

## CAPITOLO 4

### STRUMENTI ECONOMICI NEL DIRITTO AMBIENTALE EUROPEO

di *Federico Boffa e Stefano Clò*

SOMMARIO: 1. Attività economica ed esternalità ambientali. – 2. Le tutele *ex post*. – 3. Il *Command and Control*. – 4. Dalla regolazione diretta agli strumenti di mercato: le tasse ambientali. – 4.1. Esperienze di tassazione ambientale in Europa. – 4.2. La nuova proposta della Commissione europea. – 5. Lo strumento di *Cap and Trade*. – 6. L'esperienza europea dell'*Emissions Trading Scheme*. – Bibliografia.

#### **1. Attività economica ed esternalità ambientali**

Fino a qualche decennio fa il mercato era considerato una delle cause principali del degrado e dell'inquinamento ambientale, piuttosto che una possibile soluzione a questo problema. L'aumento della produzione industriale e dei consumi, capisaldi della crescita nei paesi che si sono sviluppati in una economia di mercato, ha comportato un crescente fabbisogno energetico, soddisfatto grazie a, ed a scapito di, un sempre maggiore ricorso e sfruttamento di risorse naturali. Ciò non ha solo generato un problema di scarsità in un contesto, quello ambientale, considerato storicamente inesauribile. Il crescente rilascio di sostanze inquinanti, effetto indiretto e in passato trascurato delle attività economiche e commerciali, ha anche generato danni all'ambiente ed all'uomo di grave entità economica. La letteratura economica definisce tali danni un classico esempio di *esternalità negativa*: un costo di cui il sistema dei prezzi nel mercato non tiene conto e che pertanto non verrà sostenuto da chi lo ha causato ma ricadrà su una parte terza lesa (individuo o società nel suo insieme) senza diritto ad alcuna forma di compensazione. Se in assenza di una normativa di riferimento il

danno ambientale rappresenta un caso di esternalità – un costo che grava sulla società in generale e non su chi lo ha causato – l’ambiente e la sua preservazione viene definito un *bene pubblico*. Diversamente dal suo significato comune, la letteratura economica classifica come “pubblici” quei beni caratterizzati da elementi di scarsità, non-rivalità e non-escludibilità; ossia un bene presente in quantità non illimitata il cui utilizzo da parte di un soggetto non impedisce la disponibilità di tale bene ad altri agenti, che non possono essere preclusi da un impiego simultaneo del bene in questione.

Quando i meccanismi di mercato non garantiscono una spontanea internalizzazione delle esternalità negative ambientali nei costi di produzione di chi le genera, l’attività economica causerà un livello non ottimale di inquinamento e pertanto un eccessivo deterioramento del bene pubblico. In assenza di specifiche norme finalizzate all’internalizzazione dei costi ambientali, l’inquinamento continuerà a rappresentare un costo per la società in genere, ma di cui i produttori e consumatori non terranno conto nelle proprie scelte ed attività economiche.

Fu Garret Hardin a sostenere in un influente articolo pubblicato nel 1968 che finché una risorsa pubblica sarà liberamente usufruibile da ognuno, ogni individuo avrà interesse ad utilizzarla per massimizzare la propria utilità privata, causando un sovra sfruttamento collettivo della risorsa ed una sua progressiva distruzione:

Each man is locked into a system that compels him to increase his herd without limit – in a world that is limited. Ruin is the destruction toward which all men rush, each pursuing his own best interests in a society that believes in the freedom of the commons. Freedom of the commons brings ruin to all. [Hardin 1968, p. 1244].

Secondo Hardin, i beni comuni rischiano di subire un eccessivo sfruttamento nel breve periodo a fronte di un’insufficiente protezione nel lungo periodo. Un risultato riconducibile a un fallimento di mercato in quanto, contrariamente alla mano invisibile smithiana, in simili circostanze i meccanismi di mercato non sono in grado di massimizzare spontaneamente il benessere sociale.

Di fronte a tale rischio emerge la necessità di un intervento pubblico che, attraverso una opportuna contabilizzazione e imposizione dei costi ambientali, corregga il fallimento di mercato e promuova una preservazione del bene pubblico da un suo ec-

cessivo sfruttamento e deterioramento [Olson 1965; Hardin 1968; Russett-Sullivan 1971].

In un'ottica economica, tale intervento richiede una prima fase di valutazione. Diversamente da un approccio giuridico tradizionale, secondo cui l'obiettivo principale del diritto ambientale sarebbe quello di prevenire l'inquinamento ambientale, un approccio economico richiede **un'appropriata ponderazione dei benefici e dei costi dell'attività inquinante al fine di determinare il livello ottimo di protezione ambientale**. Una volta riconosciuto che l'attività economica genera sia benefici che costi sociali, una particolare attività dovrebbe essere promossa fino al punto in cui i benefici superano i relativi costi, opportunamente contabilizzati. Secondo questo approccio, solamente le attività inquinanti i cui costi sociali sono sempre maggiori dei relativi benefici devono essere interamente vietate. Questa fase valutativa ha portato alla definizione di metodologie per un'appropriata misurazione dell'impatto ambientale e relativa monetizzazione economica; processi che tuttavia non costituiscono l'oggetto principale del presente capitolo. È sufficiente ricordare che, nonostante gli indubbi progressi scientifici e tecnologici di rilevazione e misurazione, i relativi risultati di impatto ambientale rimangono tuttora oggetto di disaccordo, perché inevitabilmente soggettivi, variabili nel tempo e nello spazio a seconda delle relative priorità socio-politiche.

A valle della questione valutativa, emerge un problema di incentivazione: se l'analisi economica del diritto tende a concepire le norme come lo strumento necessario a incentivare o disincentivare un dato comportamento considerato socialmente desiderabile o dannoso, occorre chiedersi quale strumento induca un'adeguata internalizzazione delle esternalità ambientali in modo efficace ed efficiente. Infatti, la *Law and Economics*, nel suo ramo ambientale, nasce con l'obiettivo di definire norme che, **allineando, per una specifica azione, i costi ed i benefici privati a quelli sociali, incentivano a compiere quelle scelte che, mentre massimizzano l'utilità privata, garantiscono anche il contemporaneo perseguimento dell'efficienza economica, nonché la massimizzazione del benessere sociale**.

Negli ultimi anni, si è sviluppata un'estesa analisi comparativa tra gli incentivi indotti dalle diverse modalità di regolazione ambientale, giungendo alla conclusione che, non esistendo una soluzione in assoluto preferibile, occorra valutare caso per

caso quale norma (o quale combinazione di norme) sia la più desiderabile, in funzione delle circostanze specifiche.

A questo scopo può essere utile presentare una tassonomia delle possibili alternative adatte ad affrontare il problema delle esternalità ambientali.

In primo luogo, occorre distinguere fra gli approcci finalizzati a scoraggiare il danno ambientale intervenendo *ex post*, cioè a seguito del danno stesso, mediante tutele di tipo risarcitorio, da quelli che invece intervengono *ex ante*, cioè in modo preventivo.

All'interno di quest'ultimo gruppo, è possibile un'ulteriore classificazione relativa alla flessibilità dello strumento e al grado di interventismo pubblico. I meccanismi più rigidi ed interventisti in assoluto sono quelli in cui il potere pubblico agisce direttamente sulle variabili strategiche delle imprese, non consentendo margini di flessibilità: si tratta, ad esempio, delle forme dirette di *command and control*, che obbligano ogni soggetto ad adeguarsi ad un certo comportamento emissivo al fine di raggiungere un desiderato obiettivo sociale e impongono una sanzione, amministrativa o penale, in caso di inadempimento [Oates 1990]. Al contrario, per i cosiddetti *market-based instruments*, quali la tassazione ambientale o il sistema di permessi emissivi, il regolatore si limita a stabilire, con un intervento relativamente leggero, la cornice di riferimento (l'ammontare della tassa, o l'ammontare dei permessi ad inquinare complessivamente allocati, a seconda della tipologia di strumento), agendo solo indirettamente, mediante gli incentivi e i segnali forniti dal prezzo, sulle scelte delle imprese, le quali peraltro possono poi scegliere liberamente le proprie variabili strategiche, valutando benefici e costi dell'attività emissiva. Negli approcci *market based* si rovescia il ruolo del mercato, concepito non più soltanto come causa dei problemi ambientali, ma anche come possibile soluzione degli stessi: infatti, è l'imposizione di un **prezzo corretto sul bene ambientale** a garantirne una tutela efficiente. Con gli strumenti di mercato, inoltre, l'onere di comparazione dei costi e benefici è trasferito dal regolatore (che invece lo esercita nel caso di *command and control*) al soggetto regolato, che, disponendo di maggiori informazioni, può tendenzialmente effettuare l'analisi a un minor costo e con maggiore accuratezza.

Questi meccanismi, considerati innovativi e recenti, rispetto alle più antiche forme di responsabilità civile [Cafaggi 2002],

rimangono comunque coerenti con uno dei principali principi del diritto ambientale: il *polluter-pays principle*, secondo cui ogni soggetto inquinante dovrebbe sostenere i costi dell'inquinamento da egli stesso generato. Alla luce di questa breve tassonomia, i paragrafi successivi illustrano in maggiore dettaglio i diversi strumenti giuridico-economici adottati: *liability rules*, *command and control*, tasse ambientali, e mercati ambientali.

## 2. Le tutele *ex post*

Le tutele *ex post* sono particolarmente indicate ove sia possibile stabilire con facilità e a costi contenuti una precisa relazione causale fra azione e danno.

La tutela risarcitoria impone l'obbligo di risarcire la parte che subisce un danno. Presupposti per l'efficacia della tutela risarcitoria sono che la probabilità di arrecare un danno dipenda, con relazione inversa, dal grado di precauzione adottato, e che ogni aumento del livello di precauzione generi un costo per chi la adotta. In tali circostanze, è richiesto un bilanciamento fra le opposte esigenze di minimizzare la probabilità di un danno e di mantenere i costi legati alla precauzione entro livelli accettabili. Come evidenziato da Calabresi (1970), la funzione principale del diritto **non consiste in sé nell'aumentare la precauzione rispetto a quella che prevarrebbe in sua assenza, bensì nell'indurre un livello ottimale di precauzione, bilanciandone costi e benefici in modo efficiente**. L'argomentazione proposta da Calabresi può essere sintetizzata come segue: in presenza di un rischio iniziale alto di procurare un danno, un aumento anche minimo della precauzione apporta benefici rilevanti: quindi ridurre il rischio partendo da una situazione di rischio elevato è relativamente poco costoso, e presumibilmente ottimale dal punto di vista sociale; al contrario, in presenza di un rischio iniziale di danno già basso, è necessario uno sforzo ingente per diminuirlo ulteriormente: quindi una riduzione del rischio partendo da una situazione iniziale di rischio già basso è molto costosa, e presumibilmente non ottimale dal punto di vista sociale.

È possibile un'ulteriore distinzione tra due regimi alternativi di tutela risarcitoria: la *strict liability* (responsabilità oggettiva), in base alla quale la compensazione per il danno inflitto

non dipende dal grado di precauzione adottato da parte di chi ha procurato il danno, si differenzia infatti dalla *negligence rule* (responsabilità soggettiva), nella quale il risarcimento è dovuto soltanto se il danneggiante non ha adottato sufficienti precauzioni. La *strict liability* è generalmente ritenuta più indicata nelle circostanze di danni unilaterali, in cui il danneggiato non ha alcuna possibilità di influire sulla probabilità del danno con il proprio comportamento: in generale, i danni ambientali rientrano in questa categoria; nelle situazioni opposte di danni bilaterali, invece (quali, ad esempio, gli incidenti stradali), si preferisce la *negligence rule*, che, legando il risarcimento alla precauzione adottata dal potenziale danneggiante, **indirettamente incentiva anche la potenziale vittima ad accrescere il proprio livello di protezione** [Shavell 1980]. La responsabilità soggettiva, peraltro, impone sul regolatore (in sede legislativa o giudiziaria) l'onere di effettuare l'analisi costi-benefici in vista della determinazione del livello di precauzione accettabile; il costo, nonché l'accuratezza della valutazione è funzione della disponibilità di informazioni, che diventa così una variabile chiave nell'influenzare la desiderabilità di una tale soluzione. Occorre altresì considerare il costo di verifica, in sede giudiziaria, della rispondenza del livello di precauzione adottato allo standard minimo imposto.

Nell'ambito specifico del diritto ambientale, la tutela risarcitoria persegue due finalità correlate: una **compensativa**, che consiste nel garantire una compensazione economica alla parte lesa proporzionale al danno causato dall'attività inquinante, e una **deterrente**, per la quale si disincentiva il soggetto dal compiere un'attività che implica un'eccessivo rischio, secondo l'approccio costi/benefici sopra illustrato, di procurare un danno ambientale.

La natura essenzialmente unilaterale del danno ambientale, la cui probabilità è scarsamente influenzata dal comportamento delle potenziali parti lese, fa propendere per i regimi di responsabilità oggettiva (*strict environmental liability*), che, in effetti, sono nettamente prevalenti nella legislazione europea. È questo il caso della disciplina tedesca, che prevede l'*Environmental Liability Act* del 1991 (*Umwelthaftungsgesetz*), riferito in generale a danni da inquinamento, e il *Federal Soil Protection Act* (BSG), del 1998, riferito in particolare al suolo e alle falde acquifere.

Anche la normativa italiana tende verso un regime di responsabilità oggettiva. L'articolo 18 della legge 349/86 impone una responsabilità civile nei confronti di chi causa inquinamento e danni alle risorse naturali. Il successivo decreto legislativo 22 del 5 febbraio 1997 (cosiddetto "decreto Ronchi") e l'implementazione delle linee guida approvate con decreto legislativo 471 del 25 ottobre 1999 ribadiscono il principio della responsabilità oggettiva nei confronti di chi causa un danno ambientale a terreni o falde acquifere, prevedendo l'obbligo di risarcire i costi di risanamento e ripristino ambientale.

La stessa Commissione europea, a seguito della pubblicazione del *White Paper on Environmental Liability* (2000), ha presentato nel 2002 una proposta di direttiva sulla tutela risarcitoria, in particolare "*on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage*" [COM(2002) 17 *final*]. Tale proposta, divenuta operativa nel 2004 (direttiva 2004/35/EC), stabilisce una base di responsabilità ambientale basata sul principio giuridico "chi inquina paga" in caso di danni ai terreni, alla biodiversità ed alle falde acquifere. In breve, l'art. 4 della direttiva stabilisce l'obbligo di adottare misure preventive nel caso in cui un danno ambientale non sia ancora avvenuto ma risulti imminente, mentre l'articolo 5 stabilisce che, nel caso in cui un danno ambientale sia accaduto, sia necessario adottare delle misure ristorative. In particolare, la direttiva stabilisce che determinati operatori di attività rischiose e potenzialmente nocive (e indicati nell'Allegato I della direttiva) sono strettamente responsabili per i costi di prevenzione e di ristorazione. La direttiva ritiene invece gli altri operatori responsabili dei costi di ristorazione dei danni alla biodiversità, ma solamente nel caso in cui siano considerati negligenti.

La tutela risarcitoria in caso di danni ambientali è stata dunque ampiamente adottata nell'Unione europea e nei suoi Paesi membri in relazione a questioni legate alla preservazione della biodiversità ed all'inquinamento dei terreni e delle falde acquifere.

In altri ambiti, il regime di tutela risarcitoria non rappresenterebbe un'efficace soluzione giuridica, a causa della difficoltà di dimostrare la relazione di causalità fra azione inquinante e danno. Infatti, il costo relativo all'individuazione di una evidenza riguardo la relazione causa-effetto tra un'attività economica ed il danno ambientale cresce al crescere del numero di fonti inquinanti, del numero di potenziali vittime, e della dispersione

spazio-temporale degli effetti inquinanti. Si consideri, ad esempio, l'effetto serra: l'incremento della temperatura globale causato da un aumento della concentrazione nell'atmosfera di gas a effetto serra deriva da un gran numero di fonti emmissive; inoltre, gli effetti del riscaldamento globale sono dilazionati nel tempo e dispersi nello spazio.

Risulta dunque estremamente complesso, se non impossibile, individuare con precisione le responsabilità del fenomeno. In questo caso, l'inefficienza del ricorso *ex post* ad un regime di tutela risarcitoria richiede l'adozione di provvedimenti alternativi, tipici del diritto pubblico, che intervengono *ex ante*.

### 3. Il *Command and Control*

Oltre al regime di tutela risarcitoria, sviluppatosi nell'ambito del diritto privato, il diritto ambientale è caratterizzato anche da normative sviluppatesi nell'ambito del diritto pubblico che tendono a preservare i diritti di proprietà intervenendo *ex ante*, ossia prima di un eventuale danno.

Il diritto pubblico ambientale si è inizialmente manifestato attraverso una regolazione di tipo *command and control*, che consiste nel divieto di determinate attività ritenute dannose oppure nell'obbligo di rispetto di particolari standard di qualità ambientale. Nella normativa europea è possibile individuare diverse tipologie di standard ambientali a cui produttori e consumatori sono tenuti ad adeguarsi: **standard di emissione**, che stabiliscono la quantità massima di emissione consentita per unità di materia in un corpo ricettore come l'acqua o l'aria; tali norme definiscono degli indici di qualità che i soggetti regolati devono rispettare (Sox/m<sup>3</sup>, CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>). Gli **standard di qualità** del corpo ricettore determinano invece la concentrazione massima degli inquinanti in un determinato corpo ricettore (nutrienti/m<sup>3</sup> presenti in un fiume). Le norme che definiscono gli **standard di processo** impongono l'obbligo per i produttori di usare determinate tecnologie (*best available technologies*); infine, **gli standard di prodotto** sono definiti da norme che specificano la qualità ambientale dei prodotti (benzina senza piombo, spray senza CFC, autovetture con marmitta catalitica, graduale messa al bando nell'Unione Europea delle lampadine a incandescenza). Quest'ultima tipologia di standard regola le emissioni rila-

sciate all'atto del consumo e non della produzione, a differenza del caso precedente.

Come suggerisce la stessa terminologia, questa forma di regolazione si sviluppa su due fasi successive, ciascuna delle quali richiede la raccolta ed elaborazione da parte del legislatore di un significativo ammontare di informazioni. *In primis*, è sul regolatore che incombe l'onere di effettuare un'analisi dei costi e benefici che, tramite la quantificazione economica e il bilanciamento dei costi marginali e benefici marginali relativi ad una particolare attività economica, ne determini il livello ottimale. Per fissare uno standard ottimale, il regolatore deve pertanto conoscere sia i costi (ambientali) derivanti da una particolare attività, sia i costi derivanti dalla mancata attività, qualora essa venga limitata da un particolare standard. Inoltre, l'autorità dovrebbe essere in grado di quantificare l'esternalità ambientale, pari alla differenza tra i costi sociali e i costi privati di produzione, e il costo marginale di abbattimento delle esternalità, attuabile tramite il ricorso a nuove tecnologie meno inquinanti. La raccolta di queste informazioni da parte del regolatore è un processo oneroso e rischioso, dal momento che parte di esse sono in capo ai soggetti privati, in genere riluttanti a rivelarle, o propensi a rivelarle in modo scorretto. È infatti nell'interesse delle parti private trasmettere informazioni distorte che potrebbero influenzare una regolazione capace di favorire la propria posizione di mercato a svantaggio di potenziali concorrenti. Pertanto, un meccanismo di *command and control* dovrebbe essere istituito in maniera tale da indurre le parti regolate a rivelare le proprie informazioni private in modo accurato.

Oltre ai costi informativi, nel valutare la desiderabilità di una forma di regolazione di tipo *command and control*, occorre tenere conto dei costi amministrativi di implementazione dello standard regolatorio, di monitoraggio e di sanzione in caso di mancato adempimento. Pertanto due condizioni sono necessarie affinché una regolazione di tipo *command and control* possa funzionare efficacemente: la definizione di uno standard ottimale *ex ante*, e la garanzia del rispetto della legge *ex post* tramite un sistema ben calibrato di sanzioni, civili o penali. Questo perché, di fronte all'imposizione di uno standard ambientale, evidentemente il soggetto inquinante tenderà a bilanciare il costo di investimento necessario per rispettare lo standard ambientale con il costo sanzionatorio in caso di mancato adempimento, ponderato per la probabilità di essere effettivamente sanzionato,

ed effettuerà l'investimento solo se, in valore atteso, il primo tipo di costo è inferiore al secondo.

Gli svantaggi relativi al *command and control* sono stati ampiamente evidenziati dalla letteratura economica [Kolstad et al. 1990]. Uno dei principali limiti risiede nel fatto che questa forma di regolazione non promuove una convergenza dei costi marginali di abbattimento tra soggetti eterogenei, non riuscendo a sfruttare le differenti opportunità di riduzione dell'inquinamento tra le parti private, e non fornisce alcun incentivo a investire nella ricerca e sviluppo di tecnologie con performance superiori allo standard imposto. Anche se la letteratura economica si è principalmente focalizzata sugli svantaggi relativi a questo tipo di regolazione, considerata troppo interventista, per favorire una forma di regolazione più soft e *market-oriented*, è opportuno ricordare anche i vantaggi relativi al *command and control*. *In primis*, è una forma di regolazione chiara e diretta che assicura certezza all'interno dei mercati. Gli agenti regolati sono infatti consapevoli di non poter essere ritenuti responsabili per un eventuale danno ambientale nella misura in cui risultano aver adempiuto lo standard ambientale imposto per legge, e questo crea un importante incentivo a sostegno di investimenti tesi al rispetto degli standard legali. Inoltre, questa forma di regolazione diretta aumenta di convenienza al ridursi dei suoi costi amministrativi, e quindi al ridursi del numero di soggetti da regolare, mentre la sua efficacia aumenta al ridursi della eterogeneità dei soggetti regolati: minore è la variabilità di costo tra i soggetti regolati, minori saranno le potenzialità di sfruttamento delle diverse opportunità di riduzione dell'inquinamento, a favore di una regolazione omogenea. Infine, la possibilità di aggiornare lo standard in funzione delle nuove informazioni e tecnologie possibili rappresenta un requisito fondamentale ad assicurare certezza informativa.

Come sostenuto da Stavins (2004) “quando i costi tra le fonti sono simili, lo strumento di *command and control* può funzionare in modo equivalente a (o meglio degli) strumenti economici di mercato, e ciò dipende dai costi di transazione e dai costi amministrativi” [Stavins 2004, p. 4]. infatti, la letteratura economica ha anche riscontrato diversi casi di evidenza empirica in cui il *command and control* è risultato una forma efficace di regolazione [Oates 1990]. Un caso ovvio in cui il *command and control* risulta la forma più efficace di regolazione di un'attività ambientalmente dannosa è quando i costi rela-

tivi sono sempre superiori ai benefici legati a tale attività, implicando che essa dovrebbe essere sempre vietata.

#### 4. Dalla regolazione diretta agli strumenti di mercato: le tasse ambientali

La letteratura economica ha recentemente concentrato l'attenzione non solo sulle inefficienze e i fallimenti di mercato, ma anche su quelli della regolazione pubblica. In particolare, un'eccessiva rigidità e uniformità della regolazione non è generalmente ottimale, in quanto omette di tenere conto delle diverse specificità, fra cui quelle territoriali e tecnologiche. Vincoli troppo stringenti rischiano di non promuovere l'innovazione e di proteggere lo *status quo*. Un'ampia letteratura teorica ed empirica di politica economica ha evidenziato come, a differenza di quanto ci si potrebbe attendere, la richiesta di regolazione del mercato non provenga direttamente dal legislatore, ma piuttosto da *lobby* industriali, capaci di sfruttare una regolazione di tipo *command and control* [Buchanan-Tullock 1975]. Di fatto, è stato evidenziato come **l'imposizione di standard ambientali abbia storicamente accresciuto i costi per i nuovi entranti, preservando in alcuni casi il potere di mercato di imprese inefficienti** [Keohane et al. 1996].

A fronte di tali inefficienze, il dibattito accademico ha evidenziato l'opportunità e l'importanza di adottare forme di regolazione più flessibili e maggiormente *market-oriented*, capaci di promuovere un'internalizzazione dei costi ambientali ad un minor costo sociale. Fra di esse, la più antica è la tassazione ambientale, la cui formulazione originaria è attribuibile all'economista Arthur Pigou nel 1920.

Mentre, nel caso di regolazione diretta, è compito del regolatore effettuare un bilanciamento dei costi e dei benefici per fissare lo standard ad un livello ottimale, nel caso della tassazione ambientale, il legislatore può tralasciare il lato dei benefici (la cui informazione è tipicamente privata e di difficile estrapolazione), e limitarsi a **fissare una tassa pari all'esternalità negativa**, misurabile come differenza tra i costi marginali privati e sociali. Anche il sistema di tassazione prevede un meccanismo *ex post* di controllo e sanzionamento in caso di evasione, ma in questo caso, a differenza del *command*

*and control*, è possibile sfruttare le già esistenti strutture di controllo fiscale, comportando minori costi.

Fissata la tassa ambientale ad un livello ottimale, **al soggetto spettano il bilanciamento, sulla base delle maggiori informazioni di cui dispone, dei benefici e dei costi dell'attività inquinante e la successiva decisione relativa alla quantità emissiva: si tratta, dunque, di una forma di regolazione flessibile.**

In generale, l'analisi economica considera la tassazione una forma di regolazione efficiente, che internalizza i costi ambientali mediante uno strumento flessibile, che è in grado di sfruttare **l'eterogeneità nei costi di abbattimento** (chi ha benefici privati superiori tenderà a produrre di più), generando nel lungo periodo un incentivo all'equalizzazione dei costi marginali di abbattimento tra soggetti eterogenei.

Resta, peraltro, il problema della fissazione di un livello ottimale di tassazione ambientale.

L'approccio fiscale è stato adottato con crescente intensità nei Paesi europei a partire dall'inizio degli anni Novanta, pur se in maniera non coordinata né omogenea.

#### *4.1. Esperienze di tassazione ambientale in Europa*

La tassazione ambientale è uno strumento di regolazione utilizzato in Europa principalmente per ridurre il problema delle emissioni inquinanti e delle emissioni di gas responsabili dell'effetto serra generate dalla combustione di fonti fossili.

Il primo tentativo della Commissione europea di promuovere la riduzione dell'intensità carbonica uniformando in Europa il sistema di tassazione risale agli inizi degli anni Novanta. La proposta: "*A community strategy to limit the emissions of carbon dioxide and improve energy efficiency*" del 1991 mirava a creare un sistema ibrido di tassazione sull'energia e sull'anidride carbonica e fu presentata agli Stati membri per l'approvazione nel giugno dell'anno successivo (1992). La proposta fu respinta principalmente a seguito dell'opposizione della Gran Bretagna che rifiutava categoricamente un intervento europeo in materia fiscale, tipicamente oggetto di sovranità nazionale. Venne inoltre sottolineato il rischio di arbitraggio normativo che questa forma di tassazione avrebbe generato per le imprese che competono sui mercati internazionali, da cui la ne-

cessità di accompagnare questa eventuale misura a livello europeo ad un medesimo intervento negli altri Stati inclusi nell'OCSE o, in alternativa, l'attuazione di forme compensative per le imprese europee. La proposta fu ripresentata, con il medesimo risultato, nel 1994 quando la Commissione elaborò una versione emendata in cui veniva permesso agli Stati membri di determinare autonomamente il regime fiscale da applicare, ma coerentemente con linee guida e con target comuni a livello europeo e in cui si prevedeva un sistema di compensazione per le imprese esposte alla competizione internazionale. Una terza proposta da parte della Commissione fu avanzata nel 1997 proponendo semplicemente un sistema di coordinamento dei regimi fiscali sull'energia nei Paesi membri ed usando le disposizioni già esistenti sui combustibili (*Directive on mineral oils*, 92/82/EEC): pur prevedendo la possibilità di applicare differenti regimi fiscali tra i paesi, questa versione fissava un livello minimo di tassazione comune.

Dopo questi insuccessi, nel 2003 fu istituita la prima direttiva sulla tassazione energetica. Questa ampliò il *range* di prodotti energetici inclusi (dal gas naturale, al carbone, all'elettricità) ed istituì dei livelli minimi di tassazione differenziati per tipologia di prodotto (differentemente dalla prima proposta del 1990 che prevedeva un sistema di tassazione integrato). Alla fine l'unico obbligo che avevano gli Stati membri era di stabilire dei livelli minimi di tassazione per i diversi prodotti rientranti nella direttiva.

Parallelamente ai tentativi europei di introdurre una forma di tassazione sulle emissioni, quattro stati nordici, di cui al tempo uno solo membro dell'UE, hanno invece istituito autonomamente un proprio sistema di *carbon tax*. Nell'ordine furono Finlandia e Svezia nel 1990, Norvegia nel 1991 e Danimarca nel 1992. Successivamente, a partire dalla metà degli anni Novanta, altri Paesi introdussero autonomamente una tassazione sulla CO<sub>2</sub>: Paesi Bassi 1996, Slovenia 1997, Germania 1998, Gran Bretagna 2000.

Col tempo si rinunciò, quindi, all'idea di istituire un'unica tassa comune in Europa, pur decidendo di utilizzare questo strumento per contenere le emissioni in vista degli impegni sottoscritti con il Protocollo di Kyoto. Nel 2009, tuttavia, sotto la presidenza svedese si è deciso di riaprire il dibattito sulla necessità di istituire un'unica forma di tassazione ambientale europea evocando di nuovo la *carbon tax*.

#### 4.2. La nuova proposta della Commissione Europea

La Commissione europea nel mese di giugno 2011, emendando la Direttiva 2003/96/CE<sup>1</sup>, ha presentato una proposta (COM 2011 169/3) che prevede l'introduzione dal 2013 di una *carbon tax* di 20 euro per tonnellata di CO<sub>2</sub> per i settori energetici esclusi dall'*Emissions Trading Scheme* (che verrà discusso nel successivo paragrafo 6). Tale proposta, tuttavia, concede la possibilità ai governi nazionali di rinviare al 2018 l'introduzione delle nuove norme e di escludere dal sistema il riscaldamento domestico, lasciando inoltre la libertà di fissare aliquote più elevate o esentare specifici settori come i piccoli impianti non-ETS ritenuti a rischio di delocalizzazione. La *carbon tax* non si applica quindi alle rinnovabili (incluse le biomasse), all'elettricità e a tutti gli impianti già coperti dall'*Emissions Trading Scheme*; tuttavia queste fonti continueranno ad essere soggette a una tassazione minima basata sul contenuto energetico. Secondo la Commissione la tassa porterà entro il 2020 nei settori dove è applicata ad una riduzione del 4% delle emissioni di CO<sub>2</sub> e dell'1,6% dei consumi energetici.

La novità più rilevante della proposta sta nella separazione dell'aliquota complessiva applicata sui combustibili in due componenti: la componente energetica e la componente carbonica.

#### 5. Lo strumento di *Cap and Trade*

Nel meccanismo di *cap and trade*, il regolatore fissa il livello massimo di inquinamento consentito, creando al contempo un mercato di scambio dei permessi ad inquinare, in cui si determinano, sulla base della domanda e dell'offerta, i prezzi degli stessi. Nel *cap and trade*, dunque, **le quantità sono fisse e i prezzi variabili**: si tratta di una soluzione simmetrica rispetto alla tassa *pigouviana*.

Il principio di questo strumento regolatorio si basa sul lavoro pionieristico di Coase, il primo a sostenere e ad evidenziare

---

<sup>1</sup> La Direttiva 2003/96/CE fissa i livelli minimi per la tassazione dei prodotti energetici e dell'elettricità, i primi disciplinati dal quadro europeo in quanto combustibili impiegati per riscaldamento o per i trasporti, la seconda tassata sul consumo, ossia al momento dell'utilizzo.

come la protezione di una parte inevitabilmente rechi un danno indiretto alla controparte, che si troverebbe a sostenere oltre a dei costi anche dei limiti alla propria libertà economica di produzione: ad esempio, se un'impresa inquina un lago su cui si affaccia un albergo, non è soltanto l'impresa potenzialmente inquinante a poter danneggiare l'albergatore, ma l'albergatore, per la posizione in cui è localizzato, può a propria volta danneggiare l'impresa limitandone la possibilità di inquinare.

Coase dunque, basandosi sul principio della natura bilaterale e reciproca di un danno, sostiene, in una delle implicazioni del suo noto teorema, che, finché i costi di contrattazione (cioè di definizione, negoziazione e applicazione di un contratto) sono trascurabili, l'istituzione di un sistema di diritti di proprietà liberamente negoziabili tra le parti in un mercato ambientale costituisce uno strumento economico e giuridico efficiente per promuovere una internalizzazione ottimale delle esternalità ambientali. Ne consegue che, se una soluzione efficiente ed efficace può essere perseguita dal mercato e indipendentemente dalla allocazione iniziale dei diritti di proprietà, l'assegnazione iniziale di questi titoli può avvenire in maniera conforme ad altri criteri diversi da quello economico dell'efficienza, come l'eguaglianza o la giustizia redistributiva.

L'efficacia della soluzione coasiana fondata sulla libera negoziazione dei permessi in un mercato "artificiale" appositamente creato dipende dalla capacità del regolatore di stabilire in modo ottimale, nel senso consueto di bilanciamento dei costi e dei benefici sociali, la quantità complessiva di emissioni *ex ante*, e dall'efficacia del successivo monitoraggio.

Qualora queste condizioni siano rispettate, la soluzione *cap and trade* raggiunge un **equilibrio efficiente in cui i permessi sono acquistati da chi li valuta di più, l'inquinamento viene ridotto da chi può farlo al minor costo e il prezzo dei permessi – proxy della esternalità ambientale – tenderà al minor costo marginale di abbattimento dell'inquinamento.**

Diversi sono gli esempi di mercati di permessi in Italia. Tra questi si ricorda l'esperienza italiana dei certificati verdi, il cui mercato di scambio nasce con l'obbligo legislativo imposto ai produttori di energia elettrica di immettere in rete una quantità minima di elettricità generata a mezzo di fonti rinnovabili, fissata inizialmente dall'art. 11, co. 2, d.lgs. 79/1999 al 2% dell'energia prodotta. Analogo risulta il mercato dei certificati bianchi, istituito con d. lgs. 16 marzo 1999 n. 79, che impone

alle imprese di distribuzione energetica l'obbligo di incrementare le misure di efficienza energetica degli usi finali. Ma il meccanismo di *cap and trade* di maggior rilievo è certamente lo *European Emissions Trading Scheme* (ETS) europeo, a cui si riferisce il prossimo paragrafo.

## 6. L'esperienza europea dell'*Emissions Trading Scheme*

L'ETS nasce nel 2003 con la Direttiva europea 2003/87, finalizzata a promuovere la riduzione delle emissioni di gas a effetto serra necessaria a rispettare i termini del Protocollo di Kyoto<sup>2</sup>.

Muove dalla considerazione scientifica per cui la riduzione delle emissioni di gas serra arreca lo stesso beneficio ambientale indipendentemente da dove tali emissioni vengono ridotte e da chi le riduca; a parità di beneficio, conviene quindi ridurre le emissioni laddove il costo di abbattimento sia più contenuto.

L'ETS è un sistema di *cap and trade* che prevede l'assegnazione di permessi di emissione (*cap*), *ex ante*, e la loro restituzione, *ex post*, in proporzione alle emissioni prodotte. A questo scopo, il gestore dell'installazione può adottare una strategia di *make or buy*: ridurre le emissioni eccedenti i permessi inizialmente assegnati (*make*) o continuare a produrre più emissioni dei permessi ricevuti e acquistare al prezzo di mercato i titoli necessari a coprire la propria posizione di deficit (*buy*). Ogni operatore valuta se ridurre le emissioni o acquistare permessi comparando i propri **costi marginali di abbattimento** con il prezzo di mercato della CO<sub>2</sub>.

Chi opera nell'ETS può quindi produrre gas serra in misura eguale al numero di permessi che detiene. Ogni permesso equivale al diritto di emettere una tonnellata di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) ed è liberamente commerciabile all'interno del mercato dei permessi emissivi. I permessi sono una *commodity* artificialmente generata dai governi; l'art. 9 della Direttiva 2003/87/EC delega infatti agli Stati membri l'onere di redigere un Piano di Allocazione Nazionale (PAN) in cui specificare quanti permessi allocare agli impianti nazionali regolati

---

<sup>2</sup> Il sistema ETS copre circa il 45% della riduzione di emissioni stabilite con il protocollo di Kyoto. La restante parte è coperta da misure specifiche che interessano i settori non coperti dall'ETS, quali, ad esempio, il trasporto.

dall'ETS e come distribuirli tra gli operatori nazionali. Una volta stilato, il PAN deve essere inviato alla Commissione che può accettarlo, modificarlo o rifiutarlo.

La totalità dei permessi complessivamente distribuiti da ogni Stato membro determina il *cap* alla produzione di gas serra nell'ETS. Grazie all'attività di *trading*, i permessi verranno acquistati da chi, avendo alti costi di abbattimento, li valuta maggiormente, mentre le emissioni verranno ridotte da chi può farlo al minor costo. È questo il meccanismo economico sottostante i sistemi di *cap and trade* come l'ETS.

Condizione necessaria per il corretto funzionamento dell'ETS è la scarsità di permessi contrattabili.

La Direttiva 2003/87 suddivide l'ETS in diverse fasi. La prima fase-pilota ha avuto una durata triennale (2005-2007), mentre per la seconda è prevista una durata quinquennale (2008-2012); il suo termine coincide quindi con la scadenza del Protocollo di Kyoto. Inoltre, in seguito alla decisione unilaterale dell'Unione europea di ridurre entro il 2020 le proprie emissioni del 20% rispetto al 1990, una terza fase, istituita mediante Direttiva comunitaria 2009/29, sarà avviata nel 2013 fino al 2020.

In ogni fase gli operatori dell'ETS ricevono un ammontare annuale di permessi che possono liberamente contrattare solo all'interno della stessa fase.

La Direttiva vieta il trasferimento di permessi da una fase a quella successiva<sup>3</sup>; pertanto al termine di ogni fase i permessi immagazzinati scadono e non possono più essere utilizzati. Questo implica che gli Stati membri debbano redigere un nuovo PAN per ogni fase dell'ETS.

Entro l'aprile di ogni anno gli operatori dell'ETS devono consegnare un numero di permessi equivalente alle tonnellate di anidride carbonica prodotta l'anno precedente.

Per ogni permesso mancante l'operatore deve pagare 40 € nella prima fase e 100 € nella seconda; questa multa non esenta l'operatore inadempiente dal presentare i permessi mancanti.

La Direttiva 2003/87/CE regola solo l'anidride carbonica prodotta dagli impianti appartenenti ai settori seguenti:

---

<sup>3</sup> Nel dettaglio, l'accumulazione ed il trasferimento di permessi (*banking*) sono consentiti solo nel caso in cui non comportino un aumento del numero di permessi nella fase successiva;

ATTIVITÀ	SOGLIA
Impianti di combustione	Potenza calorifica > 20 MW
Raffinerie di petrolio	
Cokerie	
Arrostimento o sinterizzazione di minerali metallici compresi i minerali solforati	
Produzione di ghisa o acciaio	> 2,5 t/h
Produzione di clinker / cemento	> 500 t/giorno
Produzione di calce viva	> 50 t/giorno
Fabbricazione del vetro / fibre di vetro	> 20 t/giorno
Fabbricazione di prodotti ceramici	> 75 t/giorno e/o capacità forno > 4 m <sup>3</sup> e densità di colata per forno > 300 kg/m <sup>3</sup>
Fabbricazione di pasta per carta	
Fabbricazione di carta e cartoni	> 20 t/giorno

Fonte: Commissione Europea, 2003, Direttiva 2003/87/CE

Sommando gli impianti operanti nei diversi settori, si conclude che nell'ambito ETS operano quasi 12.000 impianti europei: si tratta di uno strumento imponente, in grado di **influire in modo massiccio sui prezzi dei prodotti finali**.

In conclusione, l'approccio *market-based* dell'Unione europea ha certamente riconsiderato il ruolo del mercato, non più considerato soltanto quale origine dei problemi ambientali, ma anche come una possibile soluzione ad essi.

### Bibliografia

W. J. BAUMOL - W. E. OATES, *The Theory of Environmental Policy*, Second Edition. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.

J. BUCHANAN - G. TULLOCK, *Polluters' Profits and Political Response: Direct Control Versus Taxes*, *American Economic Review* 65(1), 1975, p. 139-147.

G. CALABRESI, *The Costs of Accidents: A Legal and Economic Analysis*, New Haven: Yale University Press, 1970.

G. CALABRESI - A. D. MELAMED, *Property Rules, Liability Rules, and Inalienability: One View of the Cathedral*, *Harvard Law Review* 85 (6), 1972, p. 1089-1128.

R. H. COASE, *The Problem of Social Cost*, Journal of Law and Economics 3, 1960, p. 1-44.

J. H. DALES, *Pollution, Property and Prices: An Essay in Policy-Making and Economics*. Toronto: Toronto University Press, 1968.

European Commission (2003), “*Directive 2003/87/EC of the European Parliament and the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC*”, Brussels.

M. FAURE, *Designing Incentives Regulation for the Environment*, Maastricht Working Paper Series 08-7, 2008.

B. S. FREY, *Morality and Rationality in Environmental Policy*, Journal of Consumer Policy 22, 1999, p. 395-417.

G. HARDIN , *The Tragedy of the Common*, 162 Science, 1968.

CH. D. KOLSTAD - TH. S. ULEN - G.V. JOHNSON, *Ex Post Liability for Harm vs. Ex Ante Safety Regulation: Substitutes or Compliments?*, American Economic Review 80, 1990, p. 888-901.

W. E. OATES, *Economics, Economists, and Environmental Policy*, Eastern Economic Journal, 16(4), 1990, p. 289-296.

A. C. PIGOU, “*The Economics of Welfare*”, Macmillan, London, 1920.

S. SHAVELL, *Strict Liability versus Negligence*, 9 Journal of Legal Studies 1, 1980.

R. STAVINS, *Envrionmental Economics* KSG Faculty Research Working Paper Series 04-051, 2004.