

Strumenti per la valutazione delle scelte di politica ambientale nel quadro dello sviluppo sostenibile*

Mario Polelli[†], Guido Sali^{††}

1. Introduzione

Il quinto programma ambiente della Comunità europea "Per uno sviluppo durevole e sostenibile" contiene, tra le linee di politica ambientale dei prossimi anni, una forte preferenza per gli strumenti economici, per la loro prerogativa di soddisfare i fondamentali criteri di valutazione, ossia i requisiti di *sostenibilità*, *efficienza* ed *equità*. In tutte le azioni previste è infatti compreso l'ampliamento dello strumentario economico delle politiche ambientali attuabili, sia a livello settoriale che a livello territoriale¹.

Il criterio della sostenibilità riguarda la capacità dell'azione intrapresa di perseguire quegli obiettivi di qualità ambientale necessari per evitare il progressivo depauperamento delle risorse e la compromissione delle componenti ambientali solitamente recettori e/o veicolo di sostanze inquinanti.

[†] Prof. ordinario di Estimo Rurale, Dipartimento di Economia e Politica Agraria, Agro-alimentare e Ambientale, Università degli Studi di Milano.

^{††} Ric. conf. presso il Dipartimento di Economia e Politica Agraria, Agro-alimentare e Ambientale, Università degli Studi di Milano.

* Lavoro eseguito con un contributo del CNR nell'ambito del Progetto Finalizzato RAISA, Sottoprogetto 1. Pubblicazione n° 2220.

1) Il ricorso a strumenti economici e fiscali dovrà rappresentare uno degli elementi principali della strategia volta a fissare i prezzi che riflettano tutti i costi, a creare incentivi di mercato nonché ad indurre un comportamento economico responsabile sotto il profilo ambientale... Al riguardo esistono due orientamenti alternativi: una strategia incentrata sul prezzo e una strategia imperniata sulle quantità. Sebbene la Comunità e gli Stati membri perseguano attualmente la prima strategia, è tuttavia importante studiare la possibilità di ricorrere a soluzioni, quali l'introduzione di autorizzazioni negoziabili, per controllare o ridurre la quantità. In questo contesto è importante far sì che questo ventaglio di strumenti sia utilizzato in modo efficace sì da evitare inutili costi di adeguamento all'economia della Comunità, per minimizzare gli effetti negativi sulla distribuzione e per ricavare il massimo vantaggio in termini ambientali. Nell'elaborazione di questi strumenti non si deve considerare unicamente il loro eventuale impatto sull'ambiente locale e a più vasto raggio, ma anche la loro efficacia economica e il loro impatto regionale. (GUCE n. C 138 del 17.5.93, p.71).

Il criterio dell'efficienza riguarda le condizioni allocative delle risorse ed il costo sostenuto per ottenere i risultati voluti. Rispondere al requisito di efficienza vuol dire allora, tra possibilità diverse, raggiungere l'obiettivo al minimo costo, realizzando quindi un'ottimale allocazione delle risorse.

Infine il criterio di equità valuta se, tra i soggetti economici potenzialmente interessati da un'azione, i costi e i benefici dell'azione sono distribuiti secondo una logica universalmente accettata.

Si vuole in questa sede mettere in evidenza le principali caratteristiche degli strumenti economici alla luce dei criteri sopra ricordati e tracciare le possibili prospettive per l'affermazione di nuovi strumenti di politica ambientale. Ciò acquista maggiore importanza nelle situazioni a rischio di compromissione ambientale, ossia nelle aree ad elevata concentrazione di attività produttive, nei centri industriali, nelle aree ad industrializzazione diffusa.

2. Gli strumenti economici: aspetti generali

Le decisioni fra livelli alternativi di produzione, consumo, investimento degli attori dipendono solitamente dai costi e dai benefici relativi a ciascun soggetto e conseguenti alle strategie adottate. Inoltre, in situazioni di accesa competitività gli operatori tendono a trascurare gli elementi di costo sociale, pur essendo questi noti, almeno a livello qualitativo. Quindi, poichè come è ormai dimostrato, non è sperabile che il mercato riesca a superare questa distorsione, risulta indispensabile l'installazione di "istituzioni sociali" responsabili della qualità ambientale in grado di utilizzare strumenti che consentano di perseguire i criteri di sostenibilità dello sviluppo nelle azioni determinanti l'economia e di raggiungere obiettivi ambientali socialmente rilevanti.

Secondo la teoria economica gli strumenti di cui l'autorità ambientale dovrebbe disporre sono quelli che consentono di internalizzare nel processo decisionale dell'inquinatore gli effetti esterni. La politica ambientale dei principali paesi sviluppati d'altra parte, ha sviluppato un approccio in cui l'aspetto regolamentativo è dominante ed i cui programmi sono sostenuti da strumenti che consentono una cospicua raccolta di fondi (OCSE, 1989).

I due approcci non si sovrappongono completamente, anzi possono, per molti versi, essere considerati complementari. Vogliamo in

questa sede porre l'accento sui cosiddetti strumenti economici, cioè quegli strumenti che incorporano, almeno in parte, meccanismi di mercato, e confrontarli sul piano dell'efficienza con gli strumenti di tipo regolamentativo. Questi ultimi possono essere descritti come misure istituzionali definite per influenzare direttamente il livello di scarichi nell'ambiente dell'inquinatore attraverso la regolamentazione dei processi o dei prodotti utilizzati, attraverso il divieto o la limitazione dello scarico di determinate sostanze, e/o mediante la restrizione dell'attività a certi orari, aree, etc., per mezzo di licenze, individuazione di standard, delimitazione di zone.

La loro caratteristica principale è che non vi è alcuna scelta lasciata all'arbitrio dell'inquinatore: egli deve adeguarsi, pena procedure giudiziarie o amministrative.

Gli strumenti economici viceversa condizionano le stime dei costi e dei benefici delle alternative di azione esperibili degli agenti economici, influenzando il processo decisionale ed il comportamento e conducendo a scelte ambientali maggiormente in sintonia con la sostenibilità ambientale rispetto a quelle che si opererebbero senza la loro introduzione. Gli strumenti economici, al contrario di quelli di regolamentazione, lasciano gli attori liberi di rispondere a determinati stimoli nel modo che ritengono più conveniente ed opportuno. Essi creano meccanismi di mercato la dove il mercato stesso è impossibilitato all'azione, consentendo quindi di negoziare le situazioni ambientali più opportune.

Esiste infine una terza categoria di strumenti usati spesso complementariamente ai precedenti: essi consistono nella sensibilizzazione dei soggetti inquinatori attraverso pressioni o persuasioni sia dirette che indirette da parte dell'autorità preposta; non sono quindi strumenti economici stricto sensu, ma senza dubbio si dimostrano flessibili e presentano un buon grado di efficacia.

Occorre notare che la distinzione fra gli strumenti economici e quelli regolamentativi, così come delineata sopra, non è così marcata nella realtà: non sempre è possibile determinare se uno strumento appartenga all'una o all'altra categoria. Ad esempio uno strumento regolamentativo presenta spesso una componente monetaria: il risultato, in termini di controllo dell'inquinamento dipende allora da considerazioni tecniche e monetarie congiuntamente. In alcuni casi la regolamentazione è supportata da meccanismi impositivi che non hanno come scopo quello di indurre un cambiamento nel comportamento degli agenti, ma che in realtà lo condizionano pesantemente attraverso

effetti di carattere economico (quali costi amministrativi, burocratici, ecc.) (Siebert, 1987). Ancora, la creazione di un mercato per la negoziazione dei permessi di inquinamento può essere anche interpretata come un intervento istituzionale per influenzare i cambiamenti nella qualità ambientale indirettamente, in relazione al comportamento economico; quindi, in questo caso, sono interpretabili più come strumenti regolamentativi che economici.

La confusione riguardo l'essenza degli strumenti economici è sostanziale; una definizione "pura" dovrebbe porre attenzione all'impatto sul comportamento degli attori, alla variazione nei costi e benefici come da loro percepita, alla dimensione monetaria, alla simulazione di meccanismi di mercato: nella realtà un simile approccio porterebbe ad escludere dalla categoria degli strumenti economici molte tipologie di intervento. Quindi la nozione di strumento economico viene ad assumere diversi significati in differenti contesti di riferimento ed è percepito in maniera non omogenea; conseguentemente la decisione di ricomprendere uno strumento in questa categoria non deve essere presa sulla base di una definizione rigida, quanto piuttosto in relazione alla presenza di una serie di elementi comuni. Essi possono essere sintetizzati in:

- l'esistenza di uno stimolo finanziario;
- la possibilità di un'azione volontaria;
- il coinvolgimento di autorità governative;
- l'intenzione di mantenere o migliorare (direttamente o indirettamente) la qualità ambientale attraverso l'applicazione dello strumento.

3. Criteri di scelta

L'applicazione degli strumenti economici per l'ambiente trova la ragion d'essere nell'introduzione di correttivi tali che i carichi finanziari vadano a gravare su prestabiliti soggetti economici (che non sempre coincidono con i soggetti inquinatori), con lo scopo di fornire uno stimolo alla riduzione dell'inquinamento.

Tuttavia, l'utilizzo di strumenti che presentino le caratteristiche sopra definite, rimane ancora oggi in posizione subalterna rispetto all'applicazione di altri strumenti che consentono un approccio regolamentativo molto più diretto nei confronti del degrado ambientale. In altre parole l'effettiva adozione di quegli strumenti ambientali è

stata relativamente limitata, specie se confrontata con le tradizionali misure di politica ambientale del tipo "comando e controllo". Infatti, malgrado sia scientificamente riconosciuto che l'utilizzo della prima specie di interventi comporti rilevanti vantaggi in termini di efficienza, efficacia e flessibilità (Coase, 1960; Baumol e Oates, 1975), vi è stata in passato una tendenza orientata a privilegiare l'approccio di tipo regolamentativo, sulla base del presupposto di una maggior garanzia di rispetto degli standard di qualità ambientale offerta da normative rigidamente definite e controllate.

Negli ultimi anni, in Italia, il dibattito sull'applicazione di strumenti economici si è fatto più acceso per due ordini di motivi: da una parte la crescente presa di coscienza dell'opinione pubblica del deterioramento dell'ambiente; dall'altra il sempre maggior numero di iniziative, specie in ambito CEE che, come evidenziato in precedenza, ha promosso una serie di studi e di interventi in tema di applicazione di strumenti di mercato per il controllo ambientale. Non vi è sicuramente omogeneità di vedute riguardo tali questioni; è emerso tuttavia, come minimo comun denominatore di politica ambientale, che l'impiego di strumenti economici affianca, senza sostituire, il tradizionale intervento di regolamentazione diretta, con l'obiettivo di minimizzare i costi di aggiustamento e favorire l'evoluzione verso tecnologie e prodotti meno inquinanti (OCSE, 1991).

La correzione dei prezzi di mercato per internalizzare i costi ambientali comporta però la corretta valorizzazione di questi, ponendo problemi non indifferenti; quindi è nel lungo periodo, e non nel breve, che ne andrebbe valutata l'efficacia (Pearce e Turner, 1991). Gli strumenti economici costituiscono infatti uno stimolo continuo alla riduzione delle emissioni inquinanti, in misura anche superiore a quanto richiesto dagli standard, creando condizioni di efficienza statica e dinamica che inducono, in un orizzonte temporale sufficientemente esteso, comportamenti ottimali da parte di chi inquina e una pressione costante a favore del cambiamento tecnologico.

Se consideriamo i requisiti richiesti per una corretta applicazione degli strumenti economici, dobbiamo tener conto di quattro principali ordini di problemi:

- l'efficacia dell'intervento, che si misura valutando la dimensione dei cambiamenti possibili, la velocità dell'aggiustamento, il grado di consenso ottenibile, le capacità amministrative necessarie al raggiungimento degli obiettivi enunciati;

- i costi complessivi che la società deve sostenere in cambio di una riduzione del grado di inquinamento presente e futuro, tenendo conto sia dei costi amministrativi che di quelli di individui e imprese;
- la ripartizione dei costi (e dei benefici), sia che riguardino le imprese sia i singoli individui; misure ambientali gravanti in modo aggiuntivo sugli attori economici sono certamente possibili, ma i maggiori costi vanno individuati a priori, non escludendo che si possa addirittura prevedere misure compensative per non ridurre il benessere cumulato;
- gli effetti di medio-lungo periodo, relativi ai processi di innovazione tecnologica e alle opportunità di sviluppo economico globale (sostenibile).

Gli strumenti economici, in sostanza, godono di alcuni vantaggi intrinseci; in primo luogo sono più efficaci rispetto al costo: un'imposizione sulle emissioni, ad un livello appropriato, può infatti minimizzare il costo totale dei controlli sull'inquinamento. Inoltre essi offrono un incentivo permanente sia alla riduzione dell'inquinamento per il periodo di tempo in cui viene effettuato il pagamento, sia alla ricerca di prodotti e processi meno inquinanti. Sono poi estremamente flessibili per entrambe le controparti e sono un'importante fonte di raccolta fondi. In sintesi, gli strumenti di mercato inducono modificazioni nel comportamento esclusivamente attraverso incentivi finanziari. Tuttavia, in pratica, sono utilizzati come complemento alle regolamentazioni dirette, talvolta troppo rigide e statiche e di difficile applicazione e finanziamento.

4. Gli strumenti economici: una classificazione

Intendiamo dare, in questa sede, una definizione ampia di strumento economico, per la quale si considerano tali tutti gli interventi che danno al soggetto inquinante stimoli di tipo economico tali da modificare il comportamento, pur nella libertà dell'interessato di scegliere tra diversi comportamenti possibili; in sostanza questa accezione risulta determinata dalla presenza di quegli elementi comuni che caratterizzano gli strumenti di mercato per la politica ambientale: l'esistenza di uno stimolo finanziario, la possibilità di un'azione di tipo volontario, il coinvolgimento delle autorità di governo, la presenza di un obiettivo di qualità dell'ambiente e di sviluppo sostenibile.

In base a questa linea interpretativa, possiamo identificare le seguenti famiglie di strumenti economici:

- le tasse (o contributi) su specifici prodotti o processi produttivi inquinanti;
- la creazione di un mercato dei diritti di inquinamento;
- i sussidi (o sovvenzioni finanziarie) per favorire la modifica di comportamenti o di processi inquinanti;
- il sistema di depositi di cauzione;
- gli incentivi di rafforzamento, fra i quali assumono importanza prioritaria le contravvenzioni per mancato adeguamento a specifiche regolamentazioni.

4.1. *Le tasse ambientali*

La tassazione ambientale può avere differenti impatti che sono rilevanti in ottica applicativa: essi possono essere ricondotti in effetti di incentivazione e di redistribuzione. Il primo dipende dalle variazioni di costo e di prezzo introdotte dal meccanismo impositivo stesso; tuttavia nella maggioranza dei casi le tasse ambientali hanno principalmente un effetto redistributivo. Esse sono infatti fissate ad un livello troppo basso per avere una funzione incentivante ed il gettito è utilizzato per investimenti di cui dispone l'intera collettività, per ricerche o per sovvenzionare nuovi processi di riduzione dell'inquinamento.

Esistono varie tipologie di tasse ambientali:

- tasse sulle emissioni, da pagare in base agli scarichi nell'ambiente e commisurate sulla quantità e/o qualità di sostanze inquinanti emesse;
- tasse di utilizzo, cioè pagamenti per il costo, collettivo o pubblico, del trattamento degli scarichi (ad esempio le tasse sui rifiuti solidi urbani). Le tariffe sono uniformi e differiscono a seconda della quantità di scarichi trattati;
- tasse sulla produzione, caricate sul prezzo dei prodotti che presentano caratteristiche inquinanti nella fase di produzione o di consumo. Esse possono essere fissate sulla base di specifiche caratteristiche del prodotto (per esempio tasse sul contenuto di zolfo negli oli minerali) o sulla base del prodotto stesso (tassa sugli oli minerali);
- tasse amministrative, quali pagamenti per controlli ed autorizzazioni, per servizi amministrativi, ad esempio per la registrazione di alcune sostanze chimiche;
- la discriminazione fiscale, che stabilisce prezzi più contenuti per prodotti "ecologici" e viceversa. Essa in pratica funziona come una tassa sulla produzione negativa o positiva; tuttavia lo scopo primario

della discriminazione fiscale giace nella sua finalità incentivante mentre le tasse sulla produzione hanno uno spiccato scopo di raccolta di fondi.

Diviene a questo proposito importante valutare se effettivamente l'imposizione ambientale può essere considerata una soluzione alle problematiche ambientali: poichè infatti il meccanismo di prezzo è da più parti visto come un mezzo di efficace correzione delle distorsioni di mercato (Barde e Gerelli, 1984; Musu, 1993), è naturale sperare che la tassazione, come espressione di quantità monetarie, sia un possibile rimedio al degrado ambientale. Esse infatti convertono l'inquinamento in un bene per il quale gli agenti inquinanti devono pagare, approssimando, in un certo senso, la mano invisibile di mercato.

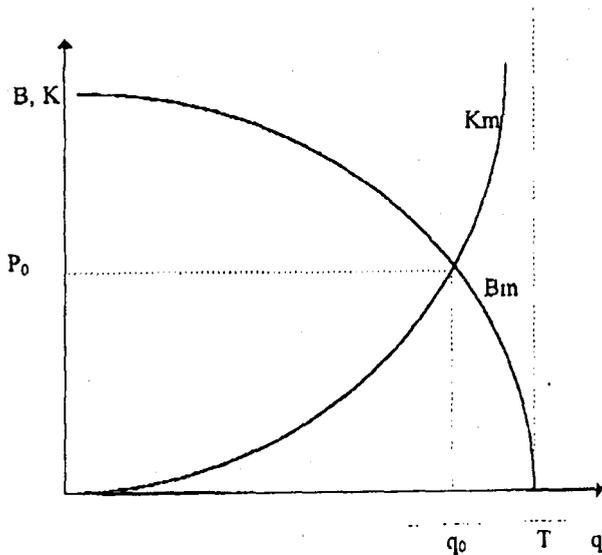
Per consentire questa valutazione consideriamo un modello semplificato relativo ad un'area fortemente antropizzata (area metropolitana o ad industrializzazione diffusa). Caratteristiche del modello sono:

- la tassa sulle emissioni opera in condizioni di concorrenza perfetta e in assenza di esternalità al di fuori di quelle create dallo scarico inquinante²;
- ciascun impatto inquinante è indipendente dalla localizzazione dell'agente inquinante;
- il costo marginale della riduzione dell'inquinamento per ciascun operatore può essere sommato senza alcun effetto incrociato;
- il beneficio marginale (Bm) incontra la curva di costo marginale (Km) solo quando quest'ultimo è crescente mentre il primo sta diminuendo.

In questo modello teorico una tassa sulle emissioni uniforme, stabilita cioè al livello dell'intersezione fra Bm ed Km pari a P_0 , produce un risultato ottimale (Kneese e Bower, 1968). In figura 1 è rappresentata la situazione descritta, con q lo scarico trattato e T è la quantità lorda di scarico.

Con l'introduzione di tasse sulle emissioni un inquinatore non deve solo effettuare investimenti per i processi di trattamento dell'inquinamento, ma deve pagare anche una tassa sugli scarichi che continua ad emettere. Questa tassa trova giustificazione nel danno causato dagli scarichi non trattati; ma se MB è decrescente, il pagamento dell'inquinatore è maggiore rispetto al valore del danno procurato. Quindi se vige un sistema di imposizione sulle emissioni, un inquinatore

2) L'analisi può essere riferita indifferentemente al controllo dell'inquinamento dell'acqua, dell'aria e dei rifiuti solidi.



dovrebbe arrestare la produzione quando il danno che essa ha causato ne scoraggia la continuazione.

Il confronto tra questo risultato e quello con un modello di controllo non di mercato, perfettamente efficiente, porta a concludere che in quest'ultimo caso gli inquinatori non sono condizionati da incentivi monetari, quanto piuttosto sono sottoposti ad una disposizione di legge che impone di non disperdere nell'ambiente scarichi per una quantità superiore a quella stabilita. Se ogni livello di emissione è stabilito in maniera ottimale, cosicché il costo marginale di ogni inquinatore eguagli il suo beneficio marginale, nessuna azienda fermerà la produzione per motivi di inefficienza; d'altra parte, poiché non è richiesto alcun pagamento per i danni causati, alcune aziende possono rimanere operative anche quando non possono compensare chi subisce l'inquinamento attraverso i propri margini di profitto. Quindi, a questo livello, né una tassa sulle emissioni, né l'applicazione di uno standard possono risolvere i problemi ambientali in maniera efficiente.

Una prima assunzione per rendere il modello maggiormente aderente alla realtà consiste nel considerare gli inquinatori e gli utilizzatori della risorsa situati in punti diversi. Ciò equivale a supporre che inquinatori differenti inquinano in maniera diversa una data componente ambientale: usando un adeguato sistema di monitoraggio è pos-

sibile valutare il grado di complessità richiesto dal sistema impositivo in questa situazione più articolata; infatti l'ubicazione degli inquinanti caratterizza l'impatto che lo scarico di sostanze inquinanti ha sulla qualità dell'ambiente e dunque, secondo logica economica, è necessario applicare dei livelli di tasse differenziati fra gli agenti inquinanti. Se l'autorità ignorasse, volontariamente o meno, questa realtà e stabilisse un unico livello di imposizione sulle emissioni il risultato si rivelerebbe ancora meno soddisfacente che nel caso si fosse stabilito semplicemente di applicare un sistema non di mercato, quale è l'adozione di uno standard.

Un ulteriore elemento da introdurre riguarda la crescita delle imprese³ esistenti. Se consideriamo, che una volta stabiliti dalle autorità i differenti livelli ottimali della tassa sugli scarichi sia piuttosto difficile variarli, avverrà che inizialmente tale livello sarà troppo elevato e quindi le aziende in crescita pagheranno troppo all'inizio e troppo poco in seguito.

L'utilizzo delle tasse sulle emissioni non si rivela uno strumento efficiente per risolvere due distinti problemi, quello del controllo degli scarichi e quello del loro trattamento congiunto⁴. Infatti il beneficio marginale ottenuto da differenti livelli di imposizione, varia a seconda di dove l'agente inquinante è situato⁵: dato un certo schema di imposizione che riconosce l'importanza dell'ubicazione dell'impianto, gli inquinanti sceglieranno una localizzazione che minimizzi la somma dei costi di trattamento e delle tasse sulle emissioni. Quindi queste ultime non possono, in tale caso, essere considerate come una variabile autonoma, da muovere indipendentemente, ma devono piuttosto essere progettate tenendo presente un insieme di fattori, quali appunto l'ubicazione dell'inquinante, molto importanti.

Il problema informativo è poi di importanza cruciale nella decisione riguardo lo strumento economico da utilizzare per il controllo dell'impatto ambientale: infatti in una situazione in cui gli scarichi sono predeterminati e invariabili ed in cui l'autorità centrale dispone di informazioni complete circa il costo marginale di trattamento delle emissioni di ogni agente inquinante, è possibile scegliere indifferente-

3) Le aziende sono considerate in questa sede agenti economici inquinanti.

4) È il caso dei consorzi tra imprese per la depurazione degli scarichi.

5) Nel caso di inquinamento di un fiume, se l'agente inquinante è situato più a monte il tratto di fiume inquinato è maggiore e viceversa, quindi il danno prodotto è minore per chi è situato più a valle.

mente fra un sistema di tasse sugli scarichi o uno schema di meccanismi non di mercato per ottimizzare il livello di esternalità. Poichè invece nella realtà le informazioni non sono perfettamente simultanee, diventano preferibili le tasse sulle emissioni, anche se esse non risolvono appieno le difficoltà poste dalla necessità di informazione. Il primo problema si ha nel momento in cui l'autorità preposta al controllo dell'inquinamento, per stabilire il livello ottimale di imposizione fa riferimento al punto in cui il beneficio marginale uguaglia costo marginale, che deve essere necessariamente stimato e quindi causa di errore. Inoltre, una tassa sulle emissioni costruita su una sottostima dei costi può provocare un livello di emissioni maggiore di quello atteso; al contrario, uno schema non di mercato che fissa gli scarichi ad un certo livello non è esposto a tale eventualità.

Nonostante quindi la presenza di numerose difficoltà che l'autorità centrale deve affrontare qualora voglia adottare un modello di tassazione sugli scarichi, il vantaggio principale della tassazione sugli scarichi sembra essere la sua elasticità, cioè la possibilità di una sua differenziazione e quindi di una sua maggior aderenza alla complessità del mondo reale: la difficoltà sta piuttosto nell'individuazione del corretto livello di tassazione, perchè, come abbiamo visto, una sua errata determinazione comporta dei costi molto elevati per la collettività.

4.2. I permessi di inquinamento negoziabili

Esiste la possibilità di creare un mercato artificiale ove gli agenti inquinanti possono acquistare i diritti per un certo livello, effettivo o potenziale, di inquinamento o, viceversa, ove possono vendere i propri diritti di inquinamento. Esistono modalità di creazione di un "mercato dell'inquinamento" alternative:

- la compravendita dei diritti di emissione; è un metodo alternativo, ed in molti casi un sostituto, del ricorso alle tasse sulle emissioni. In questo schema di intervento gli inquinatori hanno i medesimi limiti di scarico che nei consueti programmi di controllo dell'inquinamento. Se, tuttavia, un agente inquinante produce scarti in misura inferiore a quella stabilita dal proprio specifico limite, può negoziare la differenza fra la quantità effettivamente prodotta e quella permessa ad un'altra azienda che acquista così il diritto all'emissione di scarichi più consistenti rispetto al limite inizialmente stabilito.

- il ricorso al mercato; attraverso il ricorso ad un prezzo, o alla fissazione ex-ante di un determinato livello di prezzo è possibile favorire la creazione di un mercato. Un esempio può essere individuato nel caso di scarichi o sottoprodotti con un valore residuo troppo basso perchè i soggetti economici siano disposti ad un loro trattamento o riutilizzo. L'aggiustamento di prezzo funziona come una tassa negativa sulla produzione che è applicabile solo in mercati già esistenti e ben funzionanti.
- l'assicurazione per responsabilità; essa stabilisce una responsabilità degli inquinanti per il danno ambientale da essi causato attraverso l'emissione degli scarichi; tale responsabilità può essere trasferita, attraverso la creazione di un mercato dei rischi del danno ambientale, ad una compagnia di assicurazione. I premi sono commisurati all'entità monetaria del danno e alla probabilità che esso si verifichi. L'incentivo giace qui nella possibilità di premi inferiori.

Originariamente i permessi di inquinamento trasferibili consentivano di raggiungere contemporaneamente due obiettivi: un livello accettabile di inquinamento e la possibilità di allocare fra gli inquinatori la responsabilità per il raggiungimento di tale livello in modo efficiente (Dales, 1968).

Il mercato dei permessi era visto come un luogo ove gli ambientalisti e gli inquinatori avrebbero dovuto combattere una dura battaglia monetaria: gli uni avrebbero dovuto fare incetta di diritti di inquinamento fino al punto in cui il costo per un ulteriore permesso sarebbe stato superiore rispetto ai benefici da esso ritraibili; in tal modo si sarebbe raggiunto un livello di inquinamento ottimale. Questa tuttavia si è rivelata essere una valutazione eccessivamente ottimistica in quanto le controparti non dispongono di un potere contrattuale paritetico: per gli inquinatori i permessi di inquinamento sono beni privati, per gli ambientalisti pubblici e quindi questi ultimi acquisteranno un numero di permessi inferiore a quello ottimale. Quindi il risultato normale di tali contrattazioni non consente di raggiungere nè un'efficiente allocazione nè tantomeno un livello socialmente ottimale di emissioni.

Il secondo requisito, cioè la capacità di allocare la responsabilità di una riduzione predeterminata delle emissioni fra gli inquinatori in modo efficace, sembra invece avere resistito alla verifica operativa. È stato infatti dimostrato (Baumol e Oates, 1971) da un lato che il minimo costo allocativo del controllo della responsabilità fra gli agenti inquinanti per raggiungere un prestabilito livello di riduzione degli scarichi, si

raggiunge ove i costi marginali di controllo siano uguali per tutti gli agenti; dall'altro che il mercato dei permessi di emissione, in equilibrio, manterrà tale allocazione ottimale.

Un'altra importante proprietà dei permessi di inquinamento trasferibili è che essi consentono all'autorità centrale una notevole flessibilità riguardo la loro modalità di introduzione. Infatti il modo in cui essi sono applicati non influenza la loro efficacia: una efficiente allocazione può essere raggiunta sia attraverso modalità differenti (vendita, asta, assegnazione gratuita).

Il problema della distribuzione dei diritti di proprietà a ciascun agente inquinante consiste, a livello teorico, nell'individuazione di uno schema distributivo che non cambi radicalmente la situazione di fatto in termini di possibilità di emissione che, è bene sottolinearlo, contempla una possibilità di inquinamento sempre superiore allo zero. La via più immediata dunque per implementare una valida distribuzione dei diritti di inquinamento ne implica l'uguaglianza con i diritti di fatto. Tuttavia i cosiddetti diritti di fatto, nella realtà, raramente sono esplicitati con chiarezza, anzi, danno spesso luogo a diatribe sulla reale identità del proprietario.

Una modalità spesso utilizzata nella pratica, che rappresenta una sorta di compromesso, è quella di stabilire la quantità di diritti di emissione in misura inferiore allo standard di emissione corrente, per poi distribuirli completamente, secondo uno schema temporale prestabilito, in modo che gli agenti inquinanti siano incentivati a migliorare il proprio modello di controllo degli scarichi.

Lo schema di trasferimento dei permessi di inquinamento crea tuttavia una sorta di discriminazione a sfavore dei nuovi agenti inquinanti: essi infatti si vedono costretti a negoziare i permessi, che sono un bene scarso, a prezzi molto maggiori rispetto a quelli di assegnazione originaria in quanto la loro scarsità ne fa crescere il valore.

4.2.1. Le dimensioni spaziale e temporale

Esistono due problemi per così dire spaziali nell'architettura di un mercato dei permessi negoziabili.

Il primo può essere denominato problema degli inquinatori locali: esso fa riferimento al fatto che mentre per molti inquinatori (definiti appunto inquinatori locali) la regola dell'uguaglianza del costo marginale comporta la minimizzazione del costo per un dato ammontare di

scarichi, non è possibile che tale condizione sia verificata contemporaneamente per tutti gli inquinatori, anche per i più distanti dal luogo di verifica del livello degli scarichi. Questo avviene perchè il sistema dei permessi di emissione implica un controllo molto stretto degli agenti inquinanti situati più lontano dal luogo ove è misurata la concentrazione di inquinanti, rispetto a quelli più prossimi. Empiricamente è stato dimostrato che la regola dell'uguaglianza dei costi marginali aumenta di gran lunga i costi di accordo fra i diversi inquinatori, localizzati a differente distanza dall'unità di controllo (Atkinson e Lewis, 1974). Il problema non è rilevante se l'area che definisce l'ambito spaziale del mercato è limitata, come nel caso di distretti industriali o delle aree metropolitane. D'altra parte proprio in tali aree la ripartizione di carichi ammissibili tra differenti soggetti diventa cruciale per il conseguimento di standard ambientali compatibili, in quanto solo la conoscenza della somma degli scarichi consente di determinare i singoli apporti accettabili.

Il secondo problema riguarda il fatto che, mentre coloro che possono negoziare i permessi di inquinamento mantengono le emissioni costanti, essi non mantengono costante la qualità della componente ambientale oggetto di controllo. Per esempio la vendita di un permesso da un inquinatore localizzato distante dall'unità di controllo ad uno più prossimo, può provocare in quel punto un notevole peggioramento della qualità ambientale, anche se la quantità totale di scarichi rimane costante. Sarebbe possibile ovviare a questo problema definendo un sistema "ambientale" di permessi negoziabili, cioè un sistema che definisca separatamente per ogni inquinatore una serie di permessi per ogni possibile ubicazione dell'unità di controllo; evidentemente tale soluzione per quanto risolutoria, presenta dei notevoli limiti di applicabilità in quanto troppo complessa e costosa.

4.2.2. Il timing delle emissioni

È estremamente importante, ma spesso sottovalutato, il problema temporale della misurazione del livello di inquinamento ottimale del singolo inquinatore: infatti se tale misura viene rilevata un'unica volta è molto probabile che situazioni ambientali particolari la condizionino (meteorologia, clima, ecc.), facendo perdere affidabilità all'intera impalcatura del mercato dei permessi di emissione. Occorre quindi calibrare i controlli alla situazione in atto e ripeterli più volte per depurarne il contenuto dai fattori esogeni.

4.2.3. *I rischi di concorrenza imperfetta*

Il tipo di concorrenza che si instaura fra gli agenti inquinanti può dar luogo a particolari forme di mercato che, in alcuni casi potrebbero ridurre l'efficacia dello strumento. Potrebbe cioè accadere qualche soggetto inquinatore utilizzi i permessi trasferibili come un mezzo per conquistare forza di mercato: il maggiore potere contrattuale di una delle parti (non importa se sia il venditore o il compratore), causa inefficienze che dal mercato dei permessi possono diffondersi agli altri mercati, aumentando i costi di accordo.

Esistono poi anche mercati sui quali un'azienda, di fronte a incentivi particolari, può esercitare una forma di comportamento strategico. Siamo in presenza di tale tipo di comportamento quando un inquinatore utilizza il mercato dei permessi per trasformare una perdita di breve periodo in un guadagno di lungo periodo. Questa opportunità si concretizza quando molti dei partecipanti al mercato dei permessi sono concorrenti anche sul mercato dei prodotti: in questo caso alcune aziende possono acquistare un numero tale di permessi in modo da negare ai propri concorrenti la possibilità di cominciare o continuare la produzione. Successivamente, in assenza di concorrenti, l'inquinatore che adotta un comportamento strategico recupera le proprie perdite applicando prezzi più elevati ai prodotti finali.

Il problema della competizione è quindi di portata non indifferente e nel tempo può diventare ancora più serio qualora la domanda di permessi aumenti senza un correlato innalzamento dell'offerta totale.

4.2.4. *Rafforzabilità*

Le caratteristiche di minor costo di un sistema di permessi trasferibili di emissione si basano sull'assunzione implicita che i termini del permesso stesso possono essere rafforzati: è cioè ritenuto sempre possibile identificare gli agenti inquinanti che non rispettano i limiti di emissione di cui dispongono ed imporre ad essi delle sanzioni. Esistono tuttavia alcune ragioni che rendono tale rafforzabilità meno immediata di quanto sembri, perlomeno rispetto al meno problematico monitoraggio dei sistemi di regolamentazione del tipo comando e controllo: innanzitutto è molto difficile quantificare la effettiva quantità di riduzione che deve essere rispettata da un venditore di permessi; in secondo luogo è altrettanto arduo identificare il corretto metro di cambio da utilizzare

per assicurare che chi commercia in permessi mantenga il livello di inquinamento costante in una determinata località.

4.3. *Sussidi, depositi di cauzione, incentivi di rafforzamento*

Sotto la definizione di "sussidi" vengono ricomprese varie forme di assistenza finanziaria che possono operare, per gli inquinatori, come un incentivo per favorire la modifica di comportamenti o di processi inquinanti.

Esistono differenti tipologie di assistenza finanziaria agli inquinanti:

- i prestiti senza rimborso; sono forme di assistenza finanziaria che non prevedono il ritorno del capitale e che sono messi a disposizione dell'inquinatore qualora prenda determinate misure di prevenzione dell'inquinamento che ne ridurranno il futuro livello;
- i prestiti a tasso agevolato, erogati all'inquinatore nel caso in cui, come sopra, si adoperi per attivare adeguati mezzi per il contenimento degli scarichi;
- riduzioni fiscali; esse favoriscono gli attori esentandoli dal pagamento di alcune tasse, o perlomeno riducendone l'importo, in presenza di adeguate misure antinquinamento: è il caso della diversa tassazione cui è soggetta la benzina verde che, specialmente nei grandi centri urbani, agisce come incentivo a ridurre l'uso di benzina contenente piombo. Sottolineiamo che la riduzione fiscale interessa direttamente i ricavi ed i profitti, mentre la differenziazione fiscale agisce attraverso i prezzi dei prodotti.

Nel sistema dei depositi di cauzione viene caricata una sovrattassa sul prezzo dei prodotti potenzialmente inquinanti. Quando il pericolo di inquinamento è evitato dal ritorno di tali prodotti, o dei residui di tali prodotti, ad un punto di raccolta, si ha un rimborso della sovrattassa.

È uno strumento economico piuttosto diffuso e non particolarmente raffinato, ma di sicura efficacia: si pensi al caso più comune di depositi sui vuoti in vetro ed alla sua applicazione ed accettazione pressoché universale.

Gli incentivi di rafforzamento costituiscono una categoria di strumenti aventi una valenza più legale che strettamente economica: il non-adequamento è punito sia ex-ante (attraverso la richiesta di un pagamento che verrà rimborsato nel momento in cui l'inquinatore si allineerà

alla norme) che ex-post (attraverso l'imposizione di una contravvenzione per mancato adeguamento).

È possibile introdurre degli incentivi che rafforzino la volontà di rispetto di una norma per il controllo dell'inquinamento quando i rischi di non adeguamento sono particolarmente pressanti; essi possono essere tipicamente di due tipi:

- contravvenzioni di mancato adeguamento, imposte quando l'inquinatore non rispetta determinate normative: il livello della contravvenzione dipende dall'ammontare dei profitti lucrati attraverso il mancato rispetto.
- buoni di prestazione, cioè pagamenti all'autorità controllante a garanzia del rispetto di una norma: il rimborso ha luogo quando il rispetto di tale norma è stato verificato.

5. Confronto tra il modello Tasse-Sussidi e il modello dei Permessi Trasferibili di Inquinamento

La scelta degli strumenti economici di politica ambientale da utilizzare in una situazione concreta apre numerose controversie circa i risultati raggiungibili: dibattiti che, seppur condotti a livello teorico, hanno vasta eco anche sul piano applicativo.

Una prima controversia riguarda la asimmetria fra tasse sulle emissioni e sussidi, intesi come strumenti economici alternativi ed escludentisi vicendevolmente (OECD, 1993). La posizione dominante riguardo tale problema privilegia, come già accennato, l'utilizzo delle tasse sugli scarichi principalmente perchè i sussidi favoriscono un eccessivo ingresso di nuove aziende, e quindi di nuovi agenti inquinanti, nel settore: è parimenti diffusa la convinzione che solo una tassa pigouviana sia in grado di garantire il raggiungimento dell'efficienza economica sia nel breve che nel lungo periodo.

La conclusione che le tasse siano superiori ai sussidi dipende dall'assunzione, spesso implicita, che un sussidio deve essere assicurato ad un'azienda entrante in un settore inquinante, e deve esserle tolto quando essa abbandona tale settore, provocando in tale modo notevoli complicazioni nella gestione del processo di controllo dell'inquinamento. Un'alternativa potrebbe essere rintracciata nel cambiamento dell'assunzione di ingresso/uscita a favore della considerazione dei livelli di scarico come diritti di proprietà, interamente posseduti dall'azienda a

cui vengono attribuiti al momento dell'ingresso: in tal modo sarebbe possibile, per lo schema in questione, raggiungere sia efficienza di breve e di lungo periodo che accettabilità politica.

Su queste premesse operiamo un confronto fra un sistema di tasse sulle emissioni ed uno schema che fa perno sui permessi negoziabili. È ancora opportuno ricorrere al caso teorico di un settore a concorrenza perfetta nel quale ogni azienda, produttrice di un unico prodotto, si comporta razionalmente per la massimizzazione del profitto, scaricando nell'ambiente un'unica sostanza inquinante. Ogni azienda dispone di un diverso insieme di fattori fissi e quindi presenta differenti curve dei costi marginali del controllo degli scarichi. In tale situazione di perfetta trasparenza e di perfetto controllo da parte dell'autorità preposta ogni azienda paga

$$V(E - E_b) \quad (1)$$

all'autorità di controllo, dove:

V è il coefficiente di imposizione (ad esempio lire per tonnellata di scarico) stabilito dall'autorità e che non varia da azienda da azienda nè col tempo;

E è la quantità di emissione (ad esempio tonnellate al mese) ed è sotto controllo aziendale;

E_b è il diritto di inquinamento stabilito per ciascun inquinatore (in tonnellate per mese), attribuito come diritto di proprietà ad ogni azienda dall'autorità di controllo. I nuovi entranti non hanno alcun diritto di emissione ($E_b = 0$).

Se E è minore di E_b la (1) implica che l'autorità paga $V(E - E_b)$ lire in sussidi all'azienda; se $E_b = 0$ per tutte le aziende lo schema si riduce all'applicazione di una tassazione sulle emissioni.

Tale modello raggiunge l'efficienza di breve periodo per la ragione che ogni azienda è gravata del medesimo costo marginale per i propri scarichi. L'autorità si incarica di raccogliere, attraverso l'imposizione ad un tasso V , il livello ottimale di tributi che conduce al livello di equilibri (F) degli scarichi totali del settore.

Anche l'efficienza di lungo periodo è raggiunta: ogni azienda che produce un output Q ed un associato livello di scarichi E incorre in un costo totale pari a

$$C(Q) + V(E - E_b).$$

Ogni azienda che interrompe la produzione deve fronteggiare un costo pari $(-VE_b)$, ossia riceve un introito costante di VE_b per mese (questo perchè essa detiene un diritto di scarico pari a E_b). Il costo

opportunità per l'azienda di produrre l'output Q e lo scarico E risulta allora:

$$C(Q) + V(E - E_b) - (-VE_b) = C(Q) + VE$$

che eguaglia il costo di opportunità sociale per produrre Q e scaricare E .

Un discorso analogo può essere condotto anche per i permessi di inquinamento trasferibili: anch'essi raggiungono l'efficienza di breve e di lungo periodo e sono politicamente accettabili (condizione di equità rispettata). Tutte le assunzioni precedenti di certezza, di competizione perfetta, ecc. sono valide. L'autorità di controllo stabilisce il prezzo ottimale degli scarichi V e la quantità totale ottimale di esternalità F per la quale sia il costo marginale del settore che il danno marginale prodotto dalle sue esternalità sono uguali a V . L'autorità inoltre offre ad ogni azienda esistente una quantità E_b di permessi e intraprende tutti i passi necessari alla creazione di un efficiente mercato dei diritti di inquinamento. Posto che la quantità totale di permessi sia B , se B eccede F , l'autorità deve intervenire nel mercato dei permessi acquistando al minor prezzo possibile $(B - F)$ permessi; se B è inferiore ad F essa deve introdurre la quantità $(F - B)$ di permessi ed offrirla al prezzo più elevato possibile.

Dal punto di vista aziendale, se lo scarico attuale E è maggiore rispetto alla possibilità espressa dal limite E_b , l'impresa deve acquistare $(E - E_b)$ permessi ad un prezzo V ; nel caso contrario essa deve vendere $(E_b - E)$ permessi. In ogni caso un'azienda che ha un output pari a Q e scarichi pari a E paga

$$V(E - E_b)$$

a fronte di costi di produzione pari a

$$C(Q) + VE.$$

La situazione è quindi del tutto analoga al modello tasse-sussidi, per cui anche in questo caso si raggiunge efficienza sia di lungo che di breve periodo.

6. Conclusioni

I modelli analizzati evidenziano come gli strumenti di mercato siano in grado di conseguire gli obiettivi della sostenibilità a costi inferiori rispetto ad altri strumenti non di mercato consentendo, nel contempo, il rispetto dei requisiti di equità richiesti da qualsiasi azione politica.

Occorre evidenziare come il problema delle quantità, ricordato in premessa, sia efficacemente affrontabile, a livello territoriale, con modelli di autorizzazioni negoziabili che, in situazioni di elevata antropizzazione, con presenza di forti concentrazioni di attività produttive e di insediamenti civili, consentono il raggiungimento degli standard stabiliti di qualità a costi minimi.

Non solo, la definizione stessa degli ambiti territoriali in cui applicare gli strumenti proposti deve essere oggetto di analisi approfondita, in quanto da questa premessa dipende l'applicabilità dei modelli. Ciò diventa particolarmente importante in quelle zone dove la pressione ambientale supera i criteri di sostenibilità e dove il razionamento delle risorse diventa condizione necessaria per il proseguimento delle attività civili e produttive.

Naturalmente nelle realtà a forte antropizzazione la scelta degli strumenti adottabili comporta l'adozione di forme combinate in grado di agire su molteplici comparti ambientali, su diversi agenti inquinanti e su più soggetti (produttori, consumatori). Per tale ragione si ritiene che la conoscenza approfondita del funzionamento del sistema e delle reazioni alle misure di politica ambientale nelle aree fortemente urbanizzate e industrializzate sia la irrinunciabile premessa per coniugare le necessità di sviluppo e di sostenibilità che altrimenti risulterebbero incompatibili.

BIBLIOGRAFIA

ATKINSON S.E., LEWIS D.H. (1974): "A Cost-Effective Analysis of Alternative Air Quality Control Strategies", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 1, pp. 237-250

BARDE J.P., GERELLI E. (1980): *Economia e Politica dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna.

BAUMOL W.J., OATES W.E. (1971): "The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment", *Swedish Journal of Economics*, Vol. 73, pp. 42-54.

BAUMOL W.J., OATES W.E. (1975): *The Theory of Environmental Policy*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

CELLERINO R. (1993): *Oltre la tassazione ambientale*, Il Mulino, Bologna.

COASE R. (1960): "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, October.

DALES J.H. (1968): *Pollution, Property and Prices*, University Press, Toronto.

GERELLI E., TREMONTI G. a cura di (1990): *Tassazione Consumo Ambiente*, Franco Angeli, Milano.

KNEESE A.V., BOWER B.T. (1968): *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions*, Baltimore, p. 98-101.

MUSU I., a cura di (1993): *Economia e ambiente*, Franco Angeli, Milano.

OCDE (1989): *Instruments économiques pour la protection de l'environnement*, Paris.

OECD (1991): *Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments*, Paris.

OECD (1993): *Taxation and the Environment. Complementary Policies*, Paris.

PEARCE D.W., TURNER R.K. (1991): *Economia delle risorse naturali e dell'ambiente*, Il Mulino, Bologna.

SIEBERT H. (1987): *Economics of the Environment*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

TIETENBERG T.H. (1978): Spatially Differentiated Air Pollutant Emission Charges: An Economic and Legal Analysis, *Land Economics*, Vol. 54, n.3, pp.265-277

TIETENBERG T.H. (1980): Transferable Discharge Permits and the Control Stationary Source Air Pollution: A Survey and Synthesis, *Land Economics*, Vol.56, n.4, pp. 391-416.

TIETENBERG T.H. (1985): *Emission Trading, Resources for the future*, Washington D.C.

Abstract

The environmental policies of industrialized countries, specially in the European Community, are going through a deep reflection in order to the role of economic instruments.

More and more the decision-maker try to support the "command and control" policies and the economic instruments based on the price (like taxes) with others economic instruments able to control the pollution's levels (like transmittable permits of pollution).

This paper aims to point out the main differences between the economic instruments, specially for the sustainability, efficiency, equity and fields of application.

Résumé

La politique de l'environnement des pays développés, et en particulier de l'Union Européenne, est en train de traverser une phase de réflexion par rapport aux instruments à adopter: sur côté d'une politique fondée sur le "ordre et contrôle" ou bien sur des instruments centrés sur le prix (impôts), des instruments économiques qui puissent contrôler les quantités (permis transférables de pollution) sont en train de se définir.

Cette relation a le but de fournir une comparaison entre la principaux instruments économiques, desquels en examine les caractéristiques de soutenabilité, efficacité et parité.

En particulier en fournis une comparaison entre impôts environnement et permis négociables de pollution à fin d'en individuer le différences et les domaines d'application, à la lumière des conditions d'efficacité et parité, nécessaires pour toute action politique.