: ERM et al 2004b.

Le tariffe dei servizi idrici coprono i costi operativi, quelli di capitale, e anche buona parte dei costi ambientali e della risorsa, attraverso le licenze per i prelievi, gli scarichi, e le altre spese ambientali normalmente sopportate dall’industria. Dal 1989 i prezzi sono aumentati in termini reali del 42% (DEFRA 2008a). Attraverso il meccanismo di *price-cap*, il regolatore stabilisce un tetto massimo agli aumenti delle tariffe al di sopra del tasso d’inflazione (fattore K). Il fattore K viene infatti determinato in relazione al potenziale di miglioramento delle prestazioni delle imprese. In teoria, il meccanismo dovrebbe garantire maggiore efficienza incentivando l’industria a ridurre le spese per poter aumentare i profitti. Inoltre gli obiettivi di efficienza dovrebbero anche rappresentare una forma di *proxy* per la concorrenza, essendo fissati tenendo conto delle prestazioni relative di tutto il settore (OFWAT 1998).

⁸² Con *public water supply* si intende l’acqua per usi civili ma anche parte di quella per altri usi. L’aggettivo “public” si riferisce infatti al tipo di servizio fornito dalle aziende, indipendentemente dal fatto che questo sia svolto da aziende private, o che sia destinato ad usi civili o industriali (o di altri settori).

Dopo un rapido e ripido aumento nei primi anni Novanta, le tariffe hanno continuato a crescere in maniera più graduale per tutto il decennio, con una rapida caduta del 12% nel 2000 dopo la revisione dei prezzi dell'anno precedente. Dopo la revisione del 2004, tuttavia, i prezzi hanno ripreso a crescere (Dati: OFWAT 2010). Gli aumenti tariffari hanno esercitato l'impatto maggiore sulle famiglie a basso reddito: il DEFRA ha calcolato che nel 2004/2005 il 29% delle famiglie a basso reddito spendeva più del 3% del proprio reddito per i servizi idrici (considerando il 3% come la soglia di "accessibilità" – *affordability* – dell'acqua), e che nel 2009/2010 questa percentuale sarebbe salita al 40% (DEFRA 2008a).

La struttura delle tariffe varia in relazione all'azienda. Il Regno Unito rappresenta un'eccezione tra i paesi OCSE in quanto la maggior parte delle abitazioni non sono dotate di contatore. Con la privatizzazione, ma soprattutto a partire dall'inizio del nuovo millennio sono aumentati considerevolmente gli incentivi per i consumatori e le aziende per l'installazione dei contatori, come strumento per il controllo dei consumi. Dove i contatori sono presenti (attualmente solo nel 30% delle abitazioni) la tariffa ha una componente fissa e una componente volumetrica. Nel resto dei casi le tariffe affiancano la componente fissa con una componente che dipende dal valore immobile della proprietà (DEFRA 2005b).

3. IL QUADRO ISTITUZIONALE

L'architettura istituzionale del governo delle acque inglese disegna un sistema fortemente centralizzato e basato su un articolato sistema di regolazione.

Il Segretario di Stato per l'Ambiente, insieme al *Department for the Environment, Food and Rural Affairs*, è responsabile della formulazione delle strategie e degli indirizzi di *policy*, in coerenza con gli impegni comunitari. L'esecutivo ha anche responsabilità sull'architettura del sistema istituzionale nel suo complesso, avendo potere di modificare, ad esempio, i poteri ed i compiti degli organismi regolativi e dei fornitori privati (Summerton 1998). Il DEFRA ha inoltre il compito di indirizzare e guidare la condotta dell'*Environment Agency* nello svolgimento delle sue funzioni.

A quest'ultima agenzia spettano le principali funzioni di regolazione e di *enforcement*. L'*Environment Agency* è un'agenzia non dipartimentale sponsorizzata dal DEFRA, il quale copre circa un terzo delle sue spese (Bell e Grey 2002). L'EA regola gli standard di qualità delle acque, gestisce il sistema dei prelievi e quello degli scarichi, gestisce i controlli sulle fonti di inquinamento, ed ha il compito generale di assicurare il corretto utilizzo delle acque. Queste responsabilità non si applicano solo agli *statutory undertakers*, ma si estendono anche al settore dell'industria, dell'agricoltura e della produzione di energia elettrica. L'Agenzia ha

inoltre le principali competenze operative in relazione alla difesa dalle piene e dalle alluvioni e gestisce la maggior parte dei porti e delle foci, nonché la navigazione nella maggior parte dei corsi d'acqua e la pesca sportiva. L'EA contribuisce al recupero dei costi dei servizi idrici attraverso il proprio autofinanziamento, che proviene dalla riscossione dei canoni per le licenze di prelievo, di scarico, di pesca e dalla riscossione delle multe comminate per gli incidenti inquinanti.

Il Direttore Generale dei Servizi Idrici, che si avvale del relativo Ufficio, l'*Office of Water Services*, è il regolatore economico dell'industria idrica. Pur essendo nominato congiuntamente dal Segretario di Stato per l'Ambiente e dal Segretario di Stato per il Galles, la sua attività è relativamente isolata dall'esecutivo, che ha poteri molto limitati nell'indirizzare la sua attività. L'OFWAT ha il compito di fissare l'aumento massimo delle tariffe nelle revisioni quinquennali dei prezzi, con l'obiettivo di assicurare un tasso di ritorno sul capitale sufficiente a sostenere l'attività dell'industria. L'OFWAT deve inoltre assicurare che le imprese idriche agiscano nel rispetto delle funzioni e degli obblighi fissati dal *Water Act* del 1991. In particolare, l'industria idrica è tenuta ad osservare i principi di efficienza ed economicità, a non operare discriminazioni tra i diversi utilizzatori e a proteggere i consumatori delle aree rurali. L'OFWAT ha inoltre il compito di facilitare la concorrenza tra le aziende esistenti e quelle potenziali.

Il *Drinking Water Inspectorate*, formalmente parte del DEFRA e operante su mandato del Segretario di Stato, espleta le funzioni regolative associate alla qualità dell'acqua destinata al consumo umano. Di fatto l'Ispettorato assicura l'applicazione degli standard fissati dal DEFRA, attraverso appositi accertamenti e operando annualmente controlli di qualità su tutte le aziende idriche.

Un ente pubblico non dipartimentale, il *Consumer Council for Water*, garantisce la rappresentanza degli interessi dei consumatori nel *policy-making*, attraverso azioni di *lobbying* e di consulenza.

Per quanto riguarda il livello della gestione, i servizi di fornitura e scarico sono di responsabilità delle aziende private. A differenza di tutte le altre imprese, quelle idriche sono soggette ad una serie di obblighi fissati per legge e all'ottenimento di una licenza, che, almeno in teoria, può essere revocata in caso in cui le aziende non adempiano ai propri obblighi in maniera adeguata. La gestione dei moli e di più di 3000 km di canali e fiumi navigabili spetta alla *British Waterways*, ente pubblico che svolge questo compito anche attraverso la riscossione di canoni e imposte. Gli *Internal Drainage Boards*, comitati locali che operano

sulla base di distretti di drenaggio, hanno compiti operativi relativi alla difesa dalle piene e al drenaggio dei corsi d'acqua secondari.

Al livello locale spettano invece alcune residuali funzioni di tipo regolativo. In primo luogo i governi locali hanno compiti di pianificazione territoriale, e in quest'ambito ricadono le funzioni di pianificazione di alcune infrastrutture, come acquedotti e bacini di invaso, e di alcune opere di difesa, essendo la gestione e la riduzione dei rischi di responsabilità delle amministrazioni locali. Queste ultime hanno poi funzioni di regolazione e monitoraggio, attraverso gli uffici di salute ambientale, dei *private suppliers*, in quanto questi non sono soggetti all'autorità dell'OFWAT, mentre sono soggetti all'autorità dell'*Environment Agency* se i loro prelievi superano i 20 m³ al giorno. Infine, alle autorità locali spetta il compito di regolare le attività delle autorità portuali.

Secondo Barraqué l'architettura istituzionale inglese disegna un sistema di gestione delle acque molto centralizzato, con una nozione di sussidiarietà poco sviluppata e che esclude le collettività locali in quanto tali (Barraqué 1995; cfr. anche Ward 1997). Come si è già detto, infatti, la maggior parte dei compiti di regolazione ed attuazione è condotto dall'*Environment Agency*, i cui dieci uffici regionali rappresentano più un'articolazione interna dell'organizzazione che degli enti decentrati. Allo stesso tempo, tuttavia, le trasformazioni del settore pubblico degli anni Ottanta e Novanta hanno notevolmente aumentato sia la sua frammentazione, soprattutto attraverso la proliferazione delle agenzie e degli altri enti pubblici non dipartimentali, sia il grado di complessità delle relazioni interorganizzative (Rhodes 1996).

Se per quanto riguarda l'assetto istituzionale il panorama inglese si caratterizza per la centralizzazione del *policy-making*, dal punto di vista delle pratiche istituzionali prevale la ricerca di consenso e la negoziazione delle politiche all'interno di ristrette *policy communities*, formate dagli attori governativi e dai maggiori interessi (Richardson *et al.* 1982; Jordan e Richardson 1983). Secondo Jordan e Richardson lo stile di *policy* dominante in Gran Bretagna, che gli autori definiscono di "adattamento burocratico" (*bureaucratic accomodation*), si rivela in una specifica pratica istituzionalizzata, che consiste nell'evitare i conflitti e nel ricercare il consenso o l'accordo (*accomodation*) "nel labirinto di meccanismi consultivi che si sono sviluppati" (Jordan e Richardson 1983, 604. *trad.nostra*). In altre parole, nonostante la posizione di potere dell'esecutivo, la modalità prevalente del *policy-making* consiste nella contrattazione piuttosto che nell'imposizione (*ibid.*). L'importanza accordata alla negoziazione e alla consultazione deriva sia da preferenze normative, e cioè al

peso attribuito alla legittimazione attraverso il consenso, che da esigenze funzionali, la produzione di politiche efficaci e soddisfacenti per i *policy-takers* (*ibid.*).

Per quanto riguarda la cultura amministrativa, questa può dirsi informata dai principi del *New Public Management* (NPM), incardinati all'interno di una cultura di tipo generalista, e declinati in chiave *New Labour* (Pollitt e Bouckaert 2004). Poiché le caratteristiche ed i presupposti teorici del NPM sono noti, ci limitiamo qui a riportare brevemente le componenti "dottrinali" del *trend* managerialista, così come individuate da Hood (1991): *management* professionale e pratico nel settore pubblico; standard espliciti e misuratori di *performance*; enfasi sul controllo dei risultati; disaggregazione delle unità nel settore pubblico; concorrenza; pratiche di *management* ispirate al settore privato; disciplina e parsimonia nell'uso delle risorse.

L'avvento del *New Labour* alla fine degli anni Novanta, inserendosi pienamente nel solco di questa tradizione, ha ulteriormente enfatizzato l'importanza della razionalità e dell'efficacia del sistema di governo in generale e del *policy-making* in particolare. Adottando una posizione esplicitamente anti-ideologica e pragmatica (Solesbury 2001), i teorici del *New Labour* hanno definitivamente istituzionalizzato il cosiddetto *evidence based policy making* (Cabinet Office 1999a, 1999b). Il nuovo approccio affonda le sue radici nella tradizione pragmatista del *policy making* inglese in materia ambientale, e, in particolare, come nota Hajer (1995), nella pratica vittoriana dei *Best Practicable Means*, ossia nella scelta delle soluzioni più efficaci, date le condizioni e le circostanze specifiche, le implicazioni finanziarie e lo stato corrente delle conoscenze tecniche (*ibid.*). In questo senso è fortemente legato al ruolo dell'evidenza scientifica nella legittimazione dei processi decisionali, tradizionalmente privilegiato nel Regno Unito. Se in epoca thatcheriana l'approccio pragmatista si è legato soprattutto alla ricerca delle "tre E", con il *New Labour* l'accento si è spostato su "ciò che funziona e perché" (Parsons 2001; 2002). La professionalizzazione del *policy-making*, con la costante ricerca di basi empiriche e l'ampio ricorso a consulenze esterne, costituisce dunque una caratteristica peculiare delle politiche pubbliche britanniche ed esercita una notevole influenza sulla scelta delle soluzioni nella gestione delle risorse idriche.

4. IL SOTTOSISTEMA DI POLICY E LA NUOVA COMUNITÀ EGEMONICA

La privatizzazione dei servizi idrici del 1989 è senza dubbio l'evento che più di tutti ha esercitato un impatto sul sottosistema delle acque, rompendo dinamiche relazionali consolidate ed alterando il volto della *policy community* tradizionale (Dudley 1999). Prima di allora il sottosistema era caratterizzato in primo luogo dalla grande presenza del settore

pubblico, attraverso il ruolo delle amministrazioni regionali e locali e gli organismi locali di gestione. Hassan nota come, quando le *Regional Water Authorities* furono create, nel 1973, queste erano guidate soprattutto dall'etica propria dei servizi pubblici: “per i primi otto o nove anni della loro esistenza, le RWA erano amministrate con un forte senso pubblico, animate dall'interesse a fornire un servizio adeguato, presumibilmente con scarsa attenzione ai costi” (Hassan 1998, 155. *trad.nostra*).

Anche nel mondo anglosassone, come si è detto, la comunità epistemica e quella di *policy* erano accomunate dal ruolo dominante della disciplina ingegneristica. Le maggiori associazioni professionali, la *Association of Waterworks Engineers*, la *British Waerworks Association* e la *Water Companies Association*, intrattenevano stretti rapporti con i dipartimenti governativi. Poiché questi, e in particolare il Ministero della Sanità negli anni Cinquanta e Sessanta, facevano grande affidamento sulle tre associazioni come consulenti professionali, il loro ruolo nell'influenzare le scelte di *policy* era considerevole; e tale rimase almeno fino agli anni Settanta, quando l'emergere delle preoccupazioni ambientali relative ai grandi progetti ingegneristici pose un freno alla “smania ingegneristica” (Kinnerseely 1988).

La tradizione negoziativa e consensuale di cui si è detto nel precedente paragrafo giustificava poi l'inclusione dei maggiori interessi in un sistema di relazioni istituzionalizzato: in primo luogo quelli dell'industria idrica, in buona misura parte del settore pubblico, seguiti dagli interessi agricoli, particolarmente tenuti in considerazione dal Ministero dell'Agricoltura. Insieme a questi interessi “forti”, la *policy community* includeva poi gli interessi legati al mantenimento del buono stato delle acque. Come si è già detto gli interessi ambientalisti in senso stretto hanno una lunga tradizione nel mondo anglosassone, legandosi ai movimenti “conservazionisti” diffusisi dopo la rivoluzione industriale. Ma la protezione delle acque dall'inquinamento era funzionale anche ad altri interessi meno ideologizzati, come quelli della pesca industriale e sportiva.

Anche in questo caso la chiusura della *policy community* può essere giustificata dagli stessi fattori già considerati per il caso italiano: la natura dell'acqua come *merit good*, la conseguente resistenza al cambiamento degli interessi consolidati nel tempo (Hassan 1998); e la propensione degli attori governativi a negoziare le politiche con i maggiori interessi, dunque anche con quelli ambientali, stabilendo reti di relazioni istituzionalizzate nel tempo. La presenza di queste relazioni istituzionalizzate e la condivisione di un *framework* disciplinare condiviso consentono di parlare a pieno titolo di una *policy community* (Rhodes e Marsh 1992) “in cui l'*expertise* tecnica costituiva la base principale di un *decision-making* consensuale” (Richardson *et al.* 1992. *trad.nostra*).

Gli anni che vanno dalla riforma del 1973 a quella del 1989 sono quelli in cui il sottosistema di *policy* viene destabilizzato. Le considerazioni ambientali ed economiche pongono infatti fine all'egemonia della *community* tradizionale basata su una visione tecnocratica dell'acqua e sull'etica del servizio pubblico. Il *Water Act* del 1973 getta le basi per la trasformazione del sistema di gestione delle acque in senso commerciale (Richardson *et al.* 1992) e, con l'avvento del governo conservatore, gli equilibri di potere si spostano definitivamente a favore di una visione dell'acqua come bene di natura economica. L'introduzione degli obiettivi di *performance*, l'aumento dei tagli alla spesa e l'enfasi rivolta all'efficienza economica forzarono la transizione "da una cultura tecnocratica ad una di efficienza aziendale" (Pritkethly 1990, 141. *trad.nostra*). L'eclissi della cultura tradizionale dei servizi pubblici proseguì con l'esclusione dei governi locali dai consigli di amministrazione delle *Regional Water Authorities* nel 1983; e si concluse con la decisione di privatizzare definitivamente l'industria nel 1989.

In una dettagliata ricostruzione dei processi decisionali che condussero alla riforma del 1989, Richardson *et al.* (1992) notano che quest'ultima rappresentò una rottura importante con il passato non solo perché alterò in maniera irreversibile la struttura del settore e le caratteristiche della *policy community*, ma anche perché la decisione ultima di privatizzare i servizi idrici non venne negoziata o sottoposta a consultazione, bensì fu il risultato di un *policy-making* internalizzato, seppure temporaneamente. Benché i recenti cambiamenti, infatti, avessero indebolito la comunità di *policy* tradizionale, e avessero spostato gradualmente gli equilibri in favore dei sostenitori della privatizzazione, la decisione non fu il frutto della posizione di forza di questi ultimi. La prima proposta di privatizzazione, infatti, nel 1986, aveva ricevuto forti critiche da molti membri della *community*: gli enti locali, il Ministero dell'Agricoltura, i sindacati, la *Confederation of British Industry*, l'*Institute for Water and Environmental Management*, il *Council for the Protection of Rural England* e la *Country Landowners Association* (*ibid.*). La decisione ultima, dunque, fu una decisione eminentemente politica (Hassan 1998; Richardson *et al.* 1992; Summerton 1998), non sottoposta a consultazione, e fortemente influenzata dalla capacità d'iniziativa e dalla risolutezza del Segretario di Stato Nicholas Ridley, nominato nel maggio 1986.

Una volta che la decisione di privatizzare l'industria e di creare la *National Rivers Authority* fu presa, una nuova *policy community* "riformata" prendeva il posto di quella precedente, affermandosi in breve tempo come nuova comunità egemonica. Nell'assetto riformato gli attori e gli interessi coinvolti non erano molto diversi da quelli del passato; a cambiare sono stati piuttosto gli equilibri e i rapporti di dipendenza (Dudley 1999). Per

utilizzare l'espressione di Baumgartner e Jones, quello che si verifica è un salto da un equilibrio parziale ad un altro, rompendo il monopolio di *policy* precedente e, ristabilendo rapidamente le pratiche consultive stabilite, creandone uno nuovo (*ibid.*).

In primo luogo, se l'industria idrica in passato dipendeva dal governo, anche se in misura progressivamente minore, per le proprie risorse finanziarie, e il governo dipendeva dall'industria per l'*expertise* tecnica e finanziaria, dopo la privatizzazione queste relazioni vengono alterate. Da un lato si assiste al definitivo rafforzamento del ruolo e della posizione dell'industria idrica, che ora rappresenta definitivamente un "altro" rispetto al settore pubblico. Dall'altro le capacità di controllo del governo sull'industria vengono indebolite dalla frammentazione organizzativa e funzionale, con il fiorire negli anni Novanta e Duemila di *quangos* e agenzie semi-governative.

Tuttavia, è possibile sostenere che la rinnovata comunità di *policy* è forse più coesa ed omogenea della precedente, e che è riuscita a conquistare una posizione egemonica. In primo luogo perché gli interessi forti, che sono principalmente quelli dell'industria idrica, vengono inclusi nel *decision-making* e grandemente favoriti, soprattutto nei primi anni dopo la privatizzazione. In secondo luogo perché anche gli interessi ambientali e quelli dei consumatori, a partire dalla metà degli anni Novanta, vengono in qualche modo "inglobati" nella comunità. Nel 1995 nasce infatti l'*Environment Agency*, con la *mission* specifica della protezione ambientale e dello sviluppo sostenibile; e nel 2006 nasce *Natural England*, un "*executive non-departmental public body*" del DEFRA, creato nel 2006 con compiti di tutela e conservazione del paesaggio. Le modalità dell'implementazione consentono poi di includere le principali organizzazioni non governative con interessi ambientali nel *policy-making* come co-implementatori: è il caso della *Royal Society for the Protection of Birds* e del *Wildlife Trust*. Allo stesso modo, il *Consumer Council for Water* è stato creato sotto l'egida del regolatore economico. Questi attori vengono inoltre coinvolti nel *policy making* attraverso le consolidate pratiche di consultazione volte alla ricerca del consenso e della legittimazione delle politiche.

Gli attori che in un primo momento si erano opposti alla privatizzazione, come i sindacati ed alcune associazioni di consumatori, sono stati marginalizzati fin dal principio ed indeboliti in primo luogo dalla stessa privatizzazione, e in secondo luogo dall'affermarsi di un nuovo paradigma dominante, quello del *market environmentalism*, e di una cultura scientifica basata sull'economia e sulle scienze ambientali, condivise da tutti gli attori della *community*, incluse le associazioni ambientaliste e quelle di protezione dei consumatori.

5. L’AFFERMAZIONE DELL’ECOLOGIA DI MERCATO

Si è già detto che, a partire dagli anni Settanta, nel Regno Unito si verifica un graduale slittamento nella visione dominante della *issue* acqua, che da servizio pubblico diventa progressivamente percepita come *commodity* (Richardson *et al.* 1992). Al contrario di quanto avviene in Italia, quindi, l’arena del discorso di *policy* affronta un vero e proprio *paradigm shift* tra la fine degli anni Ottanta e l’inizio degli anni Novanta, con il passaggio dall’“idraulica di stato” all’ecologia di mercato. La Tab. 5.2. permette di operare un confronto tra i valori e le credenze del vecchio paradigma e quelle del nuovo.

Tabella 5.2: i paradigmi della water policy inglese

		Idraulica di stato	Ecologia di mercato
Core values	<i>Identità dell’acqua</i>	Servizio pubblico	Bene economico
	<i>Percezione della risorsa</i>	Risorsa rinnovabile	Risorsa scarsa
	<i>Fiducia ne:</i>	Il controllo dell’uomo attraverso lo Stato	I principi del libero mercato
Policy core	<i>Gestione della risorsa</i>	Intervento <i>supply-side</i>	Controllo della domanda
	<i>Scopo della gestione</i>	Gestione orientata alla crescita	Gestione orientata alla sostenibilità ambientale
	<i>Cultura scientifica</i>	Ingegneria idraulica	Economia e scienze ambientali
	<i>Strumenti</i>	Strumenti <i>command and control</i>	<i>Market based regulation</i>
	<i>Identità dell’utente</i>	Utente-cittadino	Cliente-consumatore

Il nuovo paradigma ruota intorno alla trasformata percezione del bene acqua ed è il frutto di un processo che viene spesso definito di *commodification* o mercificazione (Bakker 2005; Fairclough 1992; Molinari 2007; Swingedown 1997; Ward 1997). Superando l’interpretazione spesso normativa del termine, Bakker specifica che, dal punto di vista dell’economia politica, la mercificazione può essere intesa come un processo per cui un bene precedentemente estraneo alla sfera dell’esistenza sottoposta ai meccanismi di mercato ne entra a far parte (Bakker 2005). Questo processo, secondo l’autrice, ha una natura multidimensionale: socioeconomica, in quanto implica la creazione di meccanismi di segnalazione attraverso i prezzi e di allocazione e scambio; discorsiva, trasformando le identità ed i valori attribuiti a determinati oggetti naturali in maniera tale da renderne possibile la separazione dal contesto; e, infine, materiale, in quanto implica operazioni ed interventi per rendere possibile questa separazione dell’oggetto dal contesto ed il suo scambio come bene standardizzato (*ibid.*).

Nonostante la trasformazione del bene-acqua in *commodity* fosse, soprattutto in un primo momento, l'obiettivo dichiarato di molti attori, governativi e non (cfr. Bakker 2001, 2005; Ward 1997), non si può dire che questo obiettivo sia stato raggiunto (Bakker 2005) e sembra anzi essere stato abbandonato. Tuttavia rimane indubbia la trasformazione della percezione condivisa del bene-acqua, che da servizio pubblico e diritto diventa un bene di natura economica, cioè un bene gestibile secondo i principi del mercato. Non a caso a partire dalla fine degli anni Novanta l'accento del dibattito politico si sposta sempre più all'impatto dei cambiamenti climatici e soprattutto al carattere finito dell'acqua. Da questo punto di vista è notevole la costruzione di un discorso di *policy* così diffuso come quello della scarsità idrica in un paese dal punto di vista meteorologico decisamente umido (Bakker 2005). Infine, sempre all'interno del nucleo centrale del paradigma, il discorso della scarsità è associato alla fiducia nei principi del libero mercato nel garantirne l'efficiente allocazione.

Essendo la priorità accordata alla conservazione della risorsa, l'enfasi non è più sull'offerta e sull'intervento *supply-side*, ma sul controllo della domanda. Per questo si preferiscono strumenti di incentivo economico, ma le regole del mercato vengono calmierate da un articolato sistema di regolazione. Le scienze ambientali e naturalmente l'economia hanno sostituito il ruolo dell'ingegneria idraulica come cultura scientifica di riferimento. La protezione ambientale e la sostenibilità del modello di sviluppo sono diventate le priorità della politica pubblica, benché, accanto ad esse, la necessità di assicurare una fornitura sufficiente di acqua di buona qualità continui ad essere considerata come priorità. Tuttavia, rispetto al passato, l'ambiente non interviene più semplicemente come vincolo nei processi decisionali, ma come "utilizzatore legittimo" delle risorse idriche, al pari degli usi umani. Infine, se l'acqua da servizio pubblico passa ad essere un settore commerciale al pari degli altri, anche l'identità del cittadino/utente viene trasformata in quella di consumatore (*ibid.*).

UN'ANALISI DEL POLICY CHANGE IN INGHILTERRA E NEL BACINO DEL TAMIGI

In questo capitolo verrà presentata l'analisi del *policy change* nel settore delle acque in Inghilterra, secondo lo stesso schema analitico già utilizzato nel capitolo 4 per il caso italiano. Rispetto a quest'ultimo l'analisi del caso inglese presenta un vantaggio e una difficoltà significativi. Il vantaggio deriva dalle tradizionali forme del *policy-making* inglese, che includono la definizione e la presentazione esplicita delle strategie e degli obiettivi di governo, solitamente nelle forme di *Green* o *White Paper*. La difficoltà è presentata invece dal ruolo del Regno Unito nella preparazione della Direttiva Quadro sulle Acque e nella sovrapposizione temporale tra questa e alcuni interventi legislativi nazionali. Nel caso italiano il Decreto Ambientale è arrivato diversi anni dopo la Direttiva e la parte III relativa alle acque è stata chiaramente modellata sulla stessa, spesso riprendendone integralmente il testo, sull'onda delle pressioni provenienti da Bruxelles a causa del ritardo attuativo. Anche il decreto sulla Tutela delle Acque, benché approvato nel 1999, era stato redatto avendo in mente la tutela per obiettivi di qualità delle Direttiva (Passino 2005).

Nel caso inglese, invece, la Direttiva mostra un ruolo più incidentale. L'influenza delle proposte e delle posizioni del governo britannico nella discussione in sede di Consiglio dei Ministri dell'UE furono importanti nel modellare i contenuti della Direttiva (Kaika e Page 2003). Ma nello stesso tempo le stesse posizioni e proposte erano al centro dell'agenda politica nazionale e venivano concretizzate nel *Water Act* del 2003. Mentre quest'ultimo veniva discusso in Parlamento, sia le associazioni ambientaliste, sia la Commissione Ambiente della *House of Commons*, ad esempio, lamentavano la scarsa attenzione nei confronti della Direttiva dimostrata dal Governo nella formulazione della nuova legge (HoC 2003a, TWT 2000; RSPB 2001).

Ai fini del nostro lavoro continuiamo comunque ad assumere il 2000 come spartiacque dell'analisi; fermo restando che i cambiamenti successivi a quella data non vengono automaticamente attribuiti all'introduzione della Direttiva. Il peso e l'influenza di quest'ultima verranno analizzati caso per caso in questo e nel capitolo successivo.

1. GLI OBIETTIVI DELLA POLITICA DELLE ACQUE

Gli obiettivi generali della politica delle acque inglese sono enunciati nella nuova strategia governativa in materia, pubblicata nel 2008 con il titolo *Future Water* (Defra 2008a), e possono essere sintetizzati come segue:

- a. il miglioramento della qualità dell'ambiente acquatico e dell'ecologia che questo sostiene;
- b. la fornitura di acqua potabile di buona qualità;
- c. tariffe eque, accessibili e *cost-reflective*;
- d. una gestione sostenibile delle risorse idriche;
- e. la gestione del rischio proveniente dalle alluvioni e dall'erosione delle coste;
- f. la riduzione delle emissioni di gas serra;
- g. adattamenti continui ai cambiamenti climatici e alle altre pressioni da parte dell'industria idrica e dei consumatori.

È possibile in primo luogo notare una sostanziale continuità di obiettivi con la precedente strategia, formulata nel 1999 ed intitolata *Directing the Flow* (Defra 2002); entrambe si pongono certamente in linea con lo spirito ed i contenuti della Direttiva. Più interessante è invece evidenziare l'evoluzione che si verifica rispetto al decennio precedente. Per fare questo abbiamo raccolto gli obiettivi appena elencati in quelli che riteniamo essere i principali settori di intervento, ed obiettivi ultimi, della politica inglese in materia di acque. Per ognuno di questi abbiamo indicato gli obiettivi specifici più rilevanti, anch'essi desunti dallo stesso documento strategico del 2008.

- 1) La *gestione dei rischi* provenienti da:
 - a) alluvioni;
 - b) siccità;
 - c) erosione delle coste.
- 2) Il *miglioramento della qualità* delle acque, ed in particolare:
 - a) il raggiungimento del *buono stato chimico ed ecologico* della maggior parte delle acque;
 - b) la fornitura di *acqua potabile di buona qualità*;

- c) il raggiungimento della capacità di tutti i corpi idrici di *sostenere gli ecosistemi* e la biodiversità;
 - d) il miglioramento della lotta all'*inquinamento*;
 - e) il miglioramento del *drenaggio* dei terreni.
- 3) La *gestione sostenibile* delle risorse idriche ed in particolare:
- a) la riduzione della domanda e la sostenibilità dei prelievi;
 - b) l'equilibrio sostenibile di domanda e offerta, con il mantenimento di un livello sufficiente di risorsa disponibile;
 - c) il raggiungimento concorrente di benefici ambientali, economici e sociali (EA 2006)
 - d) la ricerca di imparzialità tra i diversi settori della società e i diversi settori dell'industria (Defra 2006).
 - e) tariffe eque, accessibili e *cost-reflective*;
 - f) l'utilizzo efficiente della risorsa.

Il primo obiettivo, quello relativo alla gestione dei rischi provenienti da alluvioni, siccità ed erosione delle coste è un obiettivo specifico del caso inglese. La Direttiva, adottando un approccio olistico alla gestione delle acque, prende naturalmente in considerazione queste problematiche, ma esse non si trovano al centro dell'agenda di riforma del 2000, tanto che diventano solo successivamente oggetto di specifiche azioni comunitarie. Il territorio della Gran Bretagna, tuttavia, si è dimostrato particolarmente soggetto a queste pressioni, soprattutto nell'ultimo decennio, con episodi ricorrenti di siccità ed alluvioni e un rapido incremento del livello annuale di erosione delle coste (DEFRA 2009). Dunque, benché non si tratti di un obiettivo completamente nuovo, è possibile affermare che nell'ultimo decennio sia decisamente aumentata la priorità ad esso associata.

L'obiettivo relativo al miglioramento della qualità delle acque non denota, invece alcun cambiamento di rilievo nella politica delle acque inglese. Questo obiettivo può essere letto in continuità con l'attenzione rivolta già da tempo, da un lato, all'inquinamento delle acque, dall'altro alla tutela e alla conservazione delle specie vegetali ed animali che fanno parte degli ecosistemi acquatici. La presenza di determinate specie di pesci, come i salmoni ad esempio, è stata considerata fin dagli anni Cinquanta un indicatore importante dello "stato di salute" di fiumi e torrenti (Hassan 1998; DEFRA 2002), anche grazie alla consistente azione di *lobbying* dell'industria della pesca. In questo senso si può affermare che l'attenzione per lo stato qualitativo delle acque non era limitata solamente a quelle per il consumo umano, ma anche a quelle destinate alla vita dei pesci e delle altre specie. Quello che cambia con la

Direttiva e con la nuova strategia è semmai la declinazione del concetto di “qualità”. Prima dell’introduzione della Direttiva, infatti, l’Inghilterra era l’unico paese europeo ad avere un approccio basato su obiettivi di qualità (Barraqué 1995); ma questi si basavano quasi esclusivamente sugli aspetti idromorfologici e fisico-chimici (HoC 2003a). La Direttiva invece non solo introduce per la prima volta la considerazione di aspetti propriamente biologici, parlando di “buono stato ecologico”, ma dà agli indicatori biologici la priorità sugli altri, in quanto sono questi ultimi ad essere considerati gli oggetti ultimi dei fattori di pressione. L’inclusione di questi indicatori nell’analisi dello stato delle acque rappresenta infatti una delle maggiori difficoltà incontrate in Inghilterra nell’applicazione della Direttiva⁸³.

Anche gli obiettivi relativi alla gestione sostenibile delle risorse idriche non rappresentano un cambiamento significativo nella *water policy* inglese. Come risulta dall’analisi dell’evoluzione della politica, oggetto del capitolo precedente, i cambiamenti più significativi in questo ambito risalgono alla riforma del 1989 e, in alcuni casi, anche al decennio precedente la stessa.

La necessità di recupero dei costi, ad esempio, era stata già introdotta nella legislazione nazionale nel 1973; al tempo tuttavia, essendo il sistema dei servizi nazionalizzato, le tariffe riuscivano a coprire solo i costi operativi e parte dei costi del capitale (Bakker 2001). Con la privatizzazione dei servizi idrici, invece, la *full-cost recovery* è diventato il principio-guida dell’industria e le tariffe includono infatti i costi ambientali e della risorsa. I resoconti relativi alla nascita della Direttiva riportano infatti che nel 1998 il Regno Unito, in sede di Consiglio dei Ministri dell’UE, era stato il più strenuo sostenitore dell’inserimento del principio della *full-cost recovery* nella Direttiva: Tuttavia, di fronte alle resistenze degli altri stati membri, aveva infine abbandonato la causa pur di raggiungere un accordo sulla Direttiva sotto la sua presidenza semestrale (Kaika e Page 2003). Il principio era stato poi inserito nel testo finale della Direttiva sotto la spinta delle ONG ambientaliste che avevano partecipato alla sua formulazione (*ibid*). Infatti, il principio della necessità di recuperare i costi ambientali e delle risorse, per tutti i settori, era stato sostenuto anche a livello nazionale, quando si discuteva del *Water Act 2003*, non solo dalle associazioni ambientaliste come *The Wildlife Trust* e *The Royal Society for the Protection of Birds*, ma anche dalla stessa EA. In generale questo principio è pertanto ampiamente riconosciuto,

⁸³ EA, intervista, 10/7/09.

promosso ed applicato, ma incontra ancora notevoli difficoltà nella sua applicazione soprattutto per quanto riguarda gli utenti rurali e i settori agricolo e industriale.

Risale alla privatizzazione anche l'obiettivo dell'equità, che viene qui intesa, come chiarisce Bakker (2001), come equità economica, cioè come principio secondo il quale l'utente di un servizio deve pagare il costo che impone alla collettività. Un obiettivo relativamente nuovo, ma comunque già inserito nell'agenda politica alla fine degli anni Novanta, può essere considerato invece quello dell'accessibilità, in quanto la questione della *water poverty* è diventata una *issue* rilevante a seguito degli impatti redistributivi della privatizzazione dei servizi. Durante la prima metà degli anni Novanta, invece, era l'imperativo dell'efficienza economica ad essere considerato come imprescindibile (*ibid*): si consideri che la possibilità di interrompere il servizio per morosità, abolita solamente nel 1999, è stata usata estensivamente in quel periodo, raggiungendo l'apice nel 1992 con più di 21.000 disconnessioni (Tab. 6.1).

Tabella 6.1: numero di disconnessioni delle utenze domestiche in Inghilterra e Galles (totale) per mancato pagamento delle bollette, 1984-1998.

84/85	85/86	86/87	87/88	88/89	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98
1430	4571	7801	8514	15255	10013	9224	21282	18636	12452	10047	5826	3148	1907

Fonte: Bakker 2001, su dati OFWAT e WSA.

Altri cambiamenti relativi riguardano quegli obiettivi che sono accomunati dall'imperativo di non sovrasfruttare la risorsa o, in altre parole, di sfruttarla in maniera sostenibile, tenendo conto dei tempi di rigenerazione della stessa. Questo tipo di consapevolezza è relativamente nuovo in Inghilterra, ed è legato al verificarsi, a partire dagli anni Novanta, di gravi fenomeni di siccità. La disponibilità relativa della risorsa, come si è visto, non è molto elevata, e fenomeni episodici di siccità si sono sempre verificati (Marsh *et al.* 2007). Dal 1995 tuttavia questi hanno cominciato ad assumere carattere più frequente, ma anche più intenso, essendo legati al generale *trend* dei cambiamenti climatici ma anche alle crescenti pressioni demografiche ed industriali sull'ambiente (*ibid.*). Questi obiettivi erano pertanto già alla base della strategia per l'acqua presentata dal Governo nel 1999. È opinione diffusa tra gli attori, infatti, che siano stati i fenomeni di siccità ad indirizzare l'attenzione pubblica verso il controllo della domanda e l'efficienza della gestione e degli usi dell'acqua⁸⁴; ma che la Direttiva, introducendo per la prima volta obiettivi quantitativi, abbia consacrato la

⁸⁴ Water UK, intervista 3/7/09.

questione a priorità politica⁸⁵. Da un lato, dunque, maggiore attenzione viene rivolta alle conseguenze, per la risorsa, dei cambiamenti climatici e delle emissioni dei gas serra; dall'altro viene accordata priorità alla gestione della domanda rispetto all'aumento dell'offerta. Infine, rispetto alla declinazione prettamente "ambientale" del concetto di sostenibilità che caratterizzava i primi impieghi del termine, nel caso inglese viene ripetutamente sottolineata la multidimensionalità del concetto, che quindi include anche la sostenibilità economica e sociale della gestione della risorsa.

2. LA GESTIONE INTEGRATA A SCALA DI BACINO

2.1. La strategia

Il concetto di gestione integrata a scala di bacino idrografico, come si è visto nel precedente capitolo, non è affatto estraneo al caso inglese. L'evoluzione della politica idrica dall'età vittoriana agli anni Settanta può anzi essere vista come un continuo processo di integrazione delle funzioni legate all'acqua, fino all'istituzione delle dieci *Regional Water Authorities* nel 1973. Ognuna di queste era responsabile dell'intero ciclo idrico, dalla captazione agli scarichi, per il rispettivo bacino fluviale. Dal punto di vista puramente amministrativo, con la creazione dell'*Environment Agency*, i confini delle precedenti RWA sono stati grosso modo mantenuti nelle articolazioni regionali dell'Agenzia.

Dal punto di vista più propriamente idrogeologico, tuttavia, le attività di gestione e pianificazione sono state storicamente articolate per bacini (*catchment*⁸⁶) piuttosto piccoli, poiché questi costituiscono delle unità a sé stanti che sfociano direttamente in mare. E infatti la stessa *Environment Agency* nel 2006 riconosceva che:

“Il nostro attuale approccio alla gestione dei fiumi è ancora principalmente funzionale. Abbiamo processi separati (e non allineati) per identificare le pressioni sull'ambiente acquatico e per sviluppare ed implementare le misure per affrontarle. Lavoriamo su confini geografici diversi (e a volte sovrapposti), con processi di consultazione diversi e archivi di dati separati. Dove c'è stata integrazione, questo è generalmente avvenuto a valle dei processi, nella ricerca di questioni comuni scaturite dall'analisi funzionale di pressioni, stati e risposte, piuttosto che a monte, dove si fanno analisi integrate di pressioni e stati e dove si identificano soluzioni integrate” (EA 2006, 6).

Esistevano pertanto piani relativi alla captazione delle acque, piani relativi alla difesa dalle piene, e così via. Con la creazione dell'EA nel 1995 c'è stato un primo tentativo di integrare

⁸⁵ Waterwise, intervista 30/6/09.

⁸⁶ Con *catchment area* o *catchment basin* si intende, in questo caso, un'area di terra delimitata da spartiacque che scarica le proprie acque in un unico fiume, bacino o area di captazione. Fonte: EIONET – GEMET Thesaurus (European Environment Information and Observation Network - General Multilingual Environmental Thesaurus), *trad.nostra*. <http://www.eionet.europa.eu/gemet/>

questi piani con i *Local Environment Agency Plan* (LEAP), ma questi costituivano “più dei piani multidisciplinari”, fatti dall’insieme di più piani funzionali, “che dei piani di bacino davvero integrati” (EA 2006, 7. *trad.nostra*).

L’approccio inglese nei confronti della gestione integrata a scala di bacino sembra porsi in continuità con la strategia perseguita in passato. Prima che la Direttiva venisse adottata dal governo, infatti, la Commissione Ambiente della *House of Commons* (*Environment, Food and Rural Affairs Committee*) esprimeva l’opinione che il Governo non stesse dando la dovuta attenzione alla Direttiva, sulla base del fatto che la gestione integrata per bacini fosse già perseguita da tempo in Inghilterra e nel Galles (Hoc 2003a). Allora il DEFRA aveva affermato: “questo è un modo migliore di fare vecchie più che qualcosa di completamente nuovo” (DEFRA, cit. in HoC 2003a). Successivamente, tuttavia, è stato riconosciuto il valore aggiunto di un approccio più ampio, tanto che per i cicli di pianificazione successivi al primo ci si propone di utilizzare un approccio definito di *Integrated River Basin and Coastal Management*, associando quindi le aree costiere ai bacini idrografici ed integrando la pianificazione degli usi dell’acqua a quella del suolo (EA 2006).

La Commissione Europea ha comunque rilevato che, ai fini della Direttiva, i *catchment* sono stati raggruppati all’interno di distretti idrografici “in maniera congrua” (EC 2007a); ed il livello del bacino viene ora riconosciuto come quello “più appropriato per gestire le questioni legate all’acqua”, dal momento che rappresenta la scala più appropriata per “individuare le pressioni rilevanti, fissare gli obiettivi, individuare possibili *trade-off*, e attuare le azioni” (EA 2006, 7, *trad.nostra*).

2.2. Gli strumenti

Nel caso inglese è possibile individuare due tipologie di strumenti volti ad assicurare l’unitarietà del bacino idrografico: la prima è rappresentata dal coordinamento gerarchico, la seconda dagli strumenti di pianificazione.

L’unitarietà del bacino viene infatti in primo luogo assicurata attraverso l’individuazione di un’unica “autorità competente” su tutto il territorio nazionale, cioè l’*Environment Agency*. In questo modo non solo si garantisce il coordinamento a livello di bacino, ma si garantisce un’elevata uniformità di prestazioni su tutto il territorio nazionale. Sebbene l’EA sia articolata in Regioni, infatti, queste rappresentano ora una sua articolazione interna, piuttosto che dieci diverse Autorità, come avveniva ai tempi delle *Regional Water Authorities*. L’attività di quest’ultime era già stata unificata nel 1989 con la creazione della *National River Authority*, diretta antenata dell’*Environment Agency*. Per questi motivi,

nonostante la tradizionale suddivisione in *catchment*, l'individuazione dei Distretti idrografici non ha creato in Inghilterra grosse difficoltà; benché le delimitazioni di alcuni *catchment* siano state modificate, infatti, l'individuazione dei Distretti è stata in linea di massima coerente con l'articolazione regionale dell'EA e le differenze non sono comunque significanti⁸⁷ (Fig.6.1).

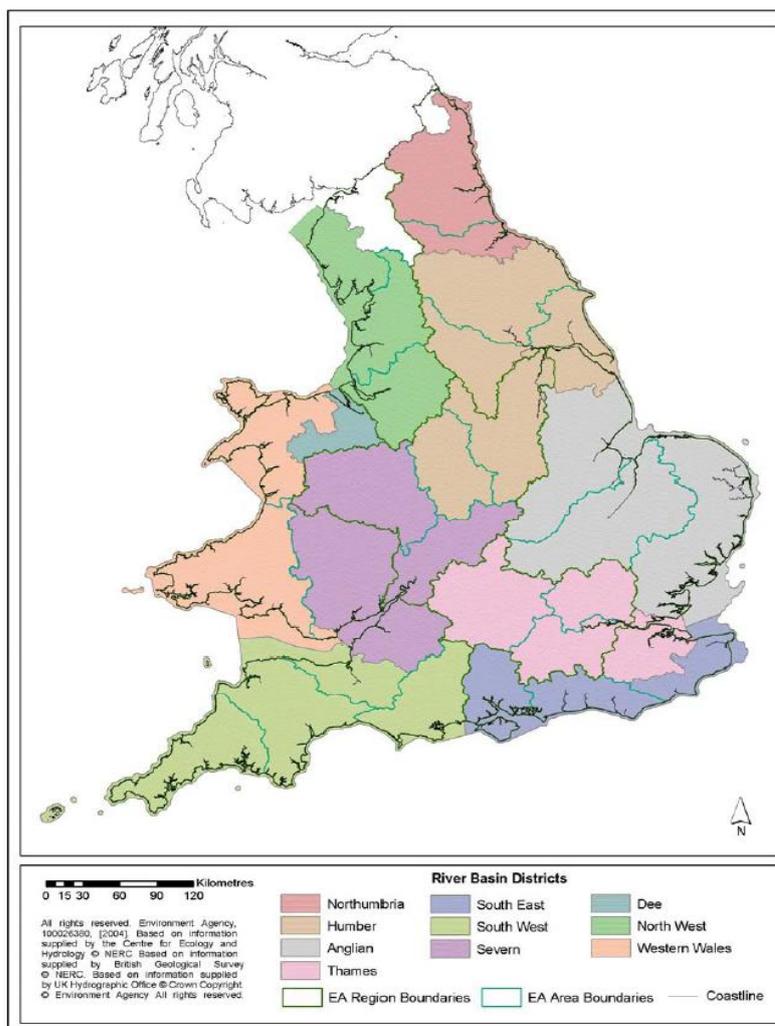


Figura 6.1.: delimitazione dei Distretti idrografici e delle Regioni dell'Environment Agency in Inghilterra e Galles. Fonte: DEFRA 2006.

La novità introdotta dalla Direttiva è però l'inserimento di un nuovo livello, quello del Distretto, rispetto a cui orientare le attività di pianificazione. Il meccanismo con cui l'Inghilterra risponde rimane quello del coordinamento guidato dall'*Environment Agency*, ma quest'ultima ha definito un approccio relativamente nuovo al coordinamento, definito "*middle in/out*", e posizionato a metà strada tra un approccio *top-down* e un approccio *bottom-up*: "lo

⁸⁷ EA, intervista, 10/7/09.

scenario “*middle in/out*” è stato preferito poiché assicura l’equilibrio migliore tra consistenza nazionale e flessibilità locale, mantenendo allo stesso tempo il focus della Direttiva Quadro sulle Acque a livello di Distretto” (EA 2006, 16, *trad.nostra*). In pratica questo approccio consiste nell’affidare il livello strategico, di definizione degli obiettivi ultimi e delle strategie, al livello centrale, attraverso l’*Environment Agency*, ed affidare poi le analisi ed il *decision-making* al livello locale e di Distretto. A questo scopo vengono istituiti dei *panel* di coordinamento (*liaison panel*) per ogni Distretto idrografico, composti dai cosiddetti *co-deliverers*, cioè dai soggetti implementatori, siano essi regolatori o *stakeholders*. Ogni *panel* è composto da nove rappresentanti “fissi”: l’*Environment Agency*, l’Assemblea Regionale, l’Agenzia di Sviluppo Regionale, i governi locali, *Natural England*, l’azienda regionale dei servizi idrici, una ONG, il settore agricolo e quello del commercio e dell’industria. A questi membri fissi si aggiungono poi fino a un massimo di sei rappresentanti di altri interessi fondamentali. All’interno di questi *panel*, l’*Environment Agency* mantiene solo un ruolo di coordinamento e di eventuale risoluzione delle controversie; ma è comunque all’Agenzia che spetta la formulazione definitiva del Piano di Gestione (o *River Basin Management Plan - RBMP*).

La seconda tipologia è rappresentata dall’insieme degli strumenti di pianificazione. Rispetto a quelli esistenti, il *River Basin Management Plan* rappresenta un nuovo strumento introdotto dalla Direttiva per due motivi. In primo luogo perché, come sopra ricordato, è nuova la scala territoriale di riferimento. In secondo luogo, perché è un piano che integra aspetti della gestione delle acque che prima della Direttiva venivano affrontati con piani settoriali articolati su diverse scale territoriali. Come per la soluzione istituzionale si preferisce il coordinamento di tipo gerarchico, anche per la pianificazione si opta per il mantenimento dei vecchi strumenti di pianificazione, che vengono però “resettati” attraverso un processo di “allineamento” (*alignment*).

Il Piano di gestione del bacino idrografico non viene dunque interpretato come strumento coercitivo e, dal punto di vista giuridico, non è pertanto vincolante (EA 2006). Viene invece inteso come un “piano strategico” (DEFRA 2006), che stabilisce il *policy framework* in cui gli attori devono operare e a cui devono fare riferimento nelle scelte relative agli strumenti regolativi e non (EA 2006). Del piano viene messo in evidenza l’aspetto processuale più che l’*output*, poiché è il processo stesso a diventare il meccanismo per il coordinamento e l’integrazione tra piani e politiche e tra questi e gli altri piani e strategie rilevanti (DEFRA 2006). Il processo di “allineamento” consiste appunto nel far sì che gli obiettivi della Direttiva Quadro e del Piano di gestione siano inseriti nei piani settoriali, locali

e regionali, relativi all'urbanistica, al paesaggio, all'agricoltura, allo sviluppo rurale, alle foreste, alla difesa del suolo e delle coste, alla gestione delle risorse idriche, alla qualità delle acque, ai trasporti e alla difesa degli ecosistemi (EA 2009d). Sotto questo aspetto, dunque, il RBMP non si differenzia dagli altri strumenti di pianificazione strategica affermatasi proprio nel mondo anglosassone negli anni Novanta, come processi di interazione istituzionale e di inclusione delle domande provenienti dalla società (Sartorio 2005).

I cambiamenti relativi alla gestione unitaria dei bacini idrografici possono essere schematizzati nella Tab.6.2. Lo strumento che abbiamo definito del coordinamento gerarchico non ha subito cambiamenti di rilievo, se non nella misura in cui sono stati introdotti dei *panel* di coordinamento a livello di Distretto idrografico. Anche per quanto riguarda gli strumenti di pianificazione, sono stati mantenuti i tradizionali piani settoriali, articolati a diverse scale geografiche. Questi vengono però “allineati” per adeguarsi agli obiettivi e alla strategia complessiva contenuta nel nuovo Piano di Gestione dei bacini idrografici.

Tabella 6.2: i cambiamenti nella strategia di unitarietà del bacino idrografico

Tipologia degli strumenti	Strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Pianificazione</i>	<i>Piani settoriali</i>	✗	✓ “allineamento”
	<i>Piano di gestione</i>	✓	
<i>Coordinamento gerarchico</i>	<i>Environment Agency</i>	✗	✓ Panel di coordinamento

3. LA VALORIZZAZIONE ECONOMICA DELLA RISORSA IDRICA

3.1. La strategia

La necessità di “dare più valore” all'acqua è certamente uno dei *leitmotiv* della nuova strategia inglese in materia di acque; e l'espressione “*to value water*” ricorre costantemente in tutti i documenti ufficiali prodotti dal 2002 ad oggi. Il significato che se ne dà corrisponde a quello della Direttiva europea, ed ha una duplice dimensione. Dal lato simbolico e prescrittivo, “dare valore” all'acqua viene inteso nel senso di soppesare “saggiamente” (EA 2008a), ogni qual volta se ne fa uso, l'importanza che l'acqua ha per la vita umana e per la sopravvivenza degli ecosistemi; prendere coscienza del suo carattere finito e scarso e adattare i comportamenti sociali ed individuali di conseguenza. Sul piano operativo, invece, “dare valore” all'acqua viene inteso come attribuire un valore *misurabile* all'acqua ed ai suoi usi. La strategia inglese in materia, a differenza del caso italiano, esplicita dunque il legame esistente tra valorizzazione economica e valorizzazione normativa della risorsa.

3.2. Gli strumenti

L'Inghilterra mette in campo un *range* piuttosto ampio di strumenti volti al perseguimento di questo obiettivo: analisi economica, strumenti di tariffazione, incentivi fiscali, strumenti regolativi, strumenti di informazione e sensibilizzazione e strumenti di regolazione volontaria.

Gli strumenti di analisi economica sono ampiamente utilizzati nelle politiche pubbliche inglesi; tuttavia l'analisi economica richiesta come parte della caratterizzazione dei bacini dall'art.5 della Direttiva rappresenta uno strumento relativamente nuovo, per due ordini di motivi: in primo luogo per l'aggregazione dei dati a livello di bacino (DEFRA 2005a; EA 2006); in secondo luogo, per l'integrazione degli aspetti economici legati all'uso della risorsa in un piano relativo, principalmente, alla qualità delle acque (DEFRA 2005a). Sotto questi ultimi due aspetti, infatti, l'analisi economica ha comportato le maggiori difficoltà per l'EA ed il DEFRA, insieme a quelle derivanti dall'attribuzione di valori economici a certi usi o all'impatto di certe misure⁸⁸.

Le informazioni basilari per l'analisi economica sono state formulate a livello nazionale, attraverso appositi Gruppi di lavoro⁸⁹, e hanno riguardato tre aspetti: l'importanza economica e le dinamiche degli usi; il recupero dei costi e le politiche di tariffazione; e l'analisi costo-efficacia (DEFRA 2005a). Queste indicazioni sono poi state utilizzate dal DEFRA per sviluppare l'analisi economica a livello di distretto. Questa è stata articolata come segue (DEFRA 2005b).

- a. L'individuazione delle *driving forces* in grado di influenzare l'importanza economica e le dinamiche degli usi dell'acqua: include popolazione e famiglie (livello degli usi domestici); *output* e livello di occupazione (fattori economici rilevanti); altre caratteristiche socio-economiche (suscettibili di guidare l'intervento pubblico); e iniziative specifiche basate sull'area geografica.
- b. L'analisi delle pressioni, suddivisa in caratteristiche degli usi (captazioni, scarichi e alterazioni idromorfologiche, come opere di difesa, sbarramenti, navigazione, pesca intensiva ecc.) e settori con impatto sugli usi (famiglie, industria e agricoltura).
- c. L'analisi del livello di recupero dei costi. Questa è stata condotta determinando, nell'ordine: quali sono i servizi idrici nel bacino del Tamigi; chi è responsabile dei costi e chi li paga (*users and polluters*); il livello attuale dei costi finanziari dei servizi; il livello attuale dei costi ambientali e della risorsa associati ai servizi; i ricavi dei

⁸⁸ EA, intervista del 10/7/09.

⁸⁹ Economics Steering Group (ESG) e Economic Advisory Stakeholder Group (EASG).

servizi e la maniera in cui i costi vengono recuperati; il livello generale di recupero dei costi.

Benché il cosiddetto “report art.5” relativo al bacino del Tamigi sia stato presentato entro la scadenza prevista a Bruxelles (marzo 2005), le autorità inglesi hanno riscontrato, come nel caso italiano, alcune difficoltà per il recupero o l’utilizzo delle informazioni. Le difficoltà hanno riguardato in particolare: l’aggregazione dei dati a livello di bacino; la disaggregazione dei costi e dei ricavi per comparti; ed infine la determinazione dei costi della risorsa e dell’ambiente. Questi ultimi, infatti, allo stato attuale restano non determinati. Nonostante ciò nella valutazione della Commissione Europea relativa alla prima fase di attuazione della Direttiva, il Regno Unito nel suo complesso ha ottenuto il punteggio massimo per quanto riguarda l’analisi economica (cfr. Fig.4.2 nel capitolo 4). Benché la valutazione della Commissione si basi su pochi elementi, per lo più formali (EC 2007a), il punteggio attribuito al Regno Unito può essere interpretato come un indicatore del fatto che l’analisi economica in questo paese poggi comunque su un *background* piuttosto solido.

La seconda tipologia di strumenti è quella di tipo più propriamente economico. Per quanto riguarda le tariffe dei servizi idrici, bisogna fare distinzione tra il comparto civile e quello industriale e agricolo. Mentre i consumi negli ultimi due settori vengono nella maggior parte dei casi fatturati a consumo, la struttura delle tariffe del settore civile continua a basarsi, di norma, su una quota forfettaria, legata al valore imponibile delle proprietà. Da questo punto di vista l’Inghilterra rappresenta un’eccezione tra i paesi OCSE poiché la maggior parte delle abitazioni non sono dotate di contatori. In concomitanza con la crescita dell’attenzione rivolta alla valorizzazione economica dell’acqua, si sono moltiplicati gli sforzi del governo a favore dell’installazione dei contatori. La situazione è infatti in lenta evoluzione: se nel 1994 Barraqué riportava che solamente il 6% delle abitazioni inglesi era dotata di contatore, questa percentuale è oggi salita al 30%, anche se esistono variazioni regionali, che oscillano tra il 7 e il 66% (DEFRA 2008a). Nel bacino del Tamigi, tuttavia, la percentuale scende al 21% circa (DEFRA 2005b). Nuovi provvedimenti del 2007 ampliano però i poteri delle *water company* di introdurre contatori obbligatori in quelle aree considerate “sotto stress idrico”, “laddove possano dimostrare che [questa misura] sia un mezzo costo-efficace di mantenere l’equilibrio tra domanda e offerta previsto dai propri piani di gestione delle risorse” (DEFRA 2008b, 18).

Nonostante la maggior parte dell’acqua per usi civili non sia fatturata a consumo, l’industria idrica riesce a coprire tutti i costi economici attraverso le tariffe (Tab.6.3). In questo caso per *public water supply* si intende l’acqua fornita dalle aziende idriche all’insieme dei comparti, quindi anche al comparto industriale e a quello agricolo. Inoltre tra i costi sono

inclusi anche alcuni costi “ambientali”, definiti come *mitigation costs*, che rappresentano quella parte di costi operativi e di capitale volti a ridurre gli effetti sull’ambiente delle operazioni di prelievo e scarico (ERM *et al* 2004b).

Tabella 6.3: recupero dei costi per il public water supply - bacino del Tamigi (prezzi 2003-2004 in milioni di sterline).

<i>Componenti di costo</i>	<i>1998-99</i>	<i>1999-00</i>	<i>2000-01</i>	<i>2001-02</i>	<i>2002-03</i>	<i>2003-04</i>
Ricavi totali	872,7	887,7	787,1	810,3	805,6	812,2
Sussidi	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Totale costi finanziari (incluse tasse)	887,2	898,9	798,2	819,5	812,5	819,6
<i>Livello di recupero dei costi</i>	98%	99%	99%	99%	99%	99%

Fonte: DEFRA 2005a

A parte i *mitigation cost* e gli strumenti finanziari di cui diremo a breve, nel caso inglese non sono ancora stati stimati i costi della risorsa e gli altri costi ambientali. In generale può comunque dirsi che dalla riforma del 1989 l’obiettivo dell’OFWAT è stato quello di assicurare il recupero integrale dei costi da parte delle aziende idriche. Infatti, nonostante sia stata considerata l’opportunità di allineare la revisione quinquennale dei prezzi con i cicli di pianificazione della Direttiva (HoC 2003a), il governo e l’industria hanno ritenuto che i meccanismi economici esistenti siano sufficienti, per il momento, a rispondere al principio della *full-cost recovery* (HoC 2003b⁹⁰). Ciò ha comportato anche un’attenzione al problema dei cosiddetti *cross-subsidy*, cioè dei trasferimenti che si verificano tra i comparti, e in particolar modo tra quello industriale e quello agricolo e tra le aree urbane e quelle rurali. Sotto il primo punto di vista, si calcola che i più grandi “contribuenti” in termini di danni ambientali, attraverso prelievi ed inquinamento, siano l’industria idrica e l’agricoltura, che insieme rispondono dell’85% circa dei costi ambientali (DEFRA 2005a). Tuttavia un problema molto sentito dall’industria idrica è che, a causa del sistema di regolazione, sia in definitiva quest’ultima a pagare la maggior parte dei costi ambientali⁹¹. Il fatto che il settore agricolo sia il beneficiario di sussidi provenienti dalla restante base tariffaria è confermato da un recente studio commissionato dal DEFRA. La rimozione di questi ultimi non è tuttavia considerata un’opzione fattibile, dall’OFWAT o dalle compagnie idriche, in quanto suscettibile di essere “estremamente controversa e priva di qualsiasi giustificazione reale” (ERM *et al* 2004a). Sotto il profilo delle perequazioni tra aree urbane e aree rurali, il

⁹⁰ Anche Water UK, intervista del 3/7/09.

⁹¹ Water UK, intervista del 3/7/09.

problema maggiore per i bacini idrografici è rappresentato dal fatto che i bacini localizzati in aree rurali potrebbero di fatto non operare in regime di *full-cost recovery* (ERM *et al* 2004a). Nel caso del Tamigi, invece, i *cross-subsidy* si verificano probabilmente tra le aree urbane localizzate intorno alla capitale e quelle più rurali situate a monte.

L'altro strumento utilizzato in questo campo è rappresentato dai canoni di prelievo che vengono pagati all'*Environment Agency* in cambio delle relative licenze. Questi possono essere considerati come una forma di "tassazione ambientale", in quanto il loro importo è determinato sulla base delle previsioni di spesa dell'*Environment Agency* per la gestione delle acque (ERM *et al* 2004b). Dal punto di vista della valorizzazione economica della risorsa, o della "sostenibilità" dei prelievi, dunque, l'attuale sistema non ha effetti incentivanti; si calcola che per avere una riduzione significativa dei permessi, i canoni dovrebbero aumentare almeno del 150% (*ibid.*). Per questo motivo la struttura delle tariffe non è stata modificata; il *Water Act* del 2003 ha però introdotto per la prima volta dei limiti temporali alle licenze, che tuttavia diventeranno pienamente effettivi solamente a partire dal 2021 (DEFRA 2008a). L'*Environment Agency* può inoltre imporre il pagamento di un addebito (*Pollution incident and cost recovery charge*) in caso di incidenti inquinanti, per il recupero dei costi dovuti alla gestione degli stessi da parte dell'Agenzia (ERM *et al* 2004a).

Un incentivo economico all'uso efficiente della risorsa proviene poi dagli sgravi fiscali concessi dal 2003 a quelle aziende che investono in determinate tecnologie.

Dal punto di vista degli strumenti regolativi, nel 1999 è stato approvato un nuovo regolamento (*Water Supply – Fittings – Regulations*) che introduce standard specifici per il consumo d'acqua degli impianti domestici e degli elettrodomestici.

Una quarta tipologia di strumenti è costituita da quelli basati sull'informazione, volti alla sensibilizzazione nei confronti del risparmio idrico e, in ultima analisi, al cosiddetto *sustained behaviour change* (Campbell *et al* 2004). L'impegno governativo in campagne di sensibilizzazione sul tema del risparmio idrico e del valore dell'acqua ha conosciuto un crescente aumento a partire dalla fine degli anni Novanta, e si è rafforzato dopo la pubblicazione del *Water Act* del 2003 (DEFRA 2008b). Gli strumenti utilizzati si differenziano in:

- a. campagne di informazione e sensibilizzazione destinate ad un pubblico vasto;
- b. campagne di informazione e sensibilizzazione destinate ad un pubblico specifico, come responsabili della pianificazione, industrie, scuole ecc;

- c. *labelling* (uso di marchi), come il marchio *Waterwise*, assegnato annualmente ai prodotti che favoriscono il risparmio idrico o che sensibilizzano al problema (Waterwise 2008);
- d. ricerca e *network building*, attraverso la creazione di reti come il *Water Saving Group*, che riunisce diversi dipartimenti governativi, l'OFWAT, le aziende idriche, il *Consumer Council for Water*, e *Waterwise*, l'ONG leader nel settore.

Quest'ultimo strumento è stato particolarmente utilizzato come sostegno nella formulazione e nell'implementazione delle strategie e delle politiche nazionali.

Infine, esistono diversi strumenti regolativi di tipo volontario, spesso sponsorizzati dal governo, che fissano obiettivi di efficienza e di risparmio idrico per alcuni settori, come il “*Code for Sustainable Homes*” o la “*Food Industry Sustainability Strategy*” (DEFRA 2008b).

Tabella 6.4: i cambiamenti negli strumenti di valorizzazione economica della risorsa idrica

Tipologia	Strumenti	Cambiamento negli strumenti	Cambiamento nel setting
<i>Strumenti economici</i>	<i>Analisi economica</i>	✗	✓ Analisi economica ex art-5
	<i>Tariffe</i>	✗	✗
	<i>Canoni di prelievi</i>	✗	✓ Limiti temporali, dimostrazione di efficienza al rinnovo, revoca in caso di danno ambientale
	<i>Sgravi fiscali</i>	✓	
<i>Strumenti regolativi</i>	<i>Water Fittings Regulations</i>	✗	✗
<i>Informazione</i>	<i>Campagne di sensibilizzazione</i>	✗	✗
	<i>Marchi</i>	✓	
	<i>Ricerca e network</i>	✓	
<i>Strumenti regolativi volontari</i>	<i>vari</i>	✓	

La Tab. 6.4. riassume i cambiamenti relativi alla scelta degli strumenti adoperati per la valorizzazione economica della risorsa idrica. Se consideriamo gli strumenti di incentivazione economica come strumenti principali per questa strategia, allora notiamo che la maggior parte dei cambiamenti riguarda l'impostazione degli strumenti, come l'introduzione dei limiti temporali per le licenze di prelievo. In generale, tuttavia, non cambia né la struttura delle tariffe, né il sistema delle licenze. Vengono però introdotti degli sgravi fiscali per le aziende che dimostrano di investire in tecnologie che favoriscono il risparmio idrico.

È poi possibile evidenziare un ampliamento del *range* di strumenti utilizzato per favorire la valorizzazione economica della risorsa idrica, con l'introduzione di alcuni strumenti regolativi volontari, strumenti di “*faming and shaming*”, come i marchi e la

pubblicazione di classifiche per le aziende e i prodotti più “efficienti” in termini di risparmio idrico, e lo sviluppo di attività di ricerca e di *networking*.

4. LA PARTECIPAZIONE PUBBLICA

4.1. La strategia

Al contrario delle precedenti istanze, quella della partecipazione pubblica non riceve un’attenzione particolare né in *Future Water*, né nel documento del 2002. Se sono presenti riferimenti all’importanza della cooperazione e della responsabilità condivisa, la partecipazione pubblica non viene presentata come un elemento chiave della nuova strategia governativa in materia di acqua.

Sono presenti invece alcuni riferimenti al “pubblico” generico, come quando si parla della necessità di “un migliore riconoscimento da parte del pubblico delle cause e delle conseguenze dei deflussi superficiali” o di “comprensione da parte del pubblico del rischio che ci troviamo di fronte” (DEFRA 2008a). In questo senso, l’attenzione rivolta al “pubblico” o alla “comunità” è tipica della filosofia *New Labour* e del suo tentativo di “rinnovamento democratico” dei servizi pubblici (Bevir e O’Brien 2001; Lowndes e Sullivan 2004). La pratica della consultazione, come si è detto, rappresenta comunque un’istituzione di lunga data nel Regno Unito. Dall’inizio degli anni Novanta, inoltre, si sono sviluppate numerose forme di “partecipazione pubblica” vera e propria (*focus group*, incontri pubblici, *citizen panels*, etc.), soprattutto nei governi locali (Lowndes *et al* 2001). Il coinvolgimento del pubblico era favorito dalle amministrazioni conservatrici soprattutto in relazione ai servizi pubblici, come mezzo per conferire potere (*empowering*) ai cittadini-consumatori e “disciplinare” le classi politiche e professionali dei governi locali (Lowndes e Sullivan 2004). Con il *New Labour* viene invece ad ampliarsi l’accezione e lo scopo della partecipazione pubblica: come forma di coinvolgimento dei cittadini nel *decision-making* e nel processo di implementazione, con l’obiettivo di migliorare le forme di *governance* e di valorizzare i cittadini e le comunità (*ibid.*).

È interessante notare, a questo proposito, che la versione inglese della Direttiva non utilizza il termine “partecipazione attiva”, benché questo concetto e questa pratica non siano affatto estranee al contesto anglosassone. Si preferisce piuttosto il termine “coinvolgimento del pubblico” (*public engagement*), al quale si affianca naturalmente quello più tradizionale di “consultazione”. L’accento, in questo modo, ricade soprattutto sui cosiddetti *co-deliverers* dei piani e delle misure. Si consideri, a titolo di esempio, la lettera di accompagnamento

dell'*Environment Agency* e del DEFRA all'avvio delle procedure di consultazione della bozza di Piano di Gestione del bacino del Tamigi. Qui le motivazioni per la consultazione delle parti interessate vengono espresse come segue:

- “apportare conoscenza locale per aiutare ad identificare particolari aree-target per azioni prioritarie o concertate;
- fornire ulteriori miglioramenti come co-implementatori dei piani;
- aiutare ad individuare misure alternative quando la gestione di un problema particolare si rivela particolarmente costoso
- aiutare a disegnare progetti pilota per migliorare la nostra conoscenza sull'efficacia di misure quali la rimozione di barriere fisiche (EA *et al.* 2008)”.

Come si vede, l'accento sembra ricadere non tanto sulle qualità intrinseche della consultazione come apertura “democratica” dei processi decisionali; quanto piuttosto sulla necessità di individuare misure efficienti, efficaci, e con costi proporzionati, in collaborazione con i soggetti implementatori. L'attenzione agli aspetti “distributivi” della Direttiva, e della politica delle acque in generale, sembra essere, d'altronde, al centro delle preoccupazioni degli attori governativi e non (HoC 2003a e 2003b; EA 2009a).

4.2. Gli strumenti

Gli strumenti utilizzati nel caso del bacino del Tamigi non si differenziano da quelli usati a livello nazionale, essendo entrambi i processi guidati dal DEFRA e dall'*Environment Agency*. Gli strumenti utilizzati sono di due tipi: quelli di diffusione delle informazioni e quelli di consultazione degli *stakeholder*.

Per quanto riguarda il primo tipo, non è possibile rilevare un cambiamento né in merito agli strumenti (si tratta dell'utilizzo di appositi siti web, pubblicazioni tecniche e non, uso di materiale pubblicitario e organizzazione di *workshop*) né in merito alle caratteristiche degli stessi.

Per quanto riguarda il secondo tipo, è invece possibile rilevare l'estrema diffusione dei processi di consultazione. Questi non hanno riguardato solamente i Piani di Gestione dei bacini idrografici e la valutazione ambientale strategica (*Strategic Environmental Assessment - SEA*), ma una molteplicità di aspetti relativi alla politica delle acque. La tab. 6.5. contiene un elenco delle consultazioni tenute tra il 2001 e il 2009 sul tema delle acque (EA 2009c).

Come può vedersi, l'introduzione delle fasi di consultazione dei piani nella Direttiva non ha comportato per l'Inghilterra alcun cambiamento, poiché questo tipo di pratiche è ampiamente istituzionalizzato.

Tabella 6.5: consultazioni sui temi della WFD 2001-2009

Oggetto della consultazione	Periodo	Leader
WFD (prima consultazione)	marzo - giugno 2001	DEFRA e WAG
Principi guida sugli aspetti tecnici della WFD	giugno - settembre 2002	EA
WFD (seconda consultazione)	ottobre - gennaio 2003	DEFRA e WAG
Caratterizzazione dei bacini	settembre – novembre 2004	EA
Guida alla pianificazione di bacino	dicembre 2004 - marzo 2005	DEFRA e WAG
“Water for life and livelihood”: Strategia per la pianificazione di bacino	gennaio – aprile 2005	EA
“Making Space for Water” – strategia sulle alluvioni e l’erosione delle coste	agosto – novembre 2006	DEFRA
Pianificazione di bacino – distretto del Tamigi	dicembre 2006 – giugno 2007	EA
Regulatory Impact Assessment (RIA) sugli standard di qualità della WFD	2007	DEFRA
Misure sugli aspetti idromorfologici della WFD	febbraio-maggio 2007	DEFRA e WAG
Inquinamento diffuso non proveniente dall’agricoltura	febbraio-maggio 2007	DEFRA e WAG
“Draft statutory social and environmental guidance” per l’OFWAT	febbraio 2007 – aprile 2008	DEFRA
Opzioni per il controllo dei fosfati nei prodotti per la lavanderia	febbraio 2007 – aprile 2008	DEFRA
Issues significative per la pianificazione nel bacino del Tamigi	luglio 2007 – gennaio 2008	EA
Revision del Code for Good Agricultural Practice	agosto – novembre 2007	DEFRA
Fonti diffuse di inquinamento dall’agricoltura	agosto – novembre 2007	DEFRA
Protezione delle acque dall’inquinamento diffuso da agricoltura	agosto – dicembre 2007	DEFRA
SEA – scoping report	ottobre 2007 – gennaio 2008	EA
Revisione del Wildlife and Countryside Act del 1981	novembre 2007 - gennaio 2008	DEFRA e WAG
Futuro del Pesticides Safety Directorate	novembre 2007 – gennaio 2008	DEFRA
Direttiva sulle acque di balneazione	novembre 2007-febbraio 2008	DEFRA e WAG
Direttiva sulla salute delle specie acquatiche	dicembre 2007-marzo 2008	DEFRA e WAG
Guida alla pianificazione di bacino vol.II	febbraio - maggio 2008	DEFRA e WAG
Miglioramento del drenaggio del suolo	febbraio – aprile 2008	DEFRA
Classificazione dei corpi idrici	ottobre - dicembre 2008	DEFRA e WAG
Water Protection Zones	dicembre 2008 - marzo 2009	DEFRA e WAG
Water Protection Zones	dicembre 2008 – marzo 2009	DEFRA
SEA – rapporto ambientale dei progetti di Piano	dicembre 2008 – giugno	EA

di bacino	2009	
Progetto del Piano di Gestione del Tamigi	dicembre 2008 – giugno 2009	EA
Modernizzazione della normativa sulla pesca d'acqua dolce	gennaio – aprile 2009	DEFRA
Environmental Permitting Program, 2° fase	febbraio - maggio 2009	DEFRA e WAG
Standard ambientali per l'agricoltura	febbraio – maggio 2009	DEFRA
Captazione dell'acqua nel Water Act 2003	aprile - luglio 2009	DEFRA
Draft Flood and Water Bill	aprile - luglio 2009	DEFRA e WAG
Proposta per ridurre i tempi di scadenza delle licenze di captazione	maggio – agosto 2009	DEFRA

Per quanto riguarda invece il coinvolgimento dei portatori di interesse nel processo di pianificazione, questa è avvenuta principalmente attraverso i *liaison panel* di cui si è detto. La composizione del *panel* per il Tamigi è illustrata nella tab. 6.6.

Tabella 6.6: composizione del *liaison panel* per il Distretto del Tamigi.

Settore	Organizzazione
• <i>Environment Agency</i>	Environment Agency
• <i>Assemblea Regionale</i>	South East of England Partnership
• <i>Governi locali</i>	Association of Council of the Thames Valley Region
• <i>Natural England</i>	Natural England
• <i>Industria idrica</i>	Thames Water
• <i>eNGO</i>	Royal Society for the Protection of Birds
• <i>Settore agricolo</i>	Country Land and Business Association
• <i>Settore industriale</i>	RWE Npower
• <i>Consumatori</i>	Consumer Council for Water
• <i>Pesca e rivaschi</i>	National Association of Fisheries, Angling Consultatives, Institute of Fisheries Management
• <i>Ricreativo (diportisti)</i>	The Barge Association
• <i>Porti</i>	Port of London Authority
• <i>Greater London Authority</i>	Greater London Authority
• <i>River Thames</i>	River Thames Partnership

Fonte: EA

Vale la pena notare la presenza delle *partnership*. Questo strumento rappresenta uno dei più usati dal *New Labour* nel rinnovamento delle forme del *policy-making* a livello locale e soprattutto nel settore dei servizi pubblici (Bevir e O'Brien 2001; Lowndes e Sullivan 2004):

“È nel partenariato con gli altri – agenzie pubbliche, aziende private, gruppi locali e organizzazioni volontarie – che sta il futur del governo locale. Le autorità locali forniranno alcuni servizi ma il loro ruolo distintivo di leadership sarà quello di tessere e tenere unito il contributo dei vari portatori di interesse locali” (Blair 1998, 13).

Altri strumenti utilizzati per il coinvolgimento dei portatori di interesse sono costituiti da incontri su temi specifici, seminari, *workshop* articolati per settori, *issue group*, e generali

processi informali “a cascata” di raccolta di *feedback* attraverso i rappresentanti presenti nei *panel* di coordinamento (EA 2009c).

Le forme della partecipazione, quindi, continuano ad avvalersi di strumenti già consolidati, come le *partnership*, appunto; e i *panel* di coordinamento rimangono dei forum essenzialmente consultivi (Tab. 6.7).

Tabella 6.7: i cambiamenti negli strumenti di partecipazione pubblica

Tipologia degli strumenti	Strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Information-based</i>	<i>Siti web</i>	x	x
	<i>Pubblicazioni tecniche e divulgative</i>	x	x
	<i>Incontri divulgativi</i>	x	x
<i>Consultazione e partecipazione</i>	<i>Consultazioni</i>	x	x
	<i>Panel di coordinamento</i>	x	✓
	<i>Partnership</i>	x	x
	<i>Issue group</i>	x	x

Tabella 6.8a: sintesi dei cambiamenti di policy (obiettivi e strategie)

	Cambiamento (si/no)	
Obiettivi	Gestione dei rischi	x
	Miglioramento della qualità delle acque	x
	Gestione sostenibile delle risorse	x
Strategie	Gestione integrata a scala di bacino	x
	Valorizzazione economica della risorsa	x
	Partecipazione pubblica	x

Tabella 6.8b: sintesi dei cambiamenti di policy (strumenti e setting degli strumenti)

Strategia	Tipologia di strumenti	Cambiamenti negli strumenti	Cambiamenti nel setting
<i>Gestione integrata di bacino</i>	Pianificazione	✓	✓
	Coordinamento gerarchico	x	x
<i>Valorizzazione economica</i>	Strumenti economici	x	✓
	Strumenti regolativi	x	x
	Diffusione informazioni	✓	x
<i>Partecipazione pubblica</i>	Information-based	x	x
	Consultazione e partecipazione	x	x

Riassumiamo brevemente i risultati della nostra analisi nelle Tab. 6.8.a e 6.8.b. Nel caso inglese la maggior parte dei cambiamenti ha riguardato le impostazioni degli strumenti.

Infatti non può dirsi che ci siano stati dei grossi cambiamenti negli obiettivi generali della politica delle acque: i cambiamenti riguardano alcuni obiettivi specifici, come l'introduzione dei parametri biologici nella valutazione della qualità delle acque, o del criterio di accessibilità delle tariffe. Le tre strategie da noi prese in considerazione, invece, si situano in continuità con il passato. Per quanto riguarda il panorama degli strumenti, vengono introdotti alcuni strumenti nuovi, come l'analisi economica a scala di bacino, il piano di gestione dei bacini idrografici, i marchi ambientali e gli sgravi fiscali. Questi non comportano tuttavia un cambiamento radicale nelle tipologie di strumenti utilizzati. Infatti si tratta ancora, ad esempio, della pianificazione di tipo settoriale, di strumenti basati sulla diffusione delle informazioni o di incentivi di tipo economico. Solamente alcuni tra gli strumenti già esistenti subiscono invece un cambiamento in relazione alle impostazioni, primo fra tutti il sistema delle licenze con l'introduzione dei limiti temporali e l'obbligo di conservazione della risorsa.

LE GEOMETRIE DEL CAMBIAMENTO DI POLICY

1. IL CAMBIAMENTO NEL GOVERNO DELLE ACQUE IN ITALIA E IN INGHILTERRA

Prima di procedere all'analisi dei risultati dell'analisi empirica, proviamo qui a sintetizzarli in maniera tale da consentire di avanzare alcune considerazioni preliminari.

Nel caso dell'Italia si è visto che, rispetto al decennio 1989-1999, gli obiettivi principali delle politiche idriche non sono cambiati in maniera significativa. L'unica introduzione di rilievo è il decreto sulla Tutela delle Acque (d.lgs. 152/99), che viene introdotto a cavallo tra i due decenni considerati e che contribuisce all'istituzionalizzazione dell'obiettivo della protezione delle acque dall'inquinamento. Prima di questa data, infatti, la lotta all'inquinamento era basata principalmente su un approccio "passivo", basato sui controlli di qualità ed sui limiti fissati agli scarichi e alla presenza di sostanze nocive. I Piani di tutela delle acque introdotti dal decreto del 1999 ribaltano invece questo approccio, rendendolo funzionale al raggiungimento di "obiettivi di qualità ambientale" e al buono stato ecologico delle acque, e anticipando i contenuti della Direttiva Quadro.

Diverso è il caso delle tre strategie considerate. Se si esclude la gestione basata sui bacini idrografici, queste rappresentano una certa novità per il caso italiano. La partecipazione pubblica viene per la prima volta inclusa esplicitamente nel dettato legislativo solamente con il TUA del 2006. La valorizzazione economica della risorsa, invece, non compare esplicitamente né come obiettivo né come strategia di *policy* in alcun documento ufficiale, ma gli obblighi comunitari derivanti dall'applicazione della Direttiva impongono ormai la considerazione di valutazioni e strumenti economici nella formulazione della politica pubblica.

I risultati relativi agli strumenti di *policy* sono piuttosto ambivalenti. Da un lato vediamo l'affermarsi di nuovi strumenti come l'analisi economica degli usi dell'acqua, il Piano di Gestione dei bacini idrografici ed i processi di consultazione dei portatori di interessi. Dall'altro nessuno di questi strumenti viene implementato in maniera per così dire conforme allo spirito ed ai contenuti della Direttiva. L'analisi economica è rimasta ferma allo stadio dello "studio di fattibilità", poiché mancano i dati, di base o aggregati, su cui basare tale analisi, oltre che le risorse e, in alcuni casi, le competenze. Il Piano di Gestione mostra ancora le difficoltà a disancorarsi dalla logica della pianificazione territoriale di tipo strutturale, e viene inserito infatti all'interno di una gerarchia di strumenti di pianificazione che lo privano del carattere "strategico" con cui è stato pensato nella sua formulazione originaria. I processi di consultazione introdotti dalla Direttiva stanno invece conoscendo una progressiva istituzionalizzazione. Due considerazioni si impongono in merito. In primo luogo, ci sembra di poter affermare che questa istituzionalizzazione sia decisamente legata alla Direttiva e alla normativa europea in generale, poiché questi processi riguardano, al momento, solamente l'elaborazione dei piani previsti dalla Direttiva ed i processi di VAS, mentre restano esclusi, il settore dei servizi idrici e quello dei piani per l'assetto idrogeologico, che sono i piani "storici" del settore delle acque e anche quelli a cui viene, per le ragioni già illustrate, accordata un'importanza particolare. In secondo luogo, il fatto che i processi di partecipazione si stiano progressivamente istituzionalizzando non consente di operare delle considerazioni in merito alla qualità e all'incidenza di questi processi sul *policy making* complessivo nel governo delle acque.

L'introduzione della Direttiva Europea sembra poi aver avuto una certa influenza sulle impostazioni degli strumenti già esistenti. Questo vale nel caso della pianificazione di bacino, per cui cambiano le procedure di adozione dei piani e la gerarchia degli stessi, e nel caso dell'architettura istituzionale dei bacini, che tuttavia si caratterizza ancora, in questo momento storico, per una grande incertezza. In tutti questi casi, tuttavia, ci sembra che il fattore determinante nella scelta delle soluzioni (di impostazione degli strumenti) sia l'evoluzione degli equilibri tra potere centrale e poteri regionali. In altre parole, ci sembra che la Direttiva Quadro sia stata l'occasione per riscrivere in buona parte il sistema di governo delle acque, come mostrano d'altronde le vicende relative all'adozione del Testo Unico Ambientale. Se l'intervento del 1999 conferiva ampi poteri alle regioni in merito alla tutela delle acque e, potenzialmente, in merito all'implementazione della Direttiva, quello del 2006 si caratterizza invece per un (fallito?) tentativo di accentramento. L'architettura istituzionale e del sistema della pianificazione che ne risulta è confusa e contraddittoria, con le Regioni responsabili di

piani di fatto assimilabili con i Piani di Gestione dei bacini idrografici (i Piani di Tutela delle Acque), e i Piani di Gestione come piani stralcio dei Piani di bacino distrettuali.

Significativamente, invece, nonostante l'accento comunitario sulla questione del recupero dei costi, le proposte di modifica delle impostazioni del sistema tariffario e di recupero dei costi dei servizi non hanno per il momento portato ad alcun cambiamento, se non nel relativo aumento dei prezzi dei servizi, ma solamente per il comparto civile, che comunque ancora non arrivano a coprire i costi di capitale.

Nel caso inglese abbiamo invece visto che non si sono verificati cambiamenti significativi né nell'individuazione degli obiettivi, né nella scelta delle strategie, né in quella degli strumenti. I cambiamenti hanno invece riguardato principalmente l'importanza relativa di alcuni obiettivi specifici e l'impostazione di alcuni strumenti. In primo luogo la maggiore attenzione ai problemi dovuti all'impatto dei cambiamenti climatici, come la gestione dei rischi di alluvione e siccità, il controllo delle emissioni e l'efficienza degli usi dell'acqua, declinata soprattutto come riduzione degli sprechi e dei consumi. In secondo luogo, l'attenzione rivolta al tema del valore dell'acqua, alla necessità di tariffe eque e *cost-reflective* per tutti i settori, e alla necessità di correttivi economici per gli utenti a basso reddito.

Anche per quanto riguarda la scelta degli strumenti è possibile rintracciare una generale continuità con il passato. Le tipologie di strumenti impiegati, infatti, non cambiano: il coordinamento dei livelli di governo, anche a scala di bacino, viene assicurato dalla centralizzazione delle competenze; la struttura delle tariffe ed il sistema di licenze non vengono modificati ed anzi, di fronte alla possibilità di integrare la pianificazione di distretto prevista dalla Direttiva con la pianificazione economica delle tariffe si preferisce mantenere lo *status quo*; infine il ricorso ai meccanismi consolidati di consultazione degli *stakeholders*. Intervengono tuttavia dei cambiamenti marginali nel panorama degli strumenti utilizzati, in parte per esplicita necessità di implementare la Direttiva (come l'introduzione dei Piani di Gestione e dell'analisi economica degli usi dell'acqua a scala di bacino); in parte per la priorità accordata, nell'ultimo decennio, all'efficienza e alla sostenibilità degli usi (con le *Water Fittings Regulation*, l'introduzione degli incentivi fiscali per il risparmio idrico alle imprese, l'utilizzo dei marchi di efficienza e gli strumenti di regolazione volontaria).

Infine, in riferimento all'impostazione degli strumenti, l'unico cambiamento di rilievo riguarda il sistema delle licenze di prelievo, che viene modificato con l'introduzione di scadenze temporali per tutte le licenze, la deregolamentazione dei prelievi minori e la possibilità di revocare le licenze senza compensazione in caso di accertati danni ambientali.

Nelle tab. 7.1.a e 7.1.b sono sintetizzati i risultati dell'analisi empirica, suddivisi tra gli aspetti concettuali della politica (obiettivi e scelta degli strumenti) e gli aspetti pratici (strategie e setting degli strumenti), secondo la classificazione proposta da Howlett e Ramesh (2002), cui si è fatto riferimento nel capitolo 2.

Tabella 7.1.a: sintesi dei cambiamenti negli aspetti concettuali della politica delle acque – Italia e Inghilterra

<i>Aspetti concettuali della politica delle acque</i>		Italia	Inghilterra
Obiettivi	Gestione del rischio idrogeologico	x	x
	Tutela della qualità delle acque	✓	x
	Gestione razionale e sostenibile delle risorse	x	x
Strumenti	Strumenti regolativi e pianificazione	✓	✓
	Gerarchia/governance	x	x
	Incentivi economici	x	x
	Strumenti information-based	x	x
	Consultazione e partecipazione	✓	x

Tabella 7.1b: sintesi dei cambiamenti negli aspetti pratici della politica delle acque – Italia e Inghilterra

<i>Aspetti pratici della politica delle acque</i>		Italia	Inghilterra
Strategie	Gestione integrata di bacino	x	x
	Valorizzazione economica della risorsa	✓	x
	Partecipazione pubblica	✓	x
Impostazioni degli strumenti	Strumenti regolativi e pianificazione	✓	✓
	Gerarchia/governance	✓	x
	Incentivi economici	x	✓
	Strumenti information-based	x	x
	Consultazione e partecipazione	✓	x

Per la compilazione di queste tavole abbiamo cercato una formulazione degli obiettivi e degli strumenti che fosse applicabile ad entrambi i casi di studio, in modo da consentirne la comparazione. Per quanto riguarda gli obiettivi, abbiamo ritenuto di poter associare la tutela del rischio idrogeologica del caso italiano con la gestione dei rischi del caso inglese; la “tutela delle acque” con il “miglioramento dello stato delle acque”; e, infine, “l’uso razionale e sostenibile” con la “gestione sostenibile” delle risorse. Per quanto riguarda invece il livello degli strumenti, questi sono stati ulteriormente classificati in cinque gruppi: strumenti regolativi e di pianificazione; strumenti associati alla dimensione *governance*/gerarchia;

strumenti economici di incentivazione; strumenti basati sull'informazione; e strumenti di consultazione e partecipazione.

Una prima considerazione, che vale per entrambi i casi di studio, è che i cambiamenti più numerosi si sono verificati negli aspetti “pratici”, piuttosto che “concettuali” della politica, sia con l'alterazione delle strategie perseguite, soprattutto nel caso italiano, sia con la modifica delle impostazioni di strumenti preesistenti.

In riferimento a quanto si è detto nel secondo capitolo, nella tipologia di Howlett e Ramesh (2002) questo risultato dovrebbe corrispondere ad una situazione in cui la composizione del sottosistema di *policy* non subisce cambiamenti di rilievo. Si è visto che questo è certamente il caso inglese, dove in seguito alla riforma del 1989 l'instabilità del sottosistema è stata rapidamente ricomposta grazie all'emergere di una nuova *policy community* che da allora ha mantenuto il suo carattere egemonico. Nel caso italiano, invece, il *network* degli attori coinvolti nella gestione delle acque nell'ultimo decennio si è dimostrato più fluido, anche se è ancora riconoscibile la vecchia comunità di *policy* dominante. Tuttavia, a differenza del caso inglese, qui la presenza dei movimenti per la pubblicizzazione dell'acqua e la posizione antagonista assunta dalle associazioni ambientaliste, oltre che le pressioni di Bruxelles, riescono ad intaccare, in alcuni momenti più significativamente che in altri, i monopoli di *policy* consolidati. Se l'ingresso di questi attori nel sottosistema può essere fatto risalire al decennio precedente il 2000, giustificando, quindi, il risultato associato alla continuità del sottosistema, la conflittualità che ancora persiste tra la vecchia comunità dominante ed i “nuovi” attori spiega, a nostro avviso, la presenza di cambiamenti maggiori negli aspetti concettuali della politica rispetto al caso inglese.

La seconda considerazione, di ordine generale, è che è possibile riscontrare delle differenze significative tra i due casi. In primo luogo, se gli obiettivi ultimi del governo delle acque (escludendo quindi il settore della protezione dall'inquinamento) non sono cambiati in nessuno dei due paesi, quelli inglesi sembrano avvicinarsi maggiormente ai contenuti e agli obiettivi della Direttiva Quadro, sia per il modo in cui sono formulati ed articolati, sia perché, a nostro avviso, riflettono un approccio maggiormente integrato alla gestione delle risorse idriche di quanto non avvenga nel caso italiano. In quest'ultimo, infatti, è ancora possibile riscontrare una sostanziale separazione tra il settore della difesa del suolo, quello della tutela delle acque e quello della gestione dei servizi idrici. In secondo luogo, nel caso italiano è possibile evidenziare un cambiamento nelle strategie complessive, cosa che non avviene nel caso inglese. Tralasciando i problemi relativi all'implementazione della Direttiva, di cui comunque abbiamo già detto, l'ultimo decennio ha visto, in Italia, una maggiore attenzione

dedicata alla partecipazione pubblica nel governo delle acque e alla valorizzazione economica della risorsa, seppure, in questo caso, in maniera ambivalente. Nel caso inglese, invece, come già detto, è riscontrabile una maggiore continuità nelle strategie impiegate. Infine, una terza differenza significativa è rappresentata dal tipo e dal *range* degli strumenti utilizzati. Mentre nel caso dell'Italia questi sembrano dominati dagli approcci di tipo *command and control*, nel caso dell'Inghilterra c'è un più ampio ricorso agli strumenti di natura economica e ai cosiddetti "NEPI" (*new environmental policy instruments*) (Gouldson *et al.* 2008).

Nel paragrafo che segue cercheremo di interpretare questi risultati utilizzando la chiave di lettura fornita dalle tre dimensioni dell'acqua descritte nel secondo capitolo, cercando di individuare quelle che, in ciascun paese, detengono un peso maggiore, per poi capire se sono le stesse che informano il paradigma dominante nel caso specifico.

2. IL GOVERNO DELLE ACQUE IN ITALIA E LA RESILIENZA DEL VECCHIO PARADIGMA

Consideriamo in primo luogo la *dimensione ambientale*. L'Italia dimostra un ritardo generalizzato nel recepimento della normativa comunitaria in materia ambientale, e, in particolare, in materia di qualità delle acque, inclusa la stessa Direttiva Quadro (Massarutto 2005). Il nostro paese sconta ancora, d'altronde, le conseguenze di quello che Freddi (2000) definiva come un vero e proprio ritardo di sviluppo del settore ambientale: le questioni ambientali emergono raramente come priorità politiche nell'arena nazionale e provengono invece spesso dalle istituzioni comunitarie.

Un'inversione rispetto a questo *trend* generale si verifica in due momenti storici: con la legge 183, che affermava i principi della gestione integrata; e, ancora di più con il d.lgs. 152/99 sulla Tutela delle Acque che anticipava, di fatto, i contenuti della Direttiva Quadro. Mentre nel primo caso la frammentazione istituzionale ma soprattutto settoriale non consentiva, in definitiva, di integrare efficacemente le politiche nazionali in materia di acqua, il secondo intervento rappresenta un segnale importante dell'accresciuta importanza accordata alla tutela dell'ambiente e alla lotta all'inquinamento.

Altro indicatore del peso della dimensione ambientale dell'acqua può essere considerato il ruolo delle associazioni ambientaliste nel *policy making*. In primo luogo si può notare che questo varia con una certa intensità al cambiare del colore dei governi – si consideri ad esempio il peso dei Verdi nei contenuti del decreto Lanzillotta o, per contro, la mancata consultazione delle associazioni ambientaliste nell'elaborazione del Decreto Ambientale durante il secondo governo Berlusconi. In secondo luogo, si può invece notare che, in linea di massima, questi attori rimangono poco inclusi nel *policy making* e al margine

del sottosistema, mantenendo un rapporto fondamentale conflittuale con gli attori istituzionali e con gli altri portatori di interesse.

Infine, si può considerare la questione relativa ai costi ambientali dei servizi idrici. Oltre a non essere inclusi nell'attuale Metodo Tariffario Normalizzato, che si applica, peraltro, solamente al comparto civile, i costi ambientali e i costi della risorsa sono ancora lontani dal venire pienamente considerati nel *decision making* relativo all'allocazione e alla gestione delle risorse idriche. Come si evince dallo Studio di fattibilità dell'analisi economica per il bacino del Po, solamente ora, in virtù della necessità di implementazione della Direttiva Quadro, si stanno avviando le attività preliminari necessarie al calcolo di questi costi, come la raccolta e l'aggregazione dei dati a livello di bacino o l'individuazione della metodologia e delle tecniche più adatte (Massarutto *et al.* 2006).

Se lo scopo dell'inclusione dei costi ambientali nei processi decisionali è, in ultima istanza, quello di trasformare l'ambiente da vincolo strutturale a "legittimo utilizzatore" (*legitimate user*) dei servizi idrici, è allora plausibile affermare che anche il relativo processo di apprendimento istituzionale si trovi ugualmente ad uno stadio iniziale.

In definitiva si può affermare che in Italia il peso delle considerazioni ambientali nel governo delle acque è sicuramente aumentato rispetto al passato, anche e soprattutto in conseguenza delle pressioni provenienti dall'arena comunitaria; ma questo non corrisponde al peso che invece viene loro attribuito nell'approccio della gestione integrata. In altre parole, benché la protezione ambientale sia stata elevata ad obiettivo di *policy* negli ultimi vent'anni, l'ambiente continua ad essere considerato come vincolo, ma non come utilizzatore legittimo dell'acqua.

Per quanto riguarda la *dimensione economica* dell'acqua, si può considerare che la strategia della valorizzazione economica della risorsa idrica è, come abbiamo detto, l'aspetto meno pubblicizzato della Direttiva, mentre grande enfasi è dedicata, ad esempio, alla partecipazione pubblica. In secondo luogo è possibile considerare le difficoltà che ha incontrato l'analisi economica degli usi dell'acqua, di cui si è appena detto. Queste difficoltà non sono derivate solamente dalla carenza o dalla disomogeneità dei dati, ma dalla problematicità di attribuire valori misurabili agli impatti e agli usi concorrenti. L'ultimo indicatore, che è probabilmente quello più significativo, è quello del recupero integrale dei costi. Da questo punto di vista, la struttura e la regolamentazione delle tariffe dei servizi idrici non sono più state modificate dal 1996, nonostante una loro riforma fosse prevista entro il 2001 e nonostante fossero presenti proposte concrete al riguardo (CoViRI 2006). Le tariffe attuali, essendo state elaborate prima dell'emanazione della Direttiva Quadro, non includono

né i costi ambientali né quelli della risorsa. Anche qualora si considerino i canoni per le licenze di concessione come parziali costi della risorsa, la situazione non risulta molto differente: il sistema delle licenze non è mai stato riformato, nonostante la maggior parte delle licenze rilasciate dopo il 1933 sia giunta a scadenza e necessiti quindi di rinnovo (Massarutto 2008) e nonostante i canoni attuali abbiano un valore inferiore a quello del 1933 in termini reali. È pur vero che la riforma del 1994 è stata seguita da un aumento generalizzato delle tariffe, ma la maggior parte di questi aumenti è andata a coprire quella parte dei costi che era precedentemente a carico della fiscalità generale.

Questo è senza dubbio il fattore più interessante in relazione al peso della dimensione economica nel caso italiano. Quello che si mette in evidenza, a nostro avviso, è che il principio di recupero dei costi è stato interpretato soprattutto come un principio di efficienza ed economicità. La sua introduzione nel nostro ordinamento risale infatti alle riforme degli anni Novanta e alla crisi fiscale dello stato; è strettamente legato, insomma, alla necessità di affrancamento dei servizi pubblici locali dalla fiscalità dello stato. Il concetto di *full cost recovery*, in altri termini, non viene interpretato come principio di “equità”, come avviene invece nel caso inglese, come principio, cioè, secondo cui ognuno è tenuto a pagare i costi che impone alla società e all’ambiente; ma la sua interpretazione rimane restrittiva, come recupero dei costi finanziari.

La visione “economica” dell’acqua rimane dunque in Italia un aspetto funzionale della politica pubblica, non raggiunge il *policy core* del sistema di credenze, e detiene, tutto sommato, un peso minoritario. È anche per questo motivo che, sul piano dei significati, i tentativi di accostare “economia” e “acqua” incontrano notevoli resistenze. Il mondo dell’economia rimane legato, nell’opinione diffusa e, in parte, anche nel discorso politico, al profitto e all’iniquità, e si scontra, dunque, con la visione dominante dell’acqua come diritto uguale per tutti e come servizio di pubblica utilità. Nel caso italiano, quindi, al contrario del caso inglese, l’accoppiamento tra acqua/ambiente ed economia non si è ancora affermato.

La *dimensione sociale* o comunitaria dell’acqua detiene dunque, a nostro avviso, ancora il peso maggiore, ponendosi in continuità con il vecchio paradigma dell’idraulica di stato. Si è visto che il carattere pubblico delle risorse idriche non viene mai messo in discussione, ma viene anzi reiterato in tutti gli interventi legislativi. Anche alcuni degli interventi di liberalizzazione dei servizi hanno sottolineato il carattere “eccezionale” dell’acqua rispetto agli altri beni e servizi, spesso per giustificare il mantenimento delle varie forme di gestione pubblica. La maggior parte degli affidamenti è stata infatti fatta a favore del settore pubblico, anche perché sono soprattutto gli enti locali a sostenere la natura dell’acqua

come servizio pubblico a carattere sociale (Barraqué 1995). Si può infatti considerare il successo, in termini di opinione pubblica ma anche e soprattutto di governo locale, dei movimenti per la “ripubblicizzazione” dell’acqua come altro indicatore significativo dell’importanza di questa dimensione.

I *policy makers*, inoltre, hanno dimostrato di tenere in grande considerazione la “sostenibilità”, intesa in senso sociale, delle tariffe, anche a scapito dell’efficienza economica e della protezione ambientale. Se è vero, infatti, che gli aumenti tariffari necessari al recupero integrale dei costi potrebbero oscillare tra il 96 e il 235%⁹², si calcola tuttavia che l’impatto sarebbe economicamente accessibile alle famiglie a reddito medio-alto, mentre per le famiglie a basso reddito dovrebbero prevedersi strumenti di perequazione (Massarutto *et al.* 2006).

Infine, si può poi considerare che la partecipazione pubblica è l’aspetto della Direttiva che sembra ricevere maggiore attenzione nella fase di attuazione ed implementazione. Basta osservare la crescita esponenziale di pubblicazioni ma soprattutto di incontri, seminari e conferenze dedicate al tema partecipazione e acque⁹³.

A nostro avviso, quindi, i contenuti del *policy change* in Italia possono essere assimilati ad una situazione in cui le dimensioni dell’acqua sono bilanciate come rappresentato a sinistra della Fig. 7.1.



Figura 7.1: le dimensioni dell’acqua in Italia. Confronto con i paradigmi della missione idraulica e della gestione integrata

Rispetto all’era della missione idraulica, le considerazioni ambientali ed economiche detengono ora un peso decisamente maggiore; d’altro canto la natura del’acqua come servizio pubblico a carattere sociale viene messa sempre più sotto assedio dalle necessità

⁹² Dati riferiti a Lombardia ed Emilia-Romagna. Elaborazioni IEFEE su dati Massarutto 2005, riportati in Massarutto *et al.* 2006, 101-102.

⁹³ In particolare, cfr. www.gruppo183.org

macroeconomiche e dagli imperativi della concorrenza e del mercato, pur non perdendo il suo carattere dominante.

Come si possono interpretare questi risultati alla luce dell'evoluzione del paradigma dominante? Si è già detto che prima dell'intervento della Direttiva Quadro il paradigma dominante in Italia non era troppo diverso da quello dell'idraulica di stato. I primi cambiamenti rispetto ad un paradigma ancora egemonico negli anni Settanta erano intervenuti con la legge Merli del 1976, che affrontava il problema dell'inquinamento delle acque sottoponendo per la prima volta le acque sotterranee al regime pubblicistico ed introducendo i Piani di risanamento delle acque e l'obbligo di autorizzazione per gli scarichi. Questi primi interventi non implicavano un cambiamento generale nella strategia di *policy*, ma introducevano per la prima volta le considerazioni di carattere ambientale (la necessità del risanamento delle acque dall'inquinamento) nella politica di gestione delle acque.

Un cambiamento più significativo avveniva invece con la legge 183. Anche in questo caso, si ricorderà, non si trattava di un intervento in materia propriamente ambientale, avendo la legge come oggetto la difesa del suolo e la sicurezza dei territori. Gli strumenti adottati erano infatti quelli classici della pianificazione territoriale, ma veniva introdotto nel nostro ordinamento un cambiamento istituzionale importante: l'integrazione della difesa del suolo alla scala del bacino idrografico, tenendo conto, quindi, delle caratteristiche fisiche e naturali del sistema del suolo e delle acque. Nell'implementazione della legge, come si è visto, le considerazioni ambientali relative all'assetto idrogeologico andarono via via ad aumentare, con una lenta e mai conclusa espansione e trasformazione della difesa del suolo da politica infrastrutturale a politica ambientale. Negli anni, dunque, la dimensione ambientale dell'acqua, seppure con lentezza e difficoltà, si è ampliata a scapito della dimensione associata allo sviluppo economico e sociale.

Tuttavia non è stato mai messo in discussione il carattere dell'acqua come bene pubblico, né è stata mai messa in discussione la priorità del controllo e degli usi umani sulla risorsa, che si attuava attraverso il monopolio della conoscenza e dell'*expertise* detenuto dalla comunità degli ingegneri idraulici. Ancora oggi è possibile individuare una tendenza a favore degli interventi *supply side* nel settore dei servizi idrici e a favore degli interventi strutturali nel settore della difesa del suolo e spesso anche nella tutela delle acque, anche grazie al peso degli interessi del settore delle costruzioni e delle infrastrutture.

Lo stesso principio della gestione integrata, adottato con la 183, non rappresenta, nel caso italiano, un'alternativa al paradigma dell'idraulica di stato; rimane piuttosto una soluzione istituzionale per il coordinamento degli interventi di difesa del suolo. Infatti, poiché

è possibile rilevare ancora una sostanziale separazione, delle competenze e degli interventi, tra quest'ultimo ambito e quello dei servizi idrici, bisogna considerare che la gestione integrata a scala di bacino rimane relegata solamente al settore della difesa del suolo, mentre l'integrazione del servizio idrico, nonostante il dettato legislativo, segue logiche diverse, associate principalmente ai confini amministrativi e alle affinità politiche tra amministrazioni e gestori.

Un credibile paradigma alternativo ha fatto il suo ingresso nel sottosistema di *policy* solamente negli anni Novanta, quando si è imposta, per le numerose ragioni già illustrate, la necessità di una riforma del settore dei servizi idrici. Non è un caso che l'Italia guardasse, all'epoca, al Regno Unito, dove si era nel frattempo affermato definitivamente il nuovo paradigma dell'ambientalismo liberale. La legge Galli rappresenta dunque il primo tentativo di introdurre sistematicamente gli insegnamenti ed i principi della scienza economica nella gestione delle risorse e dei servizi idrici. Le vicende relative alla sua implementazione sono interessanti per comprendere come risponde il paradigma dominante di fronte alla sfida di un paradigma alternativo.

In primo luogo bisogna ricordare che la riforma del 1994 non nasce solamente da spinte esterne, cioè dalle pressioni per la liberalizzazione dei servizi ed il generale *retrenchment* dello stato; ma nasce anche dalla percepita necessità di ristrutturare un servizio altamente insufficiente. Gli obiettivi che la legge si pone sono infatti essenzialmente tre: quello di industrializzare il settore dei servizi; quello di introdurre i principi della concorrenza; e quello di porre un freno all'uso politico delle tariffe. Gli effetti realmente sortiti sono molto diversi e rendono conto della situazione del paese "reale". In primo luogo, come premessa generale, la natura dei servizi idrici come monopolio naturale impedisce l'introduzione di una concorrenza *per* il mercato, ma consente solamente l'introduzione di una concorrenza *nel* mercato. Di fatto, tuttavia, questa rimane molto limitata, come dimostra il ricorso a dir poco sporadico alla gara e la continuità di molte forme di gestione. In secondo luogo, come abbiamo visto, se l'intenzione del legislatore era quella di arrivare ad un recupero integrale quanto meno dei costi operativi e di capitale, l'aumento delle tariffe ha incontrato forti resistenze da parte dell'opinione pubblica e dello stesso mondo politico. Infine, e riteniamo che questo sia un indicatore molto significativo, il dibattito politico si è concentrato quasi esclusivamente sulle forme di affidamento del servizio, proprio perché riflette un dibattito molto più ampio sulla natura dei servizi di interesse pubblico. Per cui il settore dei servizi è stato sì riorganizzato con l'introduzione di principi di gestione di tipo industriale ed aziendale, ma tutti i tentativi di intaccare il "nucleo" del paradigma dominante,

attraverso l'ingresso del settore privato o l'ulteriore liberalizzazione dei servizi, continuano ad incontrare notevoli resistenze, come dimostra il susseguirsi continuo degli interventi legislativi in materia.

Da questo punto di vista è interessante notare quanto sia minoritaria la narrativa economica dell'acqua in Italia. Il dibattito politico sul tema è completamente catturato dalla diatriba "pubblico vs privato". A questa situazione contribuiscono, da un lato, la forte tradizione pubblicistica, le resistenze degli enti locali e, in misura minore, un certo attivismo del mondo cattolico sul tema; dall'altro un tradizionale *bias* negativo nei confronti della gestione privata, una certa dose di campanilismo contro l'ingresso delle multinazionali straniere nella gestione dell'acqua, l'aumento delle tariffe seguito alla riforma e, non da ultimo, il clima di incertezza generato dai continui aggiustamenti legislativi. La lettura in chiave "economica" del problema acqua, la lettura cioè operata attraverso gli strumenti analitici dell'economia ambientale, rimane invece relegata all'ambito accademico e a pochi *think tank*.

È chiaro che questo tipo di lettura non presuppone alcuna scelta a priori tra gestione pubblica o gestione privata. Ma, come illustrato ampiamente nel secondo capitolo, problematizza l'acqua come un bene per la cui produzione la società, nel suo insieme, paga dei costi, siano questi sotto forma di tariffe, occultati dalla fiscalità generale o risultanti nel danno ambientale di cui si faranno carico le generazioni future. A parte la letteratura accademica o alcune pubblicazioni divulgative, questo tipo di narrativa è completamente oscurato dal dibattito pubblico/privato, al punto che le associazioni ambientaliste, che in Inghilterra, ad esempio, abbracciano la narrativa appena esposta e ne sono anzi strenui sostenitori, in Italia sono piuttosto legate al discorso "sociale" dell'acqua come bene e diritto pubblico.

La resilienza del vecchio paradigma, nonostante la presenza di un paradigma alternativo ben affermato altrove e nonostante le pressioni al cambiamento provenienti dall'esterno, può, a nostro avviso, essere spiegata da una serie di fattori contestuali. In primo luogo, il ritardo storico del nostro paese nello sviluppo di politiche ambientali e nell'impegno a favore della sostenibilità ambientale (Freddi 2000) spiega la difficoltà a considerare l'ambiente come utilizzatore legittimo al pari degli altri. In secondo luogo, come già notava Barraqué, i problemi di inefficienza del servizio e di scarsità idrica, soprattutto in alcune zone del paese, contribuiscono a caratterizzare i servizi idrici ancora come servizi pubblici a carattere sociale (Barraqué 1995). In terzo luogo, la frammentazione istituzionale spiega, almeno in parte, la debole capacità di innovazione e di governo, o meglio di *steering*, come

vuole la letteratura anglosassone, verso cambiamenti di *policy* di maggior rilievo. L'insieme di questi fattori denota una situazione di stallo per alcuni versi paradossale; una situazione in cui, nonostante le pressioni al cambiamento provenienti da più parti (l'Unione Europea, i mercati finanziari, gli impegni internazionali per la protezione dell'ambiente) e non più eludibili, il vecchio paradigma riesce ancora a resistere nella sua posizione dominante poiché favorito da un contesto istituzionale che privilegia gli assetti consolidati del sottosistema.

3. IL GOVERNO DELLE ACQUE IN INGHILTERRA E LA NUOVA EGEMONIA DELL'ECOLOGIA DI MERCATO

Consideriamo ora i cambiamenti nella politica inglese delle acque in relazione alle tre dimensioni dell'acqua.

Per quanto riguarda la *dimensione ambientale*, si può innanzitutto notare che l'Inghilterra era l'unico paese europeo ad avere una politica di tutela delle acque basata su obiettivi di qualità prima dell'introduzione della Direttiva Quadro. L'elevato grado di industrializzazione raggiunto in poco tempo dal paese in seguito alla rivoluzione industriale aveva fatto emergere seri problemi di inquinamento già nella prima metà del Novecento, come dimostra, d'altronde, la tradizionale presenza di associazioni ed interessi legati alla conservazione dell'ambiente. Lo sviluppo della sensibilità ambientale soprattutto tra le classi medio-alte, conseguenza della diffusione delle attività ricreative legate all'ambiente, come la caccia e la pesca, contribuì all'ingresso dei problemi ambientali nell'agenda politica prima che in altri paesi europei (Hassan 1998).

Oggi, l'obiettivo di conservazione della risorsa è senza dubbio uno degli obiettivi prioritari della politica delle acque inglesi. Il discorso politico sull'acqua ruota, infatti, attorno al trinomio scarsità – conservazione – sostenibilità. In primo luogo, ciò permette una maggiore integrazione, rispetto al caso italiano, degli obiettivi ambientali con quelli economici. Il controllo della domanda, infatti, è lo strumento principale con il quale viene perseguito l'obiettivo di conservazione di un bene scarso. È interessante notare come questo obiettivo non sia prioritario solamente per gli attori con un esplicito mandato istituzionale, come *l'Environment Agency* o *Natural England*, ma si applichi anche alla stessa industria dell'acqua. Questa, che è sottoposta a precisi obblighi dal regolatore, si è reinventata negli anni come fornitore di beni ambientali (Bakker 2005), oltre che fornitore di servizi di natura economica, e la conservazione della risorsa figura ormai tra gli obiettivi espliciti delle

aziende⁹⁴. Dal 2003 è infatti diventato obbligatorio, per le *water companies*, elaborare ogni cinque anni dei Piani di Gestione della Risorsa (*Water Resources Management Plan*), che prima venivano prodotti in maniera volontaria: lo scopo dei piani è quello di fissare gli obiettivi e le azioni previste per la conservazione delle risorse idriche avendo in mente un orizzonte temporale di venticinque anni. La regolazione ambientale dell'industria è d'altronde diventata negli anni sempre più stringente; gli stessi *manager*, attraverso schemi di incentivi che includono standard di *performance* ambientale, sono ora sottoposti al pericolo di condanna o di *naming and shaming* da parte del regolatore (Bakker 2005).

Per quanto riguarda i cosiddetti costi ambientali e della risorsa, abbiamo visto come questi sono, in buona parte, già inclusi nelle tariffe del servizio idrico e nelle licenze di autorizzazione dei prelievi. Bisogna notare che questi costi sono stati inseriti nel sistema tariffario fin dalla riforma del 1989, quando gli aumenti vertiginosi delle tariffe del primo quinquennio contribuirono a consistenti investimenti nelle infrastrutture di trattamento delle acque. In definitiva le spese dedicate alla qualità delle acque e alla protezione ambientale continuano a costituire una delle voci maggiori nei programmi di spesa dell'industria (ERM *et al.* 2004b). Queste arrivano a comprendere anche, ad esempio, i valori ricreativi dell'acqua ed il valore naturale dei paesaggi, che vengono ora inclusi nelle valutazioni ambientali. Se si considera l'impatto negativo sui redditi determinato dall'inclusione dei costi ambientali nelle tariffe, si può affermare che la dimensione ambientale dell'acqua viene in questo caso privilegiata rispetto a quella sociale.

Come altro indicatore dell'importanza della dimensione ambientale può considerarsi lo spostamento verso soluzioni di tipo "*soft*" rispetto agli interventi strutturali del passato, come l'utilizzo della fitodepurazione per il risanamento delle acque o delle zone umide e paludose come soluzione per la gestione delle piene (Bakker 2005).

Infine, si può considerare l'inclusione, tra gli obiettivi ultimi della politica, della lotta al riscaldamento globale e ai cambiamenti climatici. Come per quanto avviene in molti altri settori, tutte le strategie e gli interventi previsti in materia di acque prendono in considerazione, nelle analisi costi-benefici e nelle valutazioni di impatto ambientale, il potenziale impatto sull'ambiente in termini di emissioni. Indipendentemente dall'efficacia delle azioni proposte (Carter e Ockwell 2007), ci sembra di poter affermare che la protezione dell'ambiente si sia affermata come una delle priorità politiche dei *New Labour*.

⁹⁴ Cfr. www.water.org.uk.

Per quanto riguarda invece la *dimensione economica*, si può affermare che, insieme al discorso sulla “conservazione”, quello sulla “valorizzazione dell’acqua” sia il discorso politico maggiormente diffuso nel caso inglese. Si verifica infatti un accoppiamento delle due *issues*: la valorizzazione (economica) è costruita come mezzo imprescindibile per la conservazione della risorsa.

Naturalmente anche in questo caso il principio del recupero integrale dei costi è il principio guida dei servizi idrici. Al contrario dell’Italia, tuttavia, in Inghilterra il significato di questo principio trascende quello riferito alla mera “efficienza”, per ricomprendere anche il significato più ampio di equità. Il recupero dei costi, cioè, viene costruito, anche in questo caso, come mezzo attraverso cui ogni utilizzatore paga il costo che impone alla società e all’ambiente.

Negli ultimi anni si verifica, peraltro, una lenta “espansione” del concetto di equità. Mentre in un primo momento, infatti, il principio del recupero integrale dei costi veniva applicato soprattutto in riferimento al comparo civile, negli anni più recenti comincia ad essere pensato anche in relazione ai cosiddetti *cross-subsidies*, cioè agli effetti redistributivi delle tariffe tra settori diversi, in particolare in riferimento alla tradizionale tutela del settore agricolo. Se una completa eliminazione dei *cross-subsidies* è ritenuta politicamente inaccettabile, ci sembra comunque degno di nota il fatto che la questione si trovi ormai da alcuni anni nell’agenda politica e che si stiano elaborando proposte per bilanciare le esigenze contrapposte di tutela dei redditi ed equità delle tariffe.

Sempre negli ultimi anni, inoltre, si comincia a prendere in considerazione la possibilità di usare altri strumenti di mercato, come i trasferimenti dei permessi di prelievo e dei *water rights*, e la possibilità di introdurre forme di competizione *per* il mercato dei servizi idrici. Le forme di regolazione introdotte dopo la privatizzazione, infatti, erano state pensate come correttivi per i riconosciuti “fallimenti del mercato” in un monopolio naturale come quello del settore idrico; ma venivano comunque percepite come “distorsioni” del mercato e l’obiettivo di lungo termine è sempre rimasto quello dell’introduzione di meccanismi concorrenziali (Bakker 2003). Le ultime proposte al riguardo sono relativamente recenti, essendo relative agli ultimi sei, sette anni, ma sono indicative dell’estensione e della pervasività della dimensione economica dell’acqua e della sua gestione.

La premessa da fare per considerare invece la *dimensione sociale* dell’acqua è che questo aspetto è quello che, con la riforma del 1989, ha subito l’impatto maggiore in termini di riduzione del suo peso politico. Come si è già detto, in Inghilterra l’acqua smette di essere considerata come un servizio pubblico a carattere sociale e diventa un settore commerciale al

pari degli altri a partire dagli anni Settanta (Penning-Rowsell e Parker 1983). Gli indicatori più significativi a questo proposito sono due: l'identificazione dell'utente l'utente viene identificato con il consumatore dopo la riforma del 1989 e la possibilità per le aziende idriche di interrompere l'erogazione del servizio, dando vita al problema della cosiddetta *water poverty*.

Nell'ultimo decennio, tuttavia, cominciano ad arrivare dei segnali in controtendenza. In primo luogo, dal 1999 è stata bandita la possibilità di disconnettere gli utenti dal servizio per il mancato pagamento delle bollette. In secondo luogo, la ricerca di soluzioni tariffarie diversificate che permettano di tutelare le fasce deboli è entrata nell'agenda politica. Le forme della partecipazione, d'altro canto, non sono cambiate molto, ma si continua a preferire il consolidato strumento della consultazione. I consumatori, invece, sono maggiormente integrati nel *policy making* rispetto al caso italiano, ma sono anche integrati nel discorso dominante relativo al valore economico dell'acqua. Un indicatore di rilievo al riguardo è che, nonostante i sondaggi d'opinione mostrino ancora la preferenza dei consumatori per una gestione pubblica dell'acqua (Hall e Lobina 2007), non esistono di fatto associazioni o movimenti che mettono in discussione il sistema di gestione esistente o che sostengono una visione radicalmente diversa dell'acqua.

Nell'ultimo decennio, inoltre, alcuni osservatori hanno attribuito alcune proposte di ristrutturazione dell'industria verso forme cooperative o di società a responsabilità limitata da garanzia⁹⁵ come segno dell'allontanamento dal modello commerciale e del riavvicinamento ad una visione "comunitaria" dei servizi idrici (Bakker 2003). In realtà nessuna di queste proposte ha messo in discussione la natura fondamentale dei servizi idrici come attività commerciale o l'identità degli utenti come consumatori; e le ragioni alla base delle proposte giacciono nella percepita necessità di ristrutturazione dell'industria data la crescente difficoltà di sostenere i profitti ed i finanziamenti in un'industria matura e rigidamente regolata (*ibid.*).

La geometria del *policy change* nel caso inglese può pertanto essere rappresentata come in Fig. 7.2. Il *paradigm shift* verificatosi tra la fine degli anni Settanta e la fine degli anni Ottanta, e suggellato dalla privatizzazione dei servizi idrici, si è manifestato attraverso due strategie discorsive: la riconfigurazione dei cittadini come consumatori e la riconfigurazione dell'ambiente come utilizzatore legittimo. La dimensione sociale dell'acqua, basata sulla priorità accordata alla triade degli interessi di stato, cittadini e lavoro (*ibid.*), e

⁹⁵ Forma diffusa tra gli enti di beneficenza e le organizzazioni no-profit. Le proposte più note in questo senso sono quelle del Kelda Group, società madre della Yorkshire Water, respinta dall'OFWAT nel 2000; e quella, poi attuata, di Welsh Water, trasformata nel 2001 in Glas Cymru con un'operazione di titolarizzazione dei crediti (cfr. Bakker 2003).

dominante nel vecchio paradigma, è quella che ha subito la riduzione maggiore rispetto al passato. Questo riposizionamento è avvenuto a favore della dimensione ambientale e, soprattutto, della dimensione associata alla visione economica dell'acqua.



Figura 7.2: le dimensioni dell'acqua in Inghilterra. Confronto con i paradigmi della missione idraulica e della gestione integrata

Anche in questo caso, quindi, le forme assunte dal cambiamento di *policy* sembrano coerenti con le trasformazioni del sistema di credenze dominante. A partire dagli anni Sessanta l'Inghilterra vede un costante aumento delle preoccupazioni ambientali; queste raggiungono l'apice negli anni Ottanta, quando il crollo del livello degli investimenti dovuto alle restrizioni finanziarie si manifesta in un generale decadimento della qualità delle acque (Hassan 1998). Se la protezione ambientale non figurava tra le priorità principali dei Conservatori, tradizionalmente interessati soprattutto alle politiche economiche, è però interessante notare come questi abbiano comunque ritenuto indispensabile inserire quanto meno parte dei cosiddetti “costi ambientali” (quelli relativi ai controlli dell'inquinamento e alla ristrutturazione delle infrastrutture di trattamento delle acque reflue) nelle tariffe del servizio. Con l'avvento dei Laburisti alla fine degli anni Novanta e con l'affermarsi degli impegni internazionali per il controllo dei cambiamenti climatici, l'ambiente diventa invece a tutti gli effetti un utilizzatore legittimo, a tal punto che negli anni più recenti anche all'interno della stessa *policy community* si comincia a mettere in discussione la sostenibilità “sociale” dei costi legati alla protezione ambientale (Bakker 2003; 2005).

Contemporaneamente si è affermata la priorità di *policy* relativa alla conservazione della risorsa, anche attraverso la costruzione di un'immagine di scarsità associata all'acqua (Bakker 2000; Houghton 1999; Penning-Rowsell *et al.* 2006). Se è vero che la disponibilità d'acqua in Inghilterra non è molto elevata e che le risorse sono sottoposte a maggiori pressioni rispetto all'Italia, soprattutto nel Sud-Est, Bakker sottolinea come questa rappresentazione sia particolarmente degna di nota in un paese “umido” come l'Inghilterra

(Bakker 2005). Recentemente, peraltro, il problema della penuria è stato istituzionalizzato attraverso l'individuazione ufficiale di "aree di scarsità idrica" e di livelli di "stress idrico": in queste aree le aziende idriche sono autorizzate ad adottare misure, come l'installazione obbligatoria di contatori, anche in deroga alla normativa vigente (EA 2008).

La priorità è dunque progressivamente diventata quella della sostenibilità degli usi, dell'"acqua per l'ambiente" e dell'uso "avveduto". È proprio su questi temi che la narrativa economica e quella ambientale si intrecciano. Se in un primo momento, subito dopo il 1989, l'accento veniva posto soprattutto sulla necessità di limitare i costi e di rendere la gestione più efficiente, in un secondo momento, alla fine degli anni Novanta, in concomitanza con l'avvento del *New Labour*, il peso di queste considerazioni viene in qualche modo controbilanciato dall'ingresso di considerazioni più propriamente ambientali ed anche sociali.

Quello che avviene, come già illustrato nel capitolo 5, è che il generico paradigma neoliberista assume, a partire dalla seconda metà degli anni Novanta, una declinazione specifica, quella della cosiddetta "ecologia di mercato". Gli interessi e le considerazioni ambientali vengono incluse nel paradigma dominante e riarticolate in maniera compatibile con il nucleo centrale del paradigma. La questione ambientale, che dall'approccio romantico del movimento conservazionista era passata, negli anni Settanta, alla critica generalizzata al sistema di sviluppo capitalistico, viene reinterpretata attraverso le categorie del pensiero dell'economia politica. In primo luogo, attraverso la caratterizzazione dell'acqua come bene scarso; e in secondo luogo, attraverso la priorità accordata al controllo della domanda.

Questo tipo di evoluzione, a nostro avviso, può essere associata alla presenza di un paradigma di tipo egemonico, quello dell'ambientalismo liberale, appunto, in grado di inglobare sia le sfide che le idee e le narrative provenienti dall'esterno, senza però intaccare il nucleo centrale del paradigma. Al contrario del caso italiano, in Inghilterra il vecchio paradigma dell'idraulica di stato viene infatti progressivamente indebolito già a partire dagli anni Settanta. L'avvento al potere dei conservatori nel 1979 e le conseguenti trasformazioni dell'assetto istituzionale del governo delle acque contribuiscono poi all'eclissi completa del vecchio paradigma. Inoltre, subito dopo la riforma del 1989, la comunità di *policy* si ricostruisce rapidamente attorno al nuovo assetto privatizzato, con un sistema di regolazione centralizzato e attorno ai principi condivisi dell'efficienza economica e gestionale. Attraverso le pratiche istituzionalizzate di consultazione e negoziazione, inoltre, gli interessi ambientali e, in misura solo minore, dei consumatori, vengono presto incluse nella stessa *policy community*, suggellando definitivamente il carattere egemonico del paradigma.

4. IL POLICY CHANGE NEL SETTORE DELLE ACQUE ED IL RUOLO DEI PARADIGMI

A conclusione del nostro lavoro proviamo ora a trarre alcune considerazioni in merito sia ai due casi di studio che alle forme ed alla dinamiche del *policy change*.

In nessuno dei due casi si può dire che ci siano stati cambiamenti significativi nella politica delle acque di fronte al nuovo approccio europeo. Benché quello della Direttiva Quadro sia spesso presentato come il nuovo paradigma della gestione delle risorse idriche, la reale “novità” di questo approccio è molto più evidente in un caso che nell’altro.

Nel caso italiano, il paradigma dominante è ancora, in buona misura, quello dell’idraulica di stato, che, tuttavia, dagli anni Novanta è sempre più sottoposto alle molteplici sfide provenienti dall’esterno: non solo le mutate condizioni fisiche ed economiche del panorama internazionale ed europeo, ma anche la presenza di un nuovo paradigma rappresentato dall’ambientalismo liberale e dalla sua variante della gestione integrata. L’Italia è dunque il caso più distante, in termini di paradigma di *policy*, dall’approccio europeo proposto dalla Direttiva.

Del nuovo approccio vengono evidenziati soprattutto quei tratti che sono compatibili con la visione dell’acqua come servizio pubblico. Infatti tra gli elementi economici si enfatizza il criterio dell’efficienza del servizio, ma non quello dell’equità; mentre si pubblicizza molto il ruolo e l’importanza della partecipazione pubblica. Gli aspetti ambientali vengono introdotti attraverso gli standard più severi, gli obiettivi di qualità ambientale, le procedure di VAS e i tentativi di gestione integrata. Ma l’ambiente non diventa un utilizzatore legittimo; le preferenze e gli interessi degli utenti nei confronti del servizio (ma non della fruizione dell’ambiente, ad esempio) vengono privilegiati.

Nonostante le numerose sfide, in altre parole, il paradigma dominante, che pure ha subito cambiamenti rilevanti rispetto a cinquant’anni fa, rimane tale, poiché è estremamente radicato ed istituzionalizzato nell’architettura e nelle pratiche istituzionali, nelle modalità del *policy making* e nella *community* principale.

L’Inghilterra è invece più vicina all’approccio europeo. Qui il paradigma è radicalmente mutato negli anni Ottanta e Novanta, con l’ambientalismo di mercato che sostituisce il vecchio paradigma come paradigma dominante. Il nuovo paradigma è stato in grado di inglobare, contemporaneamente, una visione essenzialmente “economica” dell’acqua e le preoccupazioni di natura ambientale emerse già negli anni Settanta e poi via via aumentate a causa della situazione di degrado dei corsi d’acqua e dell’impatto dei cambiamenti climatici.

La forza di questo nuovo paradigma sta proprio nella sua “onnicomprensività”, cioè nel riuscire a tenere assieme e a rendere compatibili due narrative dell’acqua basate, in linea di principio, su visioni diverse dell’acqua. Il paradigma mostra la sua capacità di adattamento anche nella recente considerazione di alcune questioni di giustizia sociali, emerse soprattutto come conseguenza delle radicali riforme di stampo neoliberista della fine degli anni Ottanta (Fig. 7.3).

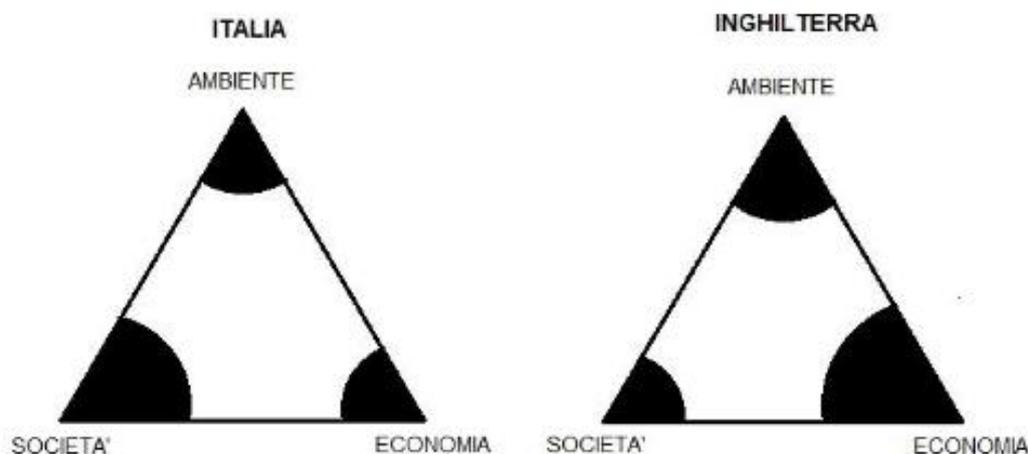


Figura 7.3: un confronto tra Italia e Inghilterra

A differenza del caso italiano, in quello inglese il paradigma esercita la sua forza attraverso la sua estrema malleabilità, e, in particolare, attraverso la riduzione di tutte le “domande”, compresa quella sociale e quella ambientale, alla logica economica dell’efficienza.

Nel caso italiano, invece, ci si trova di fronte ad una situazione quasi paradossale, in cui il vecchio paradigma è sempre più in crisi, la *policy community* ed il *network* degli interessi si mostrano molto più differenziati che in passato, esiste un paradigma “concorrente”, ma la configurazione delle istituzioni e degli interessi rende il nucleo centrale del paradigma ancora resistente al cambiamento.

Da questi risultati è possibile trarre alcune indicazioni sulle forme e la natura del fenomeno del cambiamento di *policy* e sul ruolo dei paradigmi.

In primo luogo ci sembra che l’approccio della gestione integrata proposto dalla Direttiva Europea e dalle maggiori istituzioni internazionali non possa, in definitiva, essere considerato come un nuovo paradigma di *policy*. Piuttosto, esso rappresenta una declinazione specifica dell’ambientalismo liberale. La tensione normativa di questo approccio, che vorrebbe attribuire eguale peso alle tre dimensioni della sostenibilità, rimane tale; nella pratica

esse continuano a mantenere un'importanza differenziata, in base all'appropriatezza degli elementi prescrittivi rispetto ai paradigmi di *policy* dominanti nelle arene nazionali.

In secondo luogo, riteniamo che le forme del cambiamento siano fortemente influenzate dalla natura dell'arena di *policy*. Quando questa ha carattere egemonico, come avviene in Inghilterra, i cambiamenti riguardano soprattutto gli aspetti strumentali della politica pubblica, cioè la scelta di determinate tipologie di strumenti e l'impostazione degli stessi. Se invece, come nel caso italiano, la natura dell'arena è pluriparadigmatica e conflittuale, il risultato del *policy change* è più ambiguo e tende a dipendere maggiormente dall'evoluzione dei fattori di contesto e dai conseguenti equilibri di forza tra i paradigmi concorrenti.

In terzo luogo, riteniamo che il cambiamento sia stimolato dall'intervento esogeno, come in questo caso la Direttiva Quadro sulle Acque, o, nel caso inglese, il mutato contesto economico internazionale degli anni Ottanta; ma che le forme del cambiamento siano in ultima analisi strettamente legate alla natura del sottosistema di *policy* e, in particolare, al sistema di credenze dominante.

La tesi del cosiddetto *goodness of fit* (Risse *et al.* 2001) potrebbe costituire un'interpretazione ugualmente valida dei risultati della nostra analisi. Buona parte della letteratura sull'europeizzazione, infatti, ritiene che un certo grado di *misfit*, di scostamento, tra processi, politiche ed istituzioni al livello europeo e quelle a livello nazionale sia necessario per ottenere dei cambiamenti (Börzel e Risse 2003). In particolare, nel nostro caso, il maggiore grado di scostamento tra la *policy* italiana ed il *framework* europeo determinerebbe una maggiore pressione adattiva sull'Italia rispetto a quella sull'Inghilterra, spiegando, almeno in parte, il maggior grado di cambiamento verificatosi nel primo caso. Tuttavia questa interpretazione non ci dice nulla sui contenuti e sulle forme specifiche del *policy change*.

Ad esempio, è certamente vero che l'Italia ha introdotto i Distretti idrografici, il Piano di gestione del bacino idrografico o il recupero dei costi ambientali dei servizi idrici sotto la spinta della necessità di adeguamento alla normativa europea. Tuttavia la nostra analisi ha mostrato che l'accorpamento in Distretti non ha finora saputo rispettare gli obiettivi o lo spirito della Direttiva; che la natura strategica del Piano di gestione è stata alterata dagli approcci tradizionali alla pianificazione territoriale e dalla preferenza per gli interventi strutturali; e che il recupero dei costi resta finora solamente sulla carta, in quanto è ben lungi dall'essere implementato. È piuttosto la configurazione del sottosistema e la natura del paradigma dominante a spiegare le forme del cambiamento.

Infine, ci sembra che la dinamica del cambiamento che emerge dalla nostra analisi privilegi un'interpretazione del *policy change* come fenomeno di natura fondamentale incrementale. L'analisi longitudinale dei casi di studio, d'altronde, ha consentito di mettere in luce gli elementi di continuità nella dinamica di *policy*. Anche nell'unico caso di *paradigm shift* individuato, quello inglese degli anni Ottanta, si è messo in luce come, se la riforma del 1989 è stato l'evento dall'impatto maggiore, in termini di cambiamento del sistema di gestione delle acque, questa si basasse su alcune trasformazioni già avvenute nel decennio precedente: l'introduzione degli obiettivi di *performance* e di efficienza economica per le *Regional Water Authorities* con il *Water Act* del 1973, la graduale erosione della cultura dei servizi pubblici, e, naturalmente, le privatizzazioni operate in altri settori di *policy* durante gli anni Ottanta.

Considerata l'importanza attribuita ai sistemi di credenza e la capacità di resistenza e di adattamento dei paradigmi di *policy*, noi crediamo che il verificarsi di un *policy change* rivoluzionario e repentino sia cosa quanto meno poco probabile. Come già si affermava nel capitolo 2, siamo consapevoli del fatto che l'orizzonte temporale adottato e la lente analitica focalizzata sul livello "meso" del sottosistema di *policy* indirizzino fortemente l'interpretazione del fenomeno in questo senso. Tuttavia, poiché il nostro approccio conferisce grande importanza alla completezza e alla profondità di comprensione, riteniamo che questa sia ancora la strada da privilegiare nello studio del fenomeno del *policy change*, consentendo di interrelare in un unico *framework* interpretativo i processi di stabilità e di cambiamento che caratterizzano la dinamica evolutiva delle politiche pubbliche.

CONCLUSIONI

Scopo della nostra ricerca era quello di costruire una spiegazione delle diverse forme del *policy change*, attraverso l'analisi dell'evoluzione del settore del governo delle acque in Italia ed in Inghilterra negli ultimi vent'anni.

Abbiamo privilegiato un'interpretazione delle politiche pubbliche come fenomeni complessi e configurativi, la cui dinamica evolutiva è influenzata da fattori diversi ed interrelati: assetti e pratiche istituzionali, interessi e reti di attori, sistemi di credenze, imprenditori di *policy* ed eventi critici. L'analisi longitudinale del sottosistema di *policy* nei due casi di studio ha permesso di mettere in luce il peso e l'influenza di questi fattori in relazione alla facilitazione ovvero alla resistenza al cambiamento, consentendo di individuare sia gli elementi di continuità che gli elementi di rottura nelle dinamiche di *policy*. L'ipotesi da noi sostenuta è che i fattori ideazionali, ed in particolare i contenuti e la natura del paradigma di *policy* dominante, rivestono un ruolo determinante nella spiegazione delle forme del *policy change*.

Prendendo atto dell'importanza della recente Direttiva Quadro sulle Acque dell'Unione Europea nella definizione di un *framework* innovativo per la gestione delle acque, abbiamo analizzato il *policy change* seguito alla sua implementazione in Italia e in Inghilterra, utilizzando un *framework* analitico che distingue i cambiamenti negli aspetti concettuali delle politiche pubbliche (obiettivi e tipologia di strumenti utilizzata) dai cambiamenti negli aspetti pratici (strategie e *setting* degli strumenti). Ai fini della nostra analisi abbiamo scomposto il *framework* della gestione integrata delle acque in tre diverse "narrative", a loro volta riconducibili a tre diverse visioni dell'oggetto: l'acqua come bene comune e diritto pubblico, l'acqua come bene di natura economica e l'acqua come elemento naturale e parte integrante dell'ecosistema.

Attraverso l'analisi empirica applicata al bacino del Po ed al bacino del Tamigi, abbiamo mostrato come le tre narrative abbiano assunto peso e rilevanza diversa nei due paesi oggetto di studio, secondo la natura ed i contenuti del paradigma dominante in ogni contesto.

In Italia il settore delle acque si caratterizza per la frammentazione dei settori e delle competenze, per la pesante eredità rappresentata dal ritardo di sviluppo in campo ambientale, per l'acceso dibattito intorno alla riforma dei servizi idrici iniziata negli anni Novanta, e per la diffusione della visione dell'acqua come servizio pubblico a carattere sociale. Qui i cambiamenti hanno riguardato sia il livello delle strategie che quello degli strumenti, ma non il livello degli obiettivi. Nei primi due casi la maggior parte delle nuove introduzioni sono legate alla necessità di implementare la Direttiva Europea. Di questa, tuttavia, l'elemento maggiormente enfatizzato è quello relativo alla promozione della partecipazione pubblica, a nostro avviso particolarmente compatibile con la visione dominante dei servizi idrici come servizi pubblici; mentre altri strumenti, come quello del Piano di gestione dei bacini idrografici o del recupero integrale dei costi, sono implementati in chiave nazionale, cioè inserendoli all'interno di un sistema di credenze in cui prevale ancora una predilezione per la pianificazione territoriale tradizionale e in cui l'obiettivo principale delle riforme dei servizi idrici è ancora quello dell'affrancamento dalla fiscalità dello stato.

In Inghilterra, dove il settore delle acque ha affrontato, a cavallo tra gli anni Ottanta e Novanta, un vero e proprio *paradigm shift* che ha portato all'affermarsi del cosiddetto ambientalismo liberale, in seguito all'attuazione della Direttiva non si sono verificati cambiamenti significativi né nell'individuazione degli obiettivi, né nella scelta delle strategie, né in quella degli strumenti. I cambiamenti hanno invece riguardato principalmente l'importanza relativa di alcuni obiettivi specifici e l'impostazione di alcuni strumenti. In primo luogo la maggiore attenzione dedicata ai problemi derivanti dall'impatto dei cambiamenti climatici, come la gestione dei rischi di alluvione e siccità, il controllo delle emissioni e l'efficienza degli usi dell'acqua, quest'ultima declinata soprattutto come riduzione degli sprechi e dei consumi. In secondo luogo, l'attenzione rivolta al tema del valore dell'acqua, alla necessità di tariffe eque e *cost-reflective* per tutti i settori, e alla necessità di correttivi economici per gli utenti a basso reddito. In questo caso, della Direttiva vengono enfatizzati soprattutto gli aspetti relativi alla valorizzazione, economica e normativa, dell'acqua e quelli relativi alle esigenze dell'ambiente come legittimo utilizzatore.

Nel caso dell'Italia è possibile riscontrare cambiamenti più diffusi che nel caso inglese, anche se la portata di questi rimane limitata. Il maggiore *misfit* del sistema italiano rispetto all'approccio comunitario spiega, in parte, questo risultato. Tuttavia è la natura

dell'arena di *policy* a spiegare le forme e le tipologie del cambiamento. Qui, infatti, nel paradigma dominante nel sottosistema è ancora riconoscibile il vecchio paradigma dell'idraulica di stato, quanto meno nei suoi tratti fondamentali. Benché adattatosi notevolmente ai cambiamenti esterni negli ultimi cinquant'anni, e benché si trovi ora, a differenza del passato, a fronteggiare la presenza di un paradigma "concorrente", il vecchio paradigma riesce ancora a mantenere la sua posizione dominante, poiché è estremamente radicato ed istituzionalizzato nell'architettura e nelle pratiche istituzionali, nelle modalità del *policy making* e nella *policy community*.

Nel caso dell'Inghilterra, invece, la maggiore continuità della politica pubblica può essere associata alla presenza di un paradigma di tipo egemonico, quello dell'ambientalismo liberale, in grado di inglobare sia le sfide che le idee e le narrative provenienti dall'esterno, senza però intaccare il nucleo centrale del paradigma. Al contrario del caso italiano, in Inghilterra il vecchio paradigma dell'idraulica di stato viene infatti progressivamente indebolito già a partire dagli anni Settanta. L'avvento al potere dei Conservatori nel 1979 e le conseguenti trasformazioni dell'assetto istituzionale del governo delle acque contribuiscono poi all'eclissi completa del vecchio paradigma. Inoltre, subito dopo la riforma del 1989, la comunità di *policy* si ricostruisce rapidamente attorno al nuovo assetto privatizzato, con un sistema di regolazione centralizzato e attorno ai principi condivisi dell'efficienza economica e gestionale. Attraverso le pratiche istituzionalizzate di consultazione e negoziazione, inoltre, gli interessi ambientali e, in misura minore, dei consumatori, vengono presto incluse nella stessa *policy community*, suggellando definitivamente il carattere egemonico del paradigma.

In conclusione, attraverso l'analisi dei cambiamenti di *policy* nel settore delle acque in Italia ed in Inghilterra, abbiamo mostrato che le forme del cambiamento sono fortemente influenzate dalla natura dell'arena di *policy*. Quando questa ha carattere egemonico, come avviene in Inghilterra, i cambiamenti riguardano soprattutto gli aspetti strumentali della politica pubblica, cioè la scelta di determinate tipologie di strumenti e l'impostazione degli stessi. Se invece, come nel caso italiano, la natura dell'arena è pluriparadigmatica e conflittuale, il risultato del *policy change* è più ambiguo e tende a dipendere maggiormente dall'evoluzione dei fattori di contesto e dai conseguenti equilibri di forza tra i paradigmi concorrenti.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- ADBADIGE E ADBAA 2009. *Piano di Gestione dei bacini idrografici delle Alpi Orientali. Parte prima. Relazione generale*. Trento e Venezia, Autorità di bacino del fiume Adige e Autorità di bacino dei fiumi dell'Alto Adriatico, settembre 2009.
- ADBARNO 2009. *Piano di Gestione dell'Appennino Settentrionale. Relazione di Piano*. Firenze, Autorità di bacino del fiume Arno, luglio 2009.
- ADBPO 1995. "Il piano stralcio P.S.45. Un piano di riassetto idrogeologico per il governo della ricostruzione nelle aree colpite dall'alluvione del novembre 1994. Criticità", *Notiziario dell'Autorità di bacino del Po*, anno IV, n.9-10. Online su: <http://www.adbpo.it/online/ADBPO/Home/PubblicazionidellEnte/InotziariidelPo/Anno04-1995/articolo293.html>. Accesso: agosto 2009.
- ADBPO 2006. *Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche*. Parma, Autorità di bacino del fiume Po, aprile 2006.
- ADBPO 2009a. "Relazione Generale", *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Elaborato 0*. Parma, Autorità di bacino del fiume Po, 23 luglio 2009.
- ADBPO 2009b. "Sintesi delle misure adottate in materia di informazione e consultazione pubblica, con relativi risultati e eventuali conseguenti modifiche del piano", *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Elaborato 9*. Parma, Autorità di bacino del fiume Po, 23 luglio 2009.
- AGRICOLA B. 2002. Intervento. Atti del seminario: "Quale futuro per la pianificazione di bacino?", Roma, 18 giugno 2002. Online su: <http://www.gruppo183.org/altri%20documenti/futuropianibacino.pdf>. Accesso: ottobre 2008.
- ALLAN J.A. 2001. *The Middle East Water Question. Hydropolitics and the Global Economy*. London, I.B. Tauris.
- 2003. *IWRM/IWRAM: a new sanctioned discourse?*, SOAS Water Issues Study Group, Occasional Paper 50, School of Oriental and African studies (University of London)/King's College London. Online su: <http://www.soas.ac.uk/waterissues/papers/file38393.pdf>. Accesso: marzo 2009.
- ALTAMORE G. 2006. *Acqua S.p.A. Dall'oro nero all'oro blu*, Milano, A. Mondadori.
- ANDERSON T. e SNYDER P. 1997. *Water Markets: Priming the Invisible Pump*. Washington DC, The Cato Institute.

- ANEA 2009. *I servizi idrici a quindici anni dalla riforma*. Roma, Associazione Nazionale Autorità ed Enti d'Ambito, 25 giugno 2009. Online su: http://www.associazioneanea.it/documenti/documenti-ufficiali/documenti-politici/ANEA_1%20servizi%20idrici%20a%20quindici%20anni%20dalla%20riforma_Roma,%2025%20Giugno%202009.pdf. Accesso: dicembre 2009.
- BAKKER K. 2000. "Privatizing Water, Producing Scarcity: The Yorkshire Drought of 1995", *Economic Geography*, vol.76, n.1, pp.4-27.
- 2001. "Paying for water: water pricing and equity in England and Wales", *Transactions of the Institute of British Geographers*, vol. 26, n.2, pp.143-164.
- 2003. "From public to private to...mutual? Restructuring water supply governance in England and Wales", *Geoforum*, vol.34, pp. 359-374.
- 2005. "Neoliberalizing Nature? Market Environmentalism in Water Supply in England and Wales", *Annals of the Association of American Geographers*, vol.35, n.3, pp. 542-565.
- BALLARIN S.; GUERRA S. e ROTUNNO T. 2008. "Laboratorio RIVAdiPo: alchimie deliberative per lo sviluppo di un territorio fluviale", in Borelli G. (a cura di) 2008, *Tracce di Governance. Comunità e sviluppo locale nella Media Valle del Po*. Milano, Franco Angeli, pp. 120-141.
- BARAGGIOLI S. 2008, "Il ruolo dei Comuni nello sviluppo locale. Problemi di scala in una politica di valorizzazione fluviale", in Borelli, G. (a cura di) 2008, *Tracce di Governance. Comunità e sviluppo locale nella Media Valle del Po*. Milano, Franco Angeli, pp. 155-173.
- BARLOW M. 2008. *Blue Covenant: The Global Water Crisis and the Coming Battle for the Right to Water*. New York, The New Press.
- BARLOW M. E CLARKE T. 2002. *Blue Gold. The Fight to Stop the Corporate Theft of the World's Water*. New York, The New Press.
- BARONCINI E. 1992. "Il Magistrato per il Po e la legge 183", *Notiziario dell'Autorità di bacino del Po*. Anno I, n.0, Online su: <http://www.adbpo.it/online/ADBPO/Home/PubblicazionidellEnte/InotiziaridelPo/Anno01-1992/articolo286.html>. Accesso: agosto 2009.
- BARRAQUÉ B. (a cura di) 1995a. *Les politiques de l'eau en Europe*, Paris, La Découverte (trad. it. *Le politiche dell'acqua in Europa*, Milano, Franco Angeli, 1999).
- 1995b. "Les politiques de l'eau en Europe", *Revue française de science politique*, vol. 45, n.3, pp. 420-453.
- BAUMGARTNER F.R. e JONES B.D. 1991. "Agenda Dynamics and Policy Subsystem", *The Journal of Politics*, vol. 53, n. 4, pp. 1044-1074.
- BECK U. 1992. "From industrial to risk society", *Theory, Culture and Society*, vol.9, pp.99-123.
- BEVIR M. 2006, "How Narratives Explain", in Yanow D. e Schwartz-Shea P. (a cura di) 2006, *Interpretation and Method. Empirical Research Method and the Interpretive Turn*, Armonk (NY), M.E. Sharpe, pp. 281-290.
- BEVIR M. E O'BRIEN D. 2001, "New Labour and the Public Sector in Britain", *Public Administration Review*, vol. 61, n. 5, pp. 535-547.
- BELL D. e GRAY T. 2002. "The Ambiguous Role of the Environment Agency in England and Wales", *Environmental Politics*, vol.11, n.3, pp.76-98.
- BLAIR T. 1998. *Leading the Way: A New Vision for Local Government*, London, Institute for Public Policy Research.
- BLATTER J. E INGRAM H. (a cura di) 2001, *Reflections on Water. New Approaches to Transboundary Conflicts and Cooperation*, Cambridge (MA), The MIT Press.
- BLATTER J; INGRAM H. E DOUGHMAN P.M. 2001, "Emerging Approaches to Comprehend Changing Global Contexts", in Blatter, J. e Ingram, H. (a cura di) 2001, *Reflections on*

- Water. New Approaches to Transboundary Conflicts and Cooperation*, Cambridge (MA), The MIT Press, pp.3-29.
- BLYTH, M. 1997. "Review: 'Any More Bright Ideas?' The Ideational Turn of Comparative Political Economy", *Comparative Politics*, vol. 29, n.2, pp. 229-250.
- 2002, "Institutions and Ideas", in Marsh, D. e Stoker, G. (a cura di) (2002), *Theory and Methods in Political Science*. Houndsmill, Basingstoke, Palgrave-Macmillan (II ed.), pp. 292-340.
- BOBBIO L. 2006. "Le politiche contrattualizzate", in Donolo, C. 2006, *Il futuro delle politiche pubbliche*. Milano, B. Mondadori, pp. 59-79.
- BORELLI G. 1999. "Le relazioni intergovernative nelle politiche di difesa del suolo: il caso del Piano Stralcio 45 dell'Autorità di bacino del Po", in Piperno, S. (a cura di) 1999, *Modelli di allocazione delle risorse e delle funzioni tra Regioni ed Enti Locali*, Milano, Giuffrè Editore, 49-92.
- 2008. "La governance di un territorio plurale. Sviluppo locale e nuove soggettività nella Media valle del Po", in Borelli, G. (a cura di) 2008, *Tracce di Governance. Comunità e sviluppo locale nella Media Valle del Po*. Milano, Franco Angeli, pp. 13-67.
- BÖRZEL T.A. e RISSE T. 2003. "Conceptualizing the Domestic Impact of Europe", in Featherstone, K. e Radaelli, C.M. (a cura di) 2003, *The Politics of Europeanization*, Oxford, Oxford University Press, pp.57-78.
- CABINET OFFICE 1999a. *Modernising Government*, Cmnd 4310, London, The Stationery Office.
- CABINET OFFICE 1999b. *Professional Policymaking in the 21st Century*, London, The Stationery Office.
- CAPANO G. 1995. "Il 'policy change': tra politica delle idee e politica degli interessi", *Teoria Politica*, vol.XI, n.1, pp. 133-165.
- 1998. "Idee", in Capano, G. e Giuliani, M. (a cura di) 1998, *Dizionario di politiche pubbliche*, Roma, Carocci (II ed.), 175-179.
- 2000. "Le politiche amministrative: dall'improbabile riforma alla riforma permanente?", in Di Palma G; Fabbrini S; Freddi G. (a cura di) 2000, *Condannata al successo? L'Italia nell'Europa integrata*, Bologna, Il Mulino, pp. 153-198.
- 2003. "Administrative traditions and policy change: when policy paradigms matter. The case of Italian administrative reform during the 1990s", *Public Administration*, vol.81, n.4, pp.781-801.
- 2009. "Understanding Policy Change as an Epistemological and Theoretical Problem", *Journal of Comparative Policy Analysis*, vol.11, n.1, pp.7-31.
- CARDANO M. 2003. *Tecniche di ricerca qualitativa*, Roma, Carocci.
- CARROZZA C. 2008. "La riforma italiana dei servizi idrici. Modi locali di governo tra continuità e rottura", *Rivista Italiana di Politiche Pubbliche*, n. 1, pp. 5-36.
- CARTER N. E OCKWELL D. 2007. *New Labour, New Environment? An Analysis of the Labour Government's Policy on Climate Change and Biodiversity Loss*. Report commissioned by Friends of the Earth. Online su: http://www.sussex.ac.uk/sussexenergygroup/documents/full_report_final.pdf. Accesso: febbraio 2010.
- CASHORE B. e HOWLETT M. 2007. "Punctuating which equilibrium? Understanding thermostatic policy dynamics in Pacific Northwest forestry", *American Journal of Political Science*, vol.51, n.3, pp.532-551.
- CICMA 2000. *L'Acqua, bene comune dell'umanità*. Manifesto italiano del Contratto Mondiale dell'Acqua. Milano, Comitato Italiano del Contratto Mondiale dell'Acqua.
- CITRONI G. 2006. "La privatizzazione dei servizi idrici: sia mito che realtà", *Le istituzioni del federalismo*, n. 2, pp. 315-337.

- CITRONI G. e LIPPI A. 2006. “La politica di riforma dei servizi idrici. Istituzioni, processi e poste in gioco”, *Le istituzioni del federalismo*, n. 2, pp. 239-275
- COLEMAN W.D. 1998. “From protected development to market liberalism: paradigm change in agriculture”, *Journal of European Public Policy*, vol.5, n.4, pp.632-651.
- COVIRI 2006. *Relazione annuale al Parlamento sullo stato dei servizi idrici. Anno 2005*. Roma, Autorità di Vigilanza sulle Risorse Idriche e i Rifiuti, luglio 2006.
- COVIRI 2008. *Relazione annuale al Parlamento sullo stato dei servizi idrici. Anno 2007*. Roma, Comitato per la Vigilanza sulle Risorse Idriche, maggio 2008.
- COVIRI 2009. *Rapporto sullo stato dei servizi idrici. Volume I*. Roma, Comitato per la Vigilanza sulle Risorse Idriche, luglio 2009.
- DAUGBJERG C. 1997. “Policy Network and Agricultural Policy Reforms: Explaining Deregulation in Sweden and Re-Regulation in the European Community”, *Governance*, vol.10, n.2, pp.123-142.
- DEFRA 2002. *Directing the flow. Priorities for future water policy*. London, Department for Environment, Food and Rural Affairs, novembre 2002.
- 2005a. *Summary report of the characterization, impacts and economics analyses required by Article 5. Thames River Basin District*, London, Department for Environment, Food and Rural Affairs, marzo 2005.
- 2005b. *Article 5 economic analysis of water use supporting document. Thames River Basin District*, London, Department for Environment, Food and Rural Affairs, marzo 2005.
- 2006. *River Basin Planning Guidance*, London, Department for Environment, Food and Rural Affairs, agosto 2006.
- 2008a. *Future Water. The Government’s Water Strategy for England*, Cm 7319, London, The Stationery Office.
- 2008b. *Action taken by Government to encourage the conservation of water. April 2004 – March 2008*. HC 891, London, The Stationery Office.
- 2009. *Consultation on Coastal Change Policy*. London, Department for Environment, Food and Rural Affairs, giugno 2009.
- DELEON P. 1999. “The Stages Approach to the Policy Process. What has it done? Where is it going?”, in Sabatier, P.A. (a cura di) 1999. *Theories of the Policy Process*, Boulder (CO), Westview Press, pp. 19-32.
- DELLA PORTA D. 2008. “Comparative analysis: case-oriented versus variable-oriented research”, in Della Porta, D. e Keating, M. (a cura di) 2008. *Approaches and Methodologies in the Social Science. A Pluralist Perspective*. Cambridge, Cambridge University Press, pp.198-222.
- DENTE B. 1985. *Governare la frammentazione. Stato, Regioni ed enti locali in Italia*, Bologna, Il Mulino.
- DERRIDA J. 1978. *Writing and Difference*, London, Routledge.
- DETOC S. 2005. *European Water Framework Directive and Integrated Water Resources Management*, intervento allo Stockholm Water Week Seminar: “IWRM: do we practice in the North?”, Stockholm, 21 agosto 2005. Online su: http://www.waterforum.jp/eng/NoWNET/files/WFD&IWRM_210805c%282%29.pdf. Accesso: febbraio 2010.
- DOUGHMAN P.M. 2001. “Discourses and Water in the US-Mexico Border Region”, in Blatter, J. e Ingram, H. (a cura di) 2001, *Reflections on Water. New Approaches to Transboundary conflicts and cooperation*, Cambridge (MA), The MIT Press, pp.189-212.
- DRYZEK J.S. 1997. *The Politics of the Earth. Environmental Discourses*. Oxford, Oxford University Press.
- DUBREUIL C. 2006. *The Right to Water: from concept to implementation*. Marseille, World Water Council 2006.

- DUDLEY G. 1999. "British Steel and Government since Privatization: Policy 'Framing' and The Transformation of Policy Networks", *Public Administration*, vol.77, n.1, pp.51-71.
- EA 2004. *Thames Corridor Abstraction Management Strategy*, Bristol, Environment Agency, giugno 2004.
- 2006. *Water for life and livelihoods. A Framework for River Basin Planning in England and Wales*, Bristol, Environment Agency, febbraio 2006.
- 2008. *Water resources in England and Wales. Current state and future pressures*. Bristol, Environment Agency, dicembre 2008.
- 2009a. *Consultation Response Document to the draft Thames River Basin Management Plan*, Bristol, Environment Agency, settembre 2009.
- 2009b. *River Basin Management Plan, Thames River Basin District*, Bristol, Environment Agency, dicembre 2009.
- 2009c. *Annex G: Pressures and Risks. River Basin Management Plan. Thames River Basin District*. Bristol, Environment Agency, dicembre 2009.
- 2009d. *Annex J: Aligning key planning processes to river basin management. River Basin Management Plan. Thames River Basin District*. Bristol, Environment Agency, dicembre 2009.
- 2009e. *Annex L: Record of consultation and engagement, River Basin Management Plan. Thames River Basin District*. Bristol, Environment Agency, dicembre 2009.
- EA, DEFRA E WELSH ASSEMBLY GOVERNMENT 2008, *Water Framework Directive – Draft River Basin Management Plans*, Covering letter for consultation, 22 dicembre 2008.
- EC 2000. *Politiche di tariffazione per una gestione più sostenibile delle riserve idriche*. Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento Europeo e al Comitato Economico e Sociale. Bruxelles, COM(2000) 477 definitivo, 26/07/2000.
- 2002. *The world summit on sustainable development. People, planet, prosperity*. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- 2007a. *Towards Sustainable Water Management in the European Union. First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC*, Commission Staff working document, SEC(2007) 362, Brussels, 22/3/2007.
- 2007b. *Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union*, Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, COM(2007) 414 final, Brussels, 18/7/2007.
- 2008a. *Water Note 5. Economics in Water Policy: The value of Europe's waters*. Online su: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/pdf/water_note5_economics.pdf. Accesso: gennaio 2010.
- 2008b. *Water Note 12. A Common Task: Public Participation in River Basin Management Planning*. Online su: http://ec.europa.eu/environment/water/participation/pdf/waternotes/water_note12_public_participation_plans.pdf. Accesso: gennaio 2010
- EEA 2009a. *EEA Signals 2009. Key environmental issues facing Europe*. Copenhagen, European Environment Agency.
- EEA 2009b. *Water resources across Europe - confronting water scarcity and drought*. Report, n.2/2009, Copenhagen, European Environment Agency.
- ERM, STONE & WEBSTER CONSULTANT E MORAN D. 2004a. *Assessing Current Levels of Cost Recovery and Incentive Pricing. Final report*. London, Department of Environment, Food, and Rural Affairs, agosto 2004.
- 2004b. *Assessing Current Levels of Cost Recovery and Incentive Pricing. Annexes to Final Report*. London, Department of Environment, Food, and Rural Affairs, agosto 2004.
- ESG e EASG 2004, *Progress Report for the Water Framework Directive*, June 2004.
- FAIRCLOUGH N. 1992. *Discourse and Social Change*, Cambridge, Polity Press.

- FALKNER G; HARTLAPP M. E TREIB O. 2007. "Worlds of compliance: Why leading approaches to European Union implementation are only 'sometimes-true theories'", *European Journal of Political Research*, vol.46, pp.395-416.
- FIDELI R. 1998, *La comparazione*, Milano, Franco Angeli.
- FISCHER F. 2003. *Reframing Public Policy. Discursive Politics and Deliberative Practices*. Oxford, Oxford University Press.
- FLICK U. 2002. *An Introduction to Qualitative Research*, London, Sage (II ed.).
- FOREMAN-PECK J. 1988. "The Privatization of Industry in Historical Perspective", *Journal of Law and Society*, vol. 16, n.1, pp.129-148.
- FREDDI G. 2000. "La politica dell'ambiente: tra innovazione e continuità", in Palma, D; Fabbrini, S; e Freddi, G. (a cura di) 2000, *Condannata al successo? L'Italia nell'Europa integrata*, Bologna, Il Mulino, pp. 401-445.
- GEERTZ C. 1973. *Interpretation of Cultures*, New York (NY), Basic Books (trad.it. *Interpretazione di culture*, Bologna, Il Mulino, 1987).
- GIANNELLI N. 2006. "La riforma dei servizi idrici. Uno sguardo alla normativa nazionale e regionale", *Le istituzioni del federalismo*, n. 2, pp. 278-313.
- GIANTURCO G. 2005. *L'intervista qualitativa. Dal discorso al testo scritto*, Milano, Guerini Scientifica.
- GIDDENS A. 1990. *The consequences of modernity*, Cambridge, Polity Press.
- GIULIANI M. 2003. "Europeanization in Comparative Perspective: Institutional Fit and National Adaptation", in Featherstone, K. e Radaelli, C.M. (a cura di) 2003, *The Politics of Europeanization*, Oxford, Oxford University Press, pp.134-155.
- GOULDSON A; LOPEZ-GUNN E; VAN ALSTINE J; REES Y; DAVIES M; E KRISHNAYARAN V. 2008, "New Alternative and Complementary Environmental Policy Instruments and the Implementation of the Water Framework Directive", *European Environment*, n. 18, pp.359-370.
- GRIFFITHS, M. 2002. "The European Water Framework Directive: an Approach to Integrated River Basin Management", *European Water Management Online*, n.5/2002. Online su: <http://www.ewaonline.de/journal/online.htm>. Accesso: gennaio 2009.
- GRUPPO183 2006. *Commenti del gruppo 183 sul decreto ambientale 152/2006*. Online su: <http://www.gruppo183.org/leggedelega/commenti183sudecretoambientaledelegato.html>. Accesso: ottobre 2008.
- 2008. *2000-2008: che cosa (non) è successo in Italia dall'entrata in vigore della Water Framework Directive*. Online su: <http://www.gruppo183.org/public/file/Direttiva%20acque%20Italia.pdf>. Accesso: dicembre 2008.
- GRUPPO183, IEF E BOCCONI E LEGAMBIENTE 2003. *Per l'attuazione della Direttiva Europea Quadro sulle Acque (2000/60)*. Atti del convegno: "L'attuazione della Direttiva Europea Quadro sulle Acque (2000/60). Sfide e opportunità per una politica sostenibile dell'acqua in Italia", Milano, 17 ottobre 2003. Online su: <http://www.gruppo183.org/public/file/Per%20attuazione%20Direttiva%20Acque%20in%20Italia.pdf>. Accesso: novembre 2008.
- GUERRA S. 2007. "Bacino del Po: una rete istituzionale per uno sviluppo di qualità", in *Il Nord Ovest. Campo territoriale della conoscenza. Dossier conoscitivo sul tema Saperi, Università e Territori*. Gruppo di ricerca del Dipartimento di Architettura del Politecnico di Milano coordinato da M. Bolocan Goldstein, pp. 63-67.
- HAAS P.M. 1992. "Introduction: Epistemic Communities and International Policy Coordination", *International Organization*, vol. 46, n.1, pp. 1-35.
- HAJER M. 1995. *The Politics of Environmental Discourse. Ecological Modernization and the Policy Process*. Oxford, Oxford University Press.

- HAJER M. e LAWS, D. 2006. "Ordering through Discourse", in Moran, M; Rein, M. e Goodin, R.E. 2006. *The Oxford Handbook of Public Policy*, Oxford, Oxford University Press, pp. 251-268.
- HALL P.A. 1993. "Policy Paradigms, Social Learning, and the State", *Comparative Politics*, vol.25, n.3, pp.75-96.
- HALL D. e LOBINA E. 2007. *From a private past to a public future? The problems of water in England and Wales*, Public Services International Research Unit, Business School, University of Greenwich. Online su: www.psir.org. Accesso: settembre 2008
- 2008. *Water in Europe*, Public Services International Research Unit, Business School, University of Greenwich. Online su: www.psir.org. Accesso: gennaio 2010.
- HALL P. e TAYLOR R. 1996. "Political Science and the Three New Institutionalisms", *Political Studies*, vol.44, n.4, pp. 936-957.
- HASSAN J.A. 1985. "The Growth and Impact of the British Water Industry in the Nineteenth Century", *The Economic History Review*, vol. 38, n.4, pp. 531-547.
- 1995. "The impact of EU environmental policy on water industry reform", *European Environment*, vol. 5, pp. 45-51.
- 1998. *A History of Water in Modern England and Wales*, Manchester, Manchester University Press.
- HECLO H. 1974. *Modern Social Politics in Britain and in Sweden*, New York (NY), Yale University Press.
- HIRSHLEIFER J; DE HAVEN J.C; e MILLIMAN W. 1960. *Water Supply: Economics, Technology, and Policy*, Chicago, University of Chicago Press.
- HO C 2003a. *Water Framework Directive*, Fourth Report of Session 2002-2003, Vol. 1 (HC 130-I), Environment, Food and Rural Affairs Committee, House of Commons, London, The Stationery Office, marzo 2003.
- HO C 2003b. *The Water Framework Directive: Government Reply*. Sixth Special Report. HC 749, Environment, Food and Rural Affairs Committee, House of Commons, London, The Stationery Office, giugno 2003.
- HOOD C. 1991. "A public management for all seasons?", *Public Administration*, vol.69, pp.3-19.
- HOGWOOD P.W. e PETER G.B. 1983. *Policy Dynamics*, New York (NY), St. Martin Press.
- HOUGHTON G. "Analysing the multiple constructions of drought", *Transactions of the Institute of British Geographers*, vol.24, n.3, pp.373-378.
- HOWARTH D. 2000. *Discourse*, Buckingham, Open University Press.
- HOWLETT M. e CASHORE B. 2009. "The Dependent Variable Problem in the Study of Policy Change: Understanding Policy Change as a Methodological Problem", *Journal of Comparative Policy Analysis*, vol. 11, n.1, pp.33-46.
- HOWLETT M. e RAMESH M. 1995. *Studying Public Policy: Policy cycles and policy subsystem*, Oxford, Oxford University Press (trad.it. *Come studiare le politiche pubbliche*, Bologna, Il Mulino, 2003).
- 1998. "Policy Subsystem Configurations and Policy Change: Operationalizing the Postpositivist Analysis of the Politics of the Policy Process", *Policy Studies Journal*, vol.26, n.3, pp.466-481.
- 2002. "The Policy Effect of Internationalization: A Subsystem Adjustment Analysis of Policy Change", *Journal of Comparative Policy Analysis*, n.4, pp. 31-50.
- IRSA-CNR 1999. *Un futuro per l'acqua in Italia*, Quaderni, n.109, Roma, 1999.
- ISENBURG T. 1986. *Acque e Stato. Energia, bonifiche, irrigazione in Italia fra 1930 e 1950*. Milano, Franco Angeli.
- JASPERS F.G.W. 2003. "Institutional arrangements for integrated river basin management", *Water Policy*, n. 5, pp. 77-90.

- JENSON J. 1989. "Paradigms and Political Discourse: Protective Legislation in France and the United States before 1914", *Canadian Journal of Political Science*, vol. 22, n. 2, pp. 235-258.
- JOBERT B. 1992. "Représentations sociales, controverses et débats dans la conduite des politiques publiques", *Revue française de science politique*, vol.42, n.2, pp.219-234.
- JØNCH-CLAUSEN T. e FUGL J. 2001. "Firming up the Conceptual Basis of Integrated Water Resources Management", *Water Resources Development*, vol.17, n.4, pp.501-510.
- JOHN, P. 2003. "Is there life after policy streams, advocacy coalitions, and punctuations: using evolutionary theory to explain policy change", *Policy Studies Journal*, vol.31, n.4, pp.481-498.
- JORDAN A.G. e RICHARDSON J.J. 1983. "Policy communities: the British and European policy styles", *Policy Studies Journal*, vol.11, n.4, pp. 603-615.
- KAIKA M. 2003. "The Water Framework Directive: A New Directive for a Changing Social, Political and Economic European Framework", *European Planning Studies*, vol.11, n.3, pp. 299-316.
- KAIKA M. e PAGE B. 2003. "The EU Water Framework Directive: Part 1. European Policy-Making and the Changing Topography of Lobbying", *European Environment*, vol. 13, pp. 314-327.
- KAY A. 2009. "Understanding Policy Change as an Hermeneutic Problem", *Journal of Comparative Policy Analysis*, vol.11, n.1, pp. 47-63.
- KAY J.A. e THOMPSON D.J. 1986. "Privatisation: a policy in search of a rationale", *The Economic Journal*, vol. 96, n.381, pp. 18-32.
- KINGDON J.W. 1984. *Agendas, Alternatives, and Public Policies*, Boston, Little Brown.
- KNILL C. e LENSCHOW A. 2001. "'Seek and Ye Shall Find!': Linking Different Perspectives on Institutional Change", *Comparative Political Studies*, vol.34, n.2, pp. 187-215.
- KUHN T. 1962, *The Structure of Scientific Revolutions*, Chicago, The University of Chicago Press (III ed. 1996).
- KINNERSLEY D. 1988. *Troubled Water: Rivers, Politics and Pollution*, London, Shipman.
- LAKATOS I. 1978. *The methodology of scientific research programmes. Philosophical Papers, Volume I*, Cambridge, Cambridge University Press.
- LARSEN H. 2005. *EU Water Framework Directive as "IWRM in the North"?*, presentazione allo Stockholm Water Week Seminar: "IWRM: do we practice in the North", Stockholm, 21 agosto 2005. Online su: <http://www.waterforum.jp/eng/NoWNET/files/WFD%20as%20IWRM%20in%20the%20North%283%29.pdf>
- LASSWELL H. 1956. *The Decision Process: Seven Categories of Functional Analysis*, College Park (MD), University of Maryland Press.
- LEGAMBIENTE 2009. *Si mercifica un patrimonio universale*, Comunicato stampa del 19/11/2009. Online su: <http://www.legambiente.eu/archivi.php?idArchivio=2&id=5524>. Accesso: dicembre 2009.
- LIZZI R. 2006. "Europeizzazione e politiche agricole: un esercizio utile per ripartire dai fondamentali", *Rivista Italiana di Politiche Pubbliche*, n. 3, pp.5-39.
- LOSITO G. 1996. *L'analisi del contenuto nella ricerca sociale*, Milano, Franco Angeli.
- LOWNDES V; PRATCHETT L. E STOKER G. 2001. "Trends in public participation: Part 1 – Local Government Perspectives", *Public Administration*, Vol. 79 n. 1, pp. 205-222.
- LOWNDES V. E SULLIVAN H. 2004. "Like a Horse and Carriage or a Fish on a Bicycle: How Well do Local Partnerships and Public Participation go Together?", *Local Government Studies*, Vol.30, n.1, pp.51-73.
- MAHONEY J. 1999. "Nominal, Ordinal and Narrative Appraisal in Macrocausal Analysis", *American Journal of Sociology*, vol.104, n.4, pp.1154-1196.

- MAJONE G. 1989. *Evidence, Argument, and Persuasion in the Policy Process*, New Haven-London, Yale University Press.
- 1991. “Research programmes and action programmes, or can policy research learn from the philosophy of sciences”, in Wagner, P; Weiss, C.H; Wittrock, B. e Wollman, H. 1991. *Social sciences and modern states. National experiences and theoretical crossroads*, Cambridge, Cambridge University Press, pp.290-306.
- MALAMAN R. (a cura di) 1995. *La gestione delle risorse idriche*, Bologna, Il Mulino.
- MARRADI A. 1982. “Introduzione all’edizione italiana”, in Smelser, N.J. 1976. *Comparative Methods in the Social Sciences*, Englewood Cliffs, Prentice Hall (trad. it. *La comparazione nelle scienze sociali*, Bologna, Il Mulino, 1982, pp. 9-35).
- 1987. *Concetti e metodo per la ricerca sociale*, Firenze, Giuntina (III ed.).
- MARSH T; COLE G; E WILBY R. 2007. “Major Droughts in England and Wales 1800-2006”, *Weather*, vol. 62, n.4, pp. 87-93.
- MASSARUTTO A. 1999. “Le politiche dell’acqua in Italia: la difficile trasformazione dalla politica delle infrastrutture alla politica ambientale”, in Faggi P. e Rocca L. (a cura di) 1999, *Il governo dell’acqua tra percorsi locali e grandi spazi*. Atti del Seminario internazionale Euroambiente 1998. Portogruaro, 29 aprile 1998, pp. 75-102. Online su: http://wug.cab.unipd.it:8080/DigLib/DataBase/repository/1063202203/parte_terza_da_pag_75_a_102.pdf. Accesso: luglio 2009.
- 2000. “Achille e la tartaruga”, *Equilibri*, a. IV, n.1, pp. 5-30.
- 2001. *Water institutions and management in Italy*, Working paper n. 01-01-eco, Working paper series in Economics, Università degli studi di Udine – Dipartimento di Scienze Economiche. Online su: <http://diec.uniud.it/Series-in-Economics.265.0.html>. Accesso: luglio 2009.
- 2003. “Il settore idrico in Italia”, in Ferragina, E. (a cura di), *Acqua e sviluppo. Una politica delle risorse idriche per il futuro del Mediterraneo*. Bologna, Il Mulino, pp. 177-252.
- 2005. “Partecipazione del pubblico e pianificazione nel settore idrico”. Documento presentato al convegno: *La partecipazione pubblica nell’attuazione della Direttiva Quadro Europea sulle acque*, Milano, 30 giugno 2005. Online su: <http://www.gruppo183.org/convegno-partecipazione-acque/documentomassarutto.pdf>. Accesso: settembre 2009.
- 2007. “Water pricing and full cost recovery of water services: economic incentive or instrument of public finance”, *Water policy*, vol. 9, pp. 591-613.
- 2008. *L’acqua*. Bologna, Il Mulino.
- MASSARUTTO A; BASONI A; DE CARLI A; LODI A; E PACCAGNAN V. (a cura di) 2006. “Studio di fattibilità concernente lo sviluppo dell’analisi economica dell’utilizzo idrico a scala di bacino del fiume Po così come prevista dalla Direttiva 2000/60 CE”, *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Allegato 6.1. all’Elaborato 6*. Parma, AdbPo, 23 luglio 2009.
- MERRETT S. 1997. *Introduction to the economics of water resources*, London, Routledge.
- MILLER A.N. 1995. “British Privatization: Evaluating the results”, *Columbia Journal of World Business*, vol.30, n.4, pp. 82-98.
- MOLINARI E. 2007. *Acqua. Argomenti per una battaglia*. Milano, Edizioni Punto Rosso.
- MUSTAFA D. 2007. “Social Construction of Hydropolitics: The Geographical Scales of Water and Security in the Indus River Basin”. *Geographical Review*, vol.94, n.4, pp. 484-502.
- NARDI R. 2007. *La pianificazione integrata di bacino*, relazione presentata all’International Conference on the implementation of the European Water Framework Directive. Roma, 8-10 novembre 2007. Online su: www.gruppo183.org. Accesso: luglio 2009.

- OFWAT 1998. *Prospects for Prices: A Consultation Paper on Strategic Issues Affecting Future Water Bills*, Birmingham, Office of Water Service,.
- 1999. *Final Determinations: Future Water and Sewerage Charges 2000-2005*, Birmingham, Office of Water Service.
- OGDEN S. E ANDERSON F. 1995. “Representing customers’ interests: the case of the privatized water industry in England and Wales”, *Public Administration*, vol. 73, pp. 535-559.
- OKUN D.A. 1977. *Regionalization of water management: a revolution in England and Wales*, London, Applied Science Publisher.
- OSTROM E. 1999. “Institutional Rational Choice. An Assessment of the Institutional Analysis and Development Framework”, in Sabatier, P.A. (a cura di) 1999. *Theories of the Policy Process*, Boulder (CO), Westview Press.
- PANEBIANCO A. 1991. “Comparazione e spiegazione”, in Sartori G. e Morlino P. (a cura di) 1991. *La comparazione nelle scienze sociali*, Bologna, Il Mulino, pp. 140-164.
- PARKER D. 1997. “Price-Cap Regulation, Profitability and Returns to Investors in the UK Regulated Industries”, *Utilities Policy*, vol.6, n.4, pp. 303-315.
- PARKER D.J. E DERRICK SEWELL W.R. 1988. “Evolving Water Institution in England and Wales: An Assessment of Two Decades of Experience”, *Natural Resource Journal*, vol. 28, pp.751-786.
- PARKER D.J. E PENNING-ROWSELL E.C. 1980. *Water Planning in Britain*, London, Allen & Unwin.
- PARSONS W. 2001. “Modernising Policy-making for the Twenty First Century: The Professional Model”, *Public Policy and Administration*, vol. 16, n.3, pp.93-110.
- 2002. “From Muddling Through to Muddling Up – Evidence Based Policy Making and the Modernisation of British Government”, *Public Policy and Administration*, vol.17, n.3, pp.43-60.
- PENNING-ROWSELL E.C. E PARKER, D.J. 1983. “The changing economic and political character of water planning in Britain”, *Progress in Resource Management and Environmental Planning* n. 4, pp. 169-199.
- PENNING-ROWSELL E.C; JOHNSON C. E TUNSTALL S. 2006. ““Signals’ from pre-crisis discourse: Lessons from UK flooding for global environmental policy change?”, *Global Environmental Change*, vol.16, pp.323–339.
- PASSINO R. 2005. *La difesa del suolo in Italia dalla Commissione De Marchi ad oggi*. Documento presentato al convegno: Acqua e suolo: dalla legge 183/89 alla Direttiva Europea 2000/60, Taormina, 1-2 dicembre 2005. Online su: <http://www.gruppo183.org/public/file/difesasuoloitaliapassino.pdf>. Accesso: ottobre 2008.
- PETRELLA R. 2001. *The Water Manifesto. Arguments for a World Water Contract*. London, Zed Books.
- 2006. *Perché mi sono dimesso dalla presidenza dell’Acquedotto pugliese*, Lettera di dimissioni. Online su: http://www.pandosia.org/index.php?option=com_content&task=view&id=30&Itemid=41. Accesso: novembre 2009.
- PIERSON P. 1998. “The Path to European Integration: A Historical-Institutionalist Analysis”, in Sandholtz, W. e Stone Sweet, A. (a cura di) 1998. *European Integration and Supranational Governance*, Oxford, Oxford University Press, pp. 27-58.
- PITKETHLY A.S. 1990. “Integrated water management in England”, in Mitchell, B. (a cura di) 1990, *Integrated Water Management: International Experiences and Perspectives*, London, Bellhaven Press.
- POLLITT C. E BOUCKAERT G. 2004. *Public management reform: a comparative perspective*, Oxford, Oxford University Press (II ed.).

- POSTEL S. 1992. *The Last Oasis. Facing Water Scarcity*. London, Earthscan Publication.
- RADAELLI C.M. 2003. "The Europeanization of Public Policy", in Featherston, K. e Radaelli, C.M. (a cura di) 2003, *The Politics of Europeanisation*, Oxford, Oxford University Press.
- RAGIN C. 2006. "How to lure analytic social science out of the doldrums: some lessons from comparative research", *International Sociology*, vol. 21, n.5, pp. 633-646.
- RAGIN C. E ZARET D. 1983. "Theory and Method in Comparative Research: Two Strategies", *Social Forces*, vol. 61, n. 3, pp. 731-754.
- RAHAMAN M.M; VARIS O. E KAJANDER, T. 2004. "EU Water Framework Directive Vs. Integrated Water Resources Management: The Seven Mismatches", *International Journal of Water Resources Development*, vol. 20, n.4, pp. 565-575.
- RAINALDI F. 2006. "Il policy change nella Politica Agricola Comunitaria. Dal produttivismo del vecchio paradigma alla multifunzionalità del modello europeo di agricoltura", *Rivista Italiana di Politiche Pubbliche*, n. 2/2006, pp.5-31.
- REGIONE BASILICATA (AAVV) 2004. *Proposta di delimitazione dei Distretti idrografici per le Regioni del Mezzogiorno*. Relazione presentata in sede tecnica di Conferenza dei Presidenti delle Regioni, giugno 2004. Online su: <http://www.gruppo183.org/public/file/relazione%20proposta%20distretti%20idrografici.pdf>. Accesso: gennaio 2010.
- REGONINI G. 2001. *Capire le politiche pubbliche*, Bologna, Il Mulino.
- REIN M. E SCHÖN D.A. 1993. "Reframing Policy Discourse", in Fischer, F. e Forester, J. (a cura di) 1993. *The Argumentative Turn in Policy Analysis and Planning*, Durham (NC), Duke University Press, pp.145-166.
- RHODES R.A.W. 1996. "The New Governance: Governing without Government", *Political Studies*, vol. XLIV, pp.652-667.
- RHODES R.A.W. E MARSH D. 1992. "New directions in the study of policy networks", *European Journal of Political Research*, vol.19, pp.1-25.
- RICHARDSON J.J; GUSTAFSSON G. E JORDAN, G. 1982. "The Concept of Policy Style", in Richardson, J.J. (a cura di), *Policy Styles in Western Europe*, London, Allen & Unwin, pp. 1-16.
- RICHARDSON J.J; MALONEY W.A. E RÜDIG, W. 1992. "The dynamics of water policy change: lobbying and water privatization", *Public Administration*, vol.70, pp. 157-175.
- RISSE T; GREEN COWLES M. E CAPORASO J.2001. "Europeanization and Domestic Change: Introduction", in Green Cowles M; Caporaso J. e Risse T. (a cura di) 2001, *Transforming Europe: Europeanization and Domestic Change*, Ithaca (NY), Cornell University Press, pp.1-20.
- ROGERS P; DE SILVA R. E BATHIA R. 2002. "Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability", *Water Policy*, Vol.4, pp.1-17.
- ROWNTREE N. 1972. "Water Resource Management – England and Wales", *Proceedings of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences*, Vol. 180, n. 1061, pp. 367-369.
- RSPB 2001. *Memorandum – DWB24*, Ninth Report of the Session 1999-2000, Vol. II (HC 145 II), Environment, Transport and Regional Affairs Committee, HoC, London, The Stationery Office, March 2001.
- SAAL D.S. E PARKER D. 2001. "Productivity and Price Performance in the Privatized Water and Sewerage Companies of England and Wales", *Journal of Regulatory Economics*, vol.20, n.1, pp. 61-90.
- SABATIER P.A. E JENKINS-SMITH H. 1993, *Policy Change and Learning: An Advocacy Coalition Approach*, Boulder, Westview Press.
- 1999. "The Advocacy Coalition Framework. An Assessment", in Sabatier, P.A. (a cura di) 1999, *Theories of the policy process*, Boulder (CO), Westview Press.

- SAEIJIS H.L. e VAN BERKEL M.J. 1995. "Global water crisis: the major issue of the 21st century, a growing and explosive problem", *European Water Pollution Control*, vol.5, n.4, pp.26-40.
- SARTORI G. 1991. "Comparazione e metodo comparato", in Sartori, G. e Morlino, L. (a cura di) 1991. *La comparazione nelle scienze sociali*, Bologna, Il Mulino.
- SARTORIO, F.A. 2005. "Strategic Spatial Planning. A Historical Review of Approaches, its Recent Revival, and an Overview of the State of the Art in Italy", *disP – The Planning Review*, vol. 162, n.3, pp.26-40. Online su: <http://www.nsl.ethz.ch/index.php/en/content/view/full/1102>. Accesso: agosto 2009.
- SCHMIDT V.A. 2001. "The politics of economic adjustment in France and Britain: when does discourse matter??", *Journal of European Public Policy*, vol.8, n.2, pp.247–264.
- 2008. *Bringing Ideas and Discourse Back into the Explanation of Change in Varieties of Capitalism and Welfare State*, CGPE Working Paper Series, n.2/2008, Centre for Global Political Economy, University of Sussex. Online su: www.sussex.ac.uk/cgpe.
- SCHMIDT V.A. E RADAELLI C.M. 2005. *Policy Change and Discourse in Europe: Conceptual and Methodological Issues*, in Radaelli, C.M. e Schmidt, V.A. 2005. *Policy Change and Discourse in Europe*, London, Routledge, pp. 1-28.
- SCHÖN D. E REIN M. 1994. *Frame Reflection. Toward the Resolution of Intractable Policy Controversies*, New York (NY), Basic Books.
- SCHWARTZ-SHEA P. 2006, "Judging Quality: Evaluative Criteria and Epistemic Communities", in Yanow D. e Schwartz-Shea P. (a cura di) 2006. *Interpretation and Method. Empirical Research Methods and the Interpretive Turn*, Armonk (NY) – London, M.E. Sharpe, pp.89-113.
- SEGHEZZO L. 2009. "The five dimensions of sustainability", *Environmental Politics*, vol.18, n. 4, pp. 539-556.
- SHAOUL J. 1997. "A Critical Financial Analysis of the Performance of Privatized Industries: The Case of the Water Industry in England and Wales", *Critical Perspectives on Accounting*, vol. 8, n. 2, pp. 479-505.
- SHEAIL J. 1993. "Pollution and the protection of inland fisheries in inter-war Britain", in Shortland, M. (a cura di) 1993, *Science and Nature: Essays in the History of the environmental Sciences*, Oxford, Alden Press, pp. 41-57.
- 1998. "'Never Again': Pollution and the Management of Watercourses in Postwar Britain", *Journal of Contemporary History*, vol. 33, n. 1, pp. 117-133.
- SHIVA V. 2002. *Water Wars: Privatisation, Pollution and Profit*, Cambridge (MA), South End Press (ed. italiana, *Le guerre dell'acqua*, Milano, Feltrinelli, 2003).
- SKOGSTAD G. 1998. "Ideas, Paradigms and Institutions: Agricultural Exceptionalism in the European Union and the United States", *Governance*, vol.11, n. 4, pp. 463–490.
- SOLESBURY W. 2001. *Evidence Based Policy: Whence it Came and Where it's Going*, Working Paper 1, ESRC UK Centre for Evidence Based Policy and Practice, ottobre 2001.
- STONE D.A. 1989. "Causal Stories and the Formation of Policy Agendas", *Political Science Quarterly*, vol. 104, pp. 281-300.
- SULLIVAN K.M. 2001. "Discursive Practices and Competing Discourses in the Governance of Wild North American Pacific Salmon Resources", in Blatter, J. e Ingram, H. (a cura di) 2001, *Reflections on Water. New Approaches to Transboundary conflicts and cooperation*, Cambridge (MA), The MIT Press, pp.163-188.
- SUMMERTON N. 1998, "The British Way in Water", *Water Policy*, vol.1, pp. 45-65.
- SUREL Y. 2000. "The role of cognitive and normative frames in policy-making", *Journal of European Public Policy*, vol. 7, n.4, pp. 495-512.

- SWYNGEDOUW E. 1997. *Modernity and Hybridity. The production of nature: water and modernisation in Spain*. Paper presented at the Inaugural International Conference of Critical Geography, Vancouver, Canada. 10-13 August 1997. Online su: http://www.geog.ubc.ca/iiccg/papers/Swyngedouw_E.html. Accesso: giugno 2009.
- 2005. “Dispossessing H₂O: the contested terrain of water privatization”, *Capitalism Nature Socialism*, vol.16, n.1, pp. 81-98.
- TROTTIER J. (senza data). *Water Wars: The Rise of a Hegemonic Concept. Exploring the making of the water war and water peace belief within the Israeli–Palestinian Conflict*. PCCP series, UNESCO. Online su: http://webworld.unesco.org/Water/wwap/pccp/cd/pdf/history_future_shared_water_resources/water_wars_hegemonic_concept.pdf. Accesso: febbraio 2010.
- TRUE J.L.; JONES B.D. E BAUMGARTNER, F.R. 1999, “Punctuated Equilibrium Theory. Explaining Stability and Change in American Policymaking”, in Sabatier, P.A. (a cura di) 1999. *Theories of the Policy Process*. Boulder (CO), Westview Press.
- TURRI E. 2000. *La megalopoli padana*, Venezia, Marsilio.
- TWT 2000. *Memorandum – DWB07*, Ninth Report of the Session 1999-2000, Vol. II (HC 145 II), Environment, Transport and Regional Affairs Committee, HoC, London, The Stationery Office, marzo 2001.
- UN-WATER 2008. *Status Report on IWRM and Water Efficiency Plans for CSD16*.
- URBANI P. 2003. *Sfide e opportunità per una politica sostenibile dell’acqua in Italia. Gli aspetti istituzionali*. Documento presentato al convegno: “L’attuazione della Direttiva Europea Quadro sulle Acque (2000/60). Sfide e opportunità per una politica sostenibile dell’acqua in Italia”, Milano, 17 ottobre 2003. Online su: <http://www.gruppo183.org/convegnodirettiva/urbani.pdf>. Accesso: novembre 2008.
- WALLACE J.S; ACREMAN M.C. E SULLIVAN C.A. 2003. “The Sharing of Water between Society and Ecosystems: From Conflict to Catchment-Based Co-Management”, *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, vol.358, n.1440, pp. 2011-2026.
- WARD C. 1997. *Reflected in Water. A Crisis of Social Responsibility*, London, Cassell (ed. italiana, *Acqua e comunità*, Milano, Elèuthera, 2003).
- WARD F.A. 2007. “Decision support for water policy: a review of economic concepts and tools”, *Water policy*, vol. 9, pp.1-31.
- WATECO 2003. *Economics and the Environment. The Implementation Challenge of the Water Framework Directive*. Guidance Document No. 1. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Luxemburg, European Communities 2003.
- WATERWISE 2008. *Reducing water wastage in the UK*, Waterwise Annual Report 2008.
- WORSTER D. 1985. *Rivers of Empire: Water, Aridity, and the Growth of the American West*. New York, Pantheon Books.
- WWF Italia 2009. *Stralciare la “legge-pasticcio” su privatizzazione dell’acqua*. WWF: “è un bene comune. No a decisioni affrettate e controproducenti”, Ufficio stampa WWF Italia, Roma, 17 novembre 2009.
- YOUNG R.A. 2005. *Determining the economic value of water: concepts and method*. Washington DC, RFF Press.
- ZAHARIADIS N. 1999. “Ambiguity, Time, and Multiple Streams”, in Sabatier, P.A. (a cura di) 1999. *Theories of the Policy Process*. Boulder (CO), Westview Press.
- ZZAZZI M. (a cura di) 2003. *La pianificazione di bacino in Italia. Rapporto 2003*. Roma, Gruppo 183. Anche disponibile sul sito <http://www.gruppo183.org/autoritadibacino/>

