

STANDARD QUANTITATIVI O IMPOSTE
NELLA POLITICA AMBIENTALE

Guido Candela e Paolo Fabbri*

Dipartimento di Scienze Economiche
Piazza Scaravilli 2
40126 B O L O G N A

maggio 1991

* Se pure il lavoro è frutto di una comune discussione, i paragrafi 2, 3 e 6 sono attribuibili a P. Fabbri, e i paragrafi 4, 5, 7 e 8 a G. Candela. Un sincero ringraziamento è dovuto a V. Denicolò, S. Marzetti e A. E. Scorcu che hanno letto e commentato una precedente versione del lavoro, fornendo utili suggerimenti per la stesura attuale. Naturalmente gli autori rimangono gli unici responsabili di errori e/o imprecisioni che ancora fossero rimasti.

1. Introduzione al problema e indicazione del modello

Nella teoria della politica economica, quando una strategia ammette gradi di libertà(1), la scelta dello strumento ottimo di intervento è una vexata quaestio: tale scelta dipende da alcune caratteristiche degli strumenti (costi di gestione, flessibilità di manovra, ritardi interni ed esterni di intervento ecc.), da riferire all'esplicitazione di una funzione obiettivo del policy maker.

In particolare, un problema «classico» è l'alternativa fra controllo dell'economia tramite la manovra diretta della quantità, e la manovra indiretta del prezzo. Si tratta di un tipico dibattito di politica economica, cioè se sia «meglio» (rispetto a determinati obiettivi) regolare il sistema economico tramite i prezzi, usando il meccanismo di mercato, oppure regolarlo amministrativamente attraverso la fissazione diretta di standard quantitativi.

Il problema fu affrontato per la prima volta da W. Poole nel 1970(2) e poco più tardi nel più noto articolo di M.L. Weitzman del 1974(3). I due lavori differiscono per il modello scelto nell'affrontare il problema: i) Poole fa riferimento al controllo della quantità di moneta o del tasso di interesse nell'«ortodosso» modello IS-LM, prestando poca attenzione ai fondamenti microeconomici; ii) Weitzman fa riferimento, invece, ad un modello microeconomico di ottimizzazione con costi e benefici definiti sulla quantità di un bene.

Un'altra differenza importante fra i due contributi è nella indicazione della funzione obiettivo tramite la quale è definito il criterio di scelta dello strumento ottimo d'intervento. Il commento di questi diversi criteri sarà uno dei problemi che intendiamo affrontare, insieme all'esplicitazione del ruolo delle asimmetrie informative tra Stato e agenti privati.

In questo lavoro volendo porre, come Weitzman, un modello «paradigmatico», faremo riferimento ad un modello elementare di economia ambientale(4): una produzione inquinante da cui discendono costi sociali di inquinamento e benefici privati di produzione. La

questione trattata sarà, quindi, dell'efficacia relativa di un controllo ambientale effettuato tramite la fissazione di uno standard quantitativo (command and control) o tramite l'introduzione di una imposta sulla quantità emessa del bene che inquina (tassa di Pigou). Anche lavorando su un modello specifico, è possibile leggere i risultati del lavoro come un ulteriore, seppur piccolo, tassello al mosaico del dibattito price versus quantity.

2. Le funzioni di comportamento, il modello deterministico e il modello stocastico sotto due ipotesi: equazioni di comportamento stocastiche e/o problemi di monitoraggio

Il modello si compone di due equazioni di comportamento e una funzione di benessere sociale. Sia $B(q)$ la funzione di beneficio privato nel consumo del bene ambientale q , con $B(0)=0$, $B'(q) > 0$ e $B''(q) < 0$; sia $C(q)$ la funzione di costo sociale conseguente all'inquinamento prodotto nel consumo privato dello stesso bene q , con $C(0)=0$, $C'(q)>0$ e $C''(q) > 0$; sia definita infine la funzione di benessere sociale come somma delle due funzioni di benessere, $S(q) \equiv B(q) - C(q)$. Tutte queste funzioni sono misurate in termini di equivalenti monetari(5).

Poichè l'analisi del modello richiede alcuni algoritmi di calcolo, lavoriamo su approssimazioni quadratiche delle funzioni. Allora, sviluppando benefici e costi in serie di MacLaurin(6), il modello risulta così composto:

$$B(q) \approx B'(0)q + \frac{1}{2} B''(0)q^2 = - \frac{1}{2} aq^2 + bq \quad [1]$$

$$C(q) \approx C'(0)q + \frac{1}{2} C''(0)q^2 = \frac{1}{2} mq^2 + nq \quad [2]$$

$$S(q) \approx - \frac{1}{2} (a+m)q^2 + (b-n)q \quad [3]$$

Inoltre, nel modello interagiscono due operatori: un settore privato con un unico utilizzatore del bene q (monopolista se produttore(7) o

famiglia se consumatore) che assume le decisioni di impiego e consumo del bene ambientale sulla base del proprio beneficio privato [1]; un settore pubblico che sia sensibile anche al costo sociale (esternalità) inerente all'utilizzo privato del bene, e quindi voglia massimizzare il benessere sociale netto definito dalla [3].

Le funzioni [1] e [2] presuppongono che non vi sia alcun problema, nè ambiguità, nella definizione dei costi e dei benefici, misurate in termini di equivalenti monetari. Tuttavia, è ragionevole supporre che il policy maker incontri difficoltà nel valutare precisamente sia i benefici privati(8), sia i costi sociali(9) e quindi le funzioni [1],[2] possono presentare un termine di disturbo che spiega l'effetto di un plausibile gap informativo. Con questa ipotesi dobbiamo introdurre una variabile casuale in ciascuna funzione:

$$B(q,\beta) = - \frac{1}{2} aq^2 + (b + \beta)q \quad [1a]$$

$$C(q,\theta) = \frac{1}{2} mq^2 + (n + \theta)q \quad [2a]$$

e quindi anche:

$$S(q,\beta,\theta) = - \frac{1}{2} (a+m)q^2 + (b-n)q + (\beta-\theta)q \quad [3a]$$

Supporremo, inoltre, che i disturbi stocastici soddisfino le usuali proprietà della white noise:

$$E(\beta) = 0, \quad E(\theta) = 0, \quad E(\beta)^2 = \sigma_\beta^2, \quad E(\theta)^2 = \sigma_\theta^2, \quad E(\beta\theta) = 0$$

L'ipotesi di covarianza nulla, ovvero di distribuzione indipendente dei due disturbi, semplifica notevolmente l'algebra senza modificare sostanzialmente il senso delle nostre conclusioni(10).

Le ipotesi introdotte sui problemi di informazione si richiamano a quelle di Weitzman, tuttavia in questo semplice modello possiamo ricorrere ad un'altra componente di incertezza tipica della più recente

letteratura in tema di economia ambientale: la presenza cioè di problemi di monitoraggio.

Svilupperemo, quindi, il modello supponendo che, per il tipo di bene inquinante utilizzato, si renda impossibile la misura certa dell'inquinamento prodotto(11), per cui vi sia una relazione stocastica tra la quantità del bene utilizzata dal settore privato e la misura p dell'inquinamento:

$$p = q c^{-1} + \alpha \quad [4]$$

con $E(\alpha) = 0$ e $E(\alpha)^2 = \sigma_\alpha^2$. E' verosimile che questo disturbo sia distribuito indipendentemente dalle precedenti variabili β e θ .

Le equazioni [1]-[3], [1a]-[3a], e [4] costituiscono la base del modello per il quale vogliamo trovare lo strumento ottimo di intervento di una politica ambientale, finalizzato a raggiungere il massimo di benessere sociale $S(\cdot)$. E' noto infatti dalla letteratura sui beni pubblici che il mercato in casi come questo «fallisce». L'alternativa per lo Stato è la scelta fra la fissazione di uno standard quantitativo di q o di p (intervento diretto), e l'introduzione di una imposta, t , per ogni unità di bene utilizzata o monitorata (intervento indiretto).

Le ipotesi e le approssimazioni poste consentono alcune semplificazioni algebriche, facili da verificare, che verranno utilizzate più volte nel seguito del lavoro, e che quindi anticipiamo rispetto all'esposizione dei modelli:

$$E[S(q,\beta,\theta)] = S(q) \quad [5]$$

$$E[S(q(x)+z\varepsilon,\beta,\theta)] = S(q(x)) + K\sigma_\varepsilon^2 \quad \text{se } \varepsilon \neq \beta \quad [6]$$

$$= S(q(x)) + (K1+K2)\sigma_\beta^2 \quad \text{se } \varepsilon = \beta \quad [7]$$

dove: $K = -\frac{1}{2} (a+m)z^2$, $K1 = K$, $K2 = z$.

3. Lo state of bliss.

Il programmatore deve determinare il consumo ottimo della risorsa ambientale, il valore di q in quello che definiamo lo state of bliss. Si tratta cioè di calcolare il massimo di benessere sociale:

- 1) considerando l'ambiente deterministico espresso dalle funzioni [1]-[3]:

$$\max_q S(q) \quad [A]$$

che, per le condizioni del primo ordine(12), conduce alla soluzione $q^*=(b-n)/(a+m)$, con $b > n$;

- 2) considerando l'ambiente stocastico espresso dalle funzioni [1a]-[3a]:

$$\max_q S(q,\beta,\theta) \quad [B]$$

che, per le condizioni del primo ordine, conduce alla soluzione $q^{**}=q^*+(\beta-\theta)/(a+m)$.

Noto lo state of bliss, passiamo al comportamento razionale del settore privato, ovvero ricerchiamo la sua funzione di reazione all'introduzione di una imposta sul bene ambientale q .

4. Il comportamento del settore privato

Anche il settore privato dovrà prevedere due diversi programmi di comportamento razionale per la massimizzazione del beneficio privato netto, a seconda che si supponga un ambiente deterministico o stocastico.

Definito, quindi, il beneficio al netto dell'imposta pagata t , $P(q,t)$, il

programma del settore privato dell'economia, in condizioni di certezza, risulta il seguente(13):

$$\max_q P(q,t) = B(q) - tq \quad [C]$$

La condizione del primo ordine del problema [C] conduce al risultato:

$$q = (b-t)/a = q(t) \quad [8]$$

che definisce la funzione di reazione del settore privato all'imposta.

In condizioni di incertezza, la funzione di beneficio diviene stocastica per effetto del disturbo β ; possiamo quindi considerare due ipotesi:

a) il settore privato non conosce la realizzazione della variabile casuale, ma solamente la sua distribuzione di probabilità, quindi il programma di massimo risulta definito sul valore atteso del beneficio privato netto:

$$\max_q E[P(q,t,\beta)] = E[B(q,\beta) - tq] \quad [D]$$

Date le ipotesi sulle approssimazioni locali delle funzioni e sulle proprietà dei disturbi, è vero che:

$$E[P(q,t,\beta)] = P(q,t) \quad [9]$$

Il programma [D] è in tutto eguale al programma [C] e la funzione di reazione del settore privato, espressa dalla [8], rimane confermata anche quando è incerto il beneficio che deriva dall'utilizzo di q .

b) Il privato conosce, al momento della utilizzazione del bene, la realizzazione della variabile casuale β , quindi formula un programma condizionale all'informazione contingente(14):

$$\max_q P(q,t | \beta) = B(q,t,\beta) - tq \quad [E]$$

le cui condizioni del primo ordine conducono ad una diversa curva di reazione, in cui è presente anche il fattore di disturbo:

$$q = (b-t)/a + \beta/a = q(t) + \beta/a \quad [8a]$$

Le funzioni [8] e [8a] sono importanti poichè l'esito dell'introduzione di una tassa di Pigou, piuttosto che la fissazione diretta di uno standard quantitativo, deve essere letto sulla curva di reazione del settore privato, curva ottenuta nell'ipotesi di comportamento razionale.

5. L'equivalenza in condizioni di certezza: il teorema di Poole-Weitzman

Consideriamo dapprima il problema del policy maker in condizioni di certezza, assumendo le funzioni [1]-[3] e la curva di reazione [8].

La formulazione del programma, naturalmente, dipende dal tipo di intervento, diretto o indiretto.

1) Lo standard quantitativo. In questo primo caso il programma di politica ambientale coincide con il programma [A] del par. 3, quindi ne conosciamo già la soluzione:

$$q^{\wedge} = q^*.$$

Il policy maker fisserà un valore dello strumento, q^{\wedge} , pari alla quantità di consumo nello state of bliss. Questa è la regola amministrativa.

2) L'imposta sull'utilizzo del bene. In questa ipotesi il programma

ambientale deve considerare la funzione di reazione dei privati, per cui esso risulta così formulato:

$$\begin{array}{ll} \max_t S(q) & [F] \\ \text{s.c. } q = q(t) & \end{array}$$

la cui soluzione fornisce il seguente valore dello strumento di intervento t^{\wedge} :

$$t^{\wedge} = (an+bm)/(a+m) = T$$

Lo Stato introdurrà un'accisa T su ogni unità di q, e l'utilizzo del bene risulterà determinato dalla reazione [8] del settore privato.

Poichè è facile verificare che:

$$q(T) = q^*$$

l'intervento indiretto consente di raggiungere ancora lo state of bliss.

I due strumenti, allora, conducono al medesimo effetto sull'ambiente, $q(t^{\wedge}) = q^{\wedge} = q^*$. Essi risultano, quindi, del tutto equivalenti. Questo risultato è ben noto nella letteratura della politica economica e certamente non dipende dal tipo di problema, e quindi dal modello di riferimento. Infatti, Poole e Weitzman ottengono lo stesso risultato di indifferenza e, in condizioni di certezza, riferiscono entrambi - ma sappiamo separatamente - la scelta dello strumento a considerazioni non prettamente economiche:

"The theory of policy instrument can be a matter of convenience, preference, or prejudice, but not of substance"(15)

"there may be important practical reasons for favouring either prices or quantities as planning instruments. These reasons might involve ideological, political, legal, social, historical, administrative, motivational, monitoring, enforcing, or other considerations"(16).

Ma vorremmo aggiungere alla lista di Poole e Weitzman un'altra considerazione: ovvero che, anche in modelli deterministici, l'indifferenza tra intervento diretto o indiretto comporta un «atto di fede» sul comportamento razionale dei privati.

6. L'ambiente stocastico

Consideriamo ora le alternative e le strategie di politica economica in condizioni di incertezza. Dobbiamo sviluppare più casi.

6.1. Equazioni di comportamento stocastiche. Iniziamo supponendo che non vi siano per lo Stato problemi di monitoraggio sull'inquinamento, le uniche componenti aleatorie del modello interessano quindi le funzioni di beneficio e di costo. Il modello cui ci riferiamo è composto dalle equazioni [1a]-[3a]. Per sviluppare il modello dobbiamo considerare due ipotesi riguardo la struttura informativa degli agenti.

I) Simmetria informativa. Lo Stato e i privati non conoscono la realizzazione delle variabili casuali al momento di decidere il proprio comportamento(17); la loro conoscenza si limita alla distribuzione di probabilità dei disturbi. Le condizioni di massimo devono, allora, essere definite sulla base delle aspettative, per entrambi gli operatori.

Il programma del settore privato è quindi quello [D], mentre il programma del policy maker è il seguente:

$$\max_q E[S(q,\beta,\theta)] \quad [G]$$

se viene scelto l'intervento diretto dello standard quantitativo. Il programma risulta invece:

$$\max_t E[S(q, \beta, \theta)] \quad \text{s.c.} \quad q = q(t) \quad [H]$$

se viene scelto l'intervento indiretto tramite l'accisa.

Tenendo conto delle proprietà [5], è immediato dimostrare che i programmi [G] e [H] sono in tutto uguali ai programmi [A] e [F], rispettivamente. Quindi lo Stato si uniforma ad una «qualsiasi» delle due strategie, $q^* = q^*$ o $t^* = T$, che danno il medesimo esito - obbligato o indotto, sulla base della [8] - di una utilizzazione del bene pari a $q^*(18)$.

Questo caso consente una prima osservazione. Contrariamente a quanto Poole e Weitzman affermano:

"In the stochastic model the two policies are not equivalent"(19),

"In the presence of uncertainty, price and quantity instruments transmit central control in quite different ways"(20),

in realtà, l'ambiente stocastico non comporta per sé stesso la rinuncia al principio di indifferenza dei due strumenti di intervento, quantità o prezzo. Infatti abbiamo visto che l'introduzione di un disturbo nelle funzioni di beneficio e di costo, unito ad una simmetria informativa sulle componenti stocastiche, conferma l'indifferenza degli interventi riproponendo l'«equivalenza di certezza». Allora, l'asserita diversità fra gli strumenti non deriva dall'ipotesi stocastica per sé, ma, come vedremo, dall'esistenza di asimmetrie informative, vuoi nella realizzazione dei disturbi, vuoi nell'incertezza del monitoraggio.

II) Asimmetria informativa. Supponiamo ora che lo Stato non conosca le realizzazioni dei disturbi, ma che il privato «sappia». Mentre lo Stato programma sui valori attesi, i privati formulano la loro decisione condizionale all'informazione contingente su β .

La funzione di reazione del settore privato è quella del programma [E], mentre la decisione del policy maker dipende dalla soluzione del problema [G], se è scelto l'intervento diretto, o

$$\begin{aligned} & \max_t E[S(q, \beta, \theta)] && \text{[I]} \\ & \text{s.c. } q = q(t) + \beta/a \end{aligned}$$

se è scelto il controllo tramite l'imposta.

La soluzione del programma [G] è nota, $q^{\wedge} = q^*$; quella del programma [I] può essere determinata sostituendo il vincolo nella funzione obiettivo, $\max E[S(q(t) + \beta/a, \beta, \theta)]$, che per la proprietà [7] diviene,

$$\begin{aligned} & \max_q \{S(q(t)) + (K1 + K2)\sigma_p^2\} \\ & \text{con } K1 + K2 = -(a+m)/2a^2 + 1/a \\ & \quad \quad \quad = (a-m)/2a^2 \end{aligned}$$

le cui condizioni del primo ordine producono ancora il risultato $t^{\wedge} = T$. Quindi, risulta confermato il principio della strategia equivalente di certezza, ma ora il comportamento del settore privato deve essere letto sulla curva di reazione [8a], non più sulla [8].

L'utilizzazione privata del bene ambientale conseguente l'introduzione dell'imposta T , risulta quindi essere:

$$q = q(T) + \beta/a = q^* + \beta/a \quad \text{[10]}$$

L'incertezza e l'asimmetria informativa verificano nel nostro modello un distacco dell'esito programmatico dello standard quantitativo e dell'imposta; q^{\wedge} vincola l'utilizzo del bene a q^* , mentre con l'imposta t^{\wedge} si genera una domanda pari a $(q^* + \beta/a)$. E' quindi l'asimmetria informativa e non l'ipotesi stocastica che differenzia gli strumenti di controllo.

6.2. Problema «puro» di monitoraggio. Studiamo l'ipotesi di incertezza derivante dalla impossibilità dello Stato di misurare l'utilizzo privato del bene ambientale q ; ciò che può essere posto sotto controllo, come

unità di misura e come strumento di governo, è solo un indicatore p dell'inquinamento prodotto. L'indice p è naturalmente correlato al degrado ambientale dovuto a q tramite la relazione [4] in cui è presente, oltre al coefficiente di misura c , una white noise addittiva α .

Allora le equazioni che compongono questo modello di monitoraggio puro sono le funzioni [1]-[3] e [4]. Naturalmente, il problema di monitoraggio è di per sé un problema di asimmetria informativa, derivante non da diversa conoscenza dei fatti contingenti, ma dall'incapacità dello Stato di misurare l'inquinamento prodotto. Ancora una volta l'informazione è vantaggio dei privati: lo Stato non sa ciò che i privati fanno. E' questa un'ipotesi tipica dei modelli di politica economica e di politica ambientale in particolare.

In questo caso, la diversa informazione condiziona il programma di comportamento del settore privato; infatti, i privati godono dei benefici connessi all'effettivo consumo di q , mentre pagano un'imposta proporzionale alla quantità monitorata p , per cui le loro strategie sono l'esito del seguente programma di massimo(21):

$$\begin{aligned} \max_q E[P_c(q,t,\alpha)] &= E[B(q) - tp] & [L] \\ \text{s.c. } p &= qc^{-1} + \alpha \end{aligned}$$

la cui soluzione conduce alla funzione di reazione:

$$q = (cb - t)/ca = Q(t) \quad [11]$$

che corrisponde alla [8], a meno del coefficiente di misura c .

Siamo ora in grado di formulare i programmi di intervento del policy maker:

- 1) nell'ipotesi di controllo amministrativo diretto:

$$\begin{array}{ll} \max_p E[S(q)] & [M] \\ \text{s.c.} & q = c(p - \alpha) \end{array}$$

2) nell'ipotesi di controllo indiretto:

$$\begin{array}{ll} \max_t S(q) & [N] \\ \text{s.c.} & q = Q(t) \end{array}$$

I due programmi possono essere risolti nelle condizioni di primo ordine; il controllo della quantità monitorata fornisce la soluzione $p^\wedge = q^*/c$; il controllo tramite l'imposta fornisce la soluzione $t^\wedge = cT$.

L'inquinamento effettivo è ottenuto dalla [4] per il controllo amministrativo sulla quantità monitorata, e dalla [11] per l'introduzione dell'imposta, rispettivamente:

- $p^\wedge = q^*/c$ comporta un utilizzo del bene pari a $q = q^* - c\alpha$
- $t^\wedge = cT$ comporta un utilizzo del bene pari a $Q(cT) = q^*$

I due strumenti non conducono al medesimo risultato ambientale; il difetto di informazione connesso al sistema di misura è sufficiente a far rigettare il principio di indifferenza. Solo l'intervento indiretto conduce a un utilizzo certo del bene ambientale. Si impone, quindi, anche per il modello «puro» di monitoraggio l'introduzione di un criterio di scelta(22).

6.3. Problemi di monitoraggio ed equazioni di comportamento stocastiche. Quest'ultimo modello è il più generale fra quelli proposti, e comprende, con le funzioni [1a]-[3a] e [4], tutte le variabili casuali α, β, θ . Tornando alle condizioni di incertezza sui benefici e sui costi, siamo costretti a considerare di nuovo le due ipotesi sulla struttura

informativa.

I) Problemi di monitoraggio e simmetria informativa. In questo modello, sintesi delle ipotesi del par. 6.1, sub 1, e dell'ipotesi del par. 6.2, né lo Stato né i privati conoscono le realizzazioni delle variabili casuali β e θ ; inoltre lo Stato deve affrontare l'incertezza connessa alla variabile stocastica α .

Il programma del settore privato è riferibile alla soluzione del seguente problema di massimo:

$$\max_q E[P_c(q,t,\beta,\alpha)] = E[B(q,\beta) - tp] \quad \text{s.c.} \quad p = qc^{-1} + \alpha \quad [O]$$

Poichè $E[P_c(q,t,\beta,\alpha)] = P_c(q,t)$, il programma [O] è in tutto eguale a quello [L], e la sua soluzione è di nuovo la [11].

L'intervento del policy maker dipende dalla scelta dello strumento.

1) L'intervento diretto assume il seguente programma:

$$\max_p E[S(q,\beta,\theta)], \quad \text{s.c.} \quad q = c(p-\alpha) \quad [P]$$

2) L'intervento indiretto assume invece il seguente programma:

$$\max_t E[S(q,\beta,\theta)], \quad \text{s.c.} \quad q = Q(t) \quad [Q]$$

Per effetto della [5], il programma [P] è riconducibile a quello [M] e il programma [Q] a quello [N]. Allora, questa ipotesi di controllo ambientale conferma, oltre ai programmi, anche le strategie politiche del problema «puro» di monitoraggio ottenute nel par. 6.2: $p^{\wedge} = q^*/c$ e $t^{\wedge} = cT$. Si ripropongono, quindi, le medesime conclusioni sul diverso effetto nell'utilizzo del bene ambientale. In questa ipotesi, come in quella, i due strumenti di intervento non sono indifferenti.

II) Problemi di monitoraggio e asimmetria informativa. In quest'ultimo modello, sintesi dell'ipotesi del par. 6.1, sub II, e dell'ipotesi del par. 6.2, lo Stato non conosce ciò che i privati fanno in termini di realizzazione del disturbo β ; inoltre continua ad avere i problemi di misura connessi alla variabile casuale α .

Il programma del settore privato deve ora essere formulato condizionalmente all'informazione contingente(23):

$$\begin{aligned} \max_q P_c(q,t | \beta, \alpha) &= B(q | \beta) - tp & [R] \\ \text{s.c. } p &= qc + \alpha \end{aligned}$$

le cui condizioni del primo ordine conducono alla funzione di reazione:

$$q = Q(t) + \beta/a \quad [11a]$$

in tutto simile alla [8a], tranne l'adeguamento al parametro di misura c .

Ancora una volta, il programma del policy maker dipende dalla scelta della strategia:

- 1) se l'intervento è diretto su p , si riproduce il programma [P] con soluzione $p^{\wedge} = q^*/c$;
- 2) se l'intervento è tramite l'imposta, si deve far conto della diversa funzione di reazione dei privati:

$$\max_t E[S(q,\beta,\theta)] \quad \text{s.c. } q = Q(t) + \beta/a \quad [S]$$

Per la [7] questo programma può essere così trascritto:

$$\max_t S(Q(t)) + (K1 + K2) \sigma_\beta^2$$

con $K1 = -(a+m)/2a^2$, $K2 = 1/a$

quindi le condizioni del primo ordine ci riconducono al problema [N], con esito strategico $t^\wedge = cT$.

L'effetto delle politiche sarà:

- $p^\wedge = q^*/c$ comporta un utilizzo del bene pari a $q = q^* - c\alpha$
- $t^\wedge = cT$ comporta un utilizzo del bene pari a $q = Q(cT) + \beta/a$
 $= q^* + \beta/a$

Ancora una volta, e a fortiori, in questo modello i due strumenti non conducono allo stesso risultato. E' quindi tempo di parlare di criteri di scelta.

7. Due criteri di scelta

Nella letteratura, già nei lavori di Poole e Weitzman da cui abbiamo preso le mosse, si conoscono più criteri per determinare il «migliore» strumento di intervento.

Il criterio di Poole enuncia la preferenza per quello strumento che conduce al minimo valore atteso dello scarto fra l'esito della politica e l'obiettivo desiderato: "which instrument minimizes the expected loss from failure of the level of income to equal the desired level"(24), indipendentemente dal verso (segno) della variazione. Questo criterio assume quindi una forma funzionale quadratica.

Riferendoci al nostro «modello» ambientale, se assumiamo lo state of bliss come obiettivo desiderato, il criterio di Poole può essere così formalizzato:

$$P = \min \{E(Q_{ind} - q^{**})^2 ; E(Q_d - q^{**})^2\}$$

dove con Q_d indichiamo l'esito quantitativo dell'intervento amministrativo diretto, con Q_{ind} indichiamo l'esito quantitativo dell'intervento indiretto conseguente all'introduzione dell'imposta.

Il criterio di Weitzman enuncia la preferenza per quello strumento che conduce al massimo beneficio sociale netto atteso, la stessa funzione cioè rispetto alla quale il policy maker ha formulato il proprio programma: "the loss function is the expected difference in gains obtained under the two modes of control"(25). Facendo riferimento alla nostra simbologia, il criterio di Weitzman può essere così trascritto:

$$W = \max \{E[S(Q_{ind}, \beta, \theta)] ; E[S(Q_d, \beta, \theta)]\}$$

I due criteri hanno diversi presupposti. Quello di Poole privilegia un'espressione quantitativa che appare attraente proprio nel controllo dell'ambiente, mentre quello di Weitzman privilegia espressioni value-laden(26) come quelle dei benefici e dei costi.

Essi possiedono entrambi elementi di fondatezza. Il criterio di Weitzman è maggiormente coerente con l'impostazione del piano ambientale, poiché la scelta dello strumento avviene massimizzando la funzione di beneficio sociale nei punti che rappresentano la soluzione dei programmi. Il criterio di Poole, invece, è più attraente per i problemi ambientali ove fenomeni di estinzione e/o irreversibilità(27) impegnano a raggiungere soluzioni di maggiore certezza negli scarti quantitativi rispetto ai valori desiderabili di utilizzo.

Poiché i due criteri hanno entrambi argomenti di fondatezza, scopo esplicito di questo lavoro è porli a confronto per la soluzione dei diversi problemi di scelta indicati nei paragrafi precedenti.

Il fatto che l'un criterio sia espressione di un massimo mentre l'altro sia espressione di un minimo, non è certo una complicazione del problema poiché è sempre possibile ricondurre un problema di minimo ad uno di massimo (e viceversa). Infatti il criterio di Poole può essere

trascritto nei seguenti termini:

$$\max \{-E(Q_{ind} - q^{**})^2 ; -E(Q_d - q^{**})^2\}$$

formalmente, ma solo formalmente, più simile al criterio di Weitzman.

8. L'individuazione dello strumento ottimo di intervento.

Nel par. 6 abbiamo visto come in alcuni casi vi sia un problema di scelta tra strumenti alternativi di politica economica. In base alle osservazioni del par. 7 possiamo ora cercare una risposta.

Nel par. 6 sono rimaste alcune questioni da definire, dove cioè l'esito delle politiche è diverso e non risulta confermato il principio d'indifferenza. Si tratta di quattro casi. Applicheremo nella scelta entrambi i criteri introdotti nel paragrafo 7, per verificare, se essi conducono o meno a risultati uniformi.

A) La scelta dello strumento nel modello con asimmetria informativa.

Iniziamo applicando il criterio di Weitzman. Tale criterio, esplicitato nelle nostre funzioni e per i valori delle strategie dei programmi [G] e [I] del par. 6.1, sub II, conduce al seguente risultato:

$$W = \max_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{E[S(q(t^{\wedge}) + \beta/a, \beta, \theta)] ; E[S(q^{\wedge}, \beta, \theta)]\}$$

Sviluppando le espressioni e ricordando le proprietà [5] e [7], con $K_1 + K_2 = (a-m)/2a^2$, otteniamo:

$$W = \max_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{(a-m)/2a^2 \sigma_{\beta}^2; 0\} + S(q^*) \quad [12]$$

Passando al criterio di Poole, la sua applicazione conduce al seguente risultato:

$$P = \min_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{E(q(t^{\wedge}) + \beta/a - q^{**})^2; E(q^{\wedge} - q^*)^2\}$$

da cui, sostituendo il valore di q^{**} e della [8] calcolata in $t^{\wedge}=T$, otteniamo:

$$\begin{aligned} P &= \min \{E(\beta/a - (\beta-\theta)/(a+m))^2; E(-(\beta-\theta)/(a+m))^2\} \\ &= 1/(a+m)^2 (\min_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{m^2/a^2 \sigma_{\beta}^2; \sigma_{\beta}^2\} + \sigma_{\theta}^2) \end{aligned} \quad [13]$$

Confrontando i criteri [12] e [13] osserviamo come essi, pur con funzioni di scelta differenti, conducono al medesimo risultato: se $a > m$ conviene la strategia dell'imposta sia in termini di massimo beneficio netto sociale atteso, sia in termini di minimo scarto atteso rispetto allo state of bliss; se $a < m$ conviene, in tutti e due i casi, la strategia di introduzione di standard quantitativi. Per $a = m$ vi è naturalmente indifferenza.

Allora, la convenienza del ricorso all'uno o all'altro strumento di intervento dipende essenzialmente dalla curvatura delle funzioni di costo e di beneficio(28).

B) La scelta dello strumento nel modello «puro» di monitoraggio. Il criterio di Weitzman esplicitato nelle nostre funzioni e per i valori delle strategie dei programmi [M] e [N] del par. 6.2, conduce al seguente risultato:

$$W = \max_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{E[S(Q(t^{\wedge}))]; E[S(q^* - c\alpha)]\}$$

In base alla [6], e con $K = -c^2(a+m)/2$, otteniamo:

$$W = \max_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{0; -c^2(a+m)/2 \sigma_{\alpha}^2\} + S(q^*) \quad [14]$$

Passando al criterio di Poole, la sua applicazione conduce al

seguinte risultato:

$$P = \min_{t^{\wedge}, q^{\wedge}} \{E(Q(t^{\wedge}) - q^*)^2 ; E(q^* - c\alpha - q)^2\}$$

che, tramite la [11] diviene:

$$P = \min_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{0 ; c^2 \sigma_{\alpha}^2\} \quad [15]$$

Confrontando i criteri [14] e [15], osserviamo che conducono ancora allo stesso esito: in ogni caso, e senza condizioni sui parametri, conviene sempre la strategia di intervento indiretto. L'imposta, infatti, «scarica» sul mercato ogni effetto dell'incertezza connessa al monitoraggio e quindi questo controllo si impone come privilegiato(29).

C) Problemi di monitoraggio e simmetria informativa. I criteri di Weitzman e di Poole in questo caso devono essere riferiti ai programmi [P] e [Q] del par 6.3, sub I). Il criterio di Weitzman, per la proprietà [5], ripropone il risultato espresso dalla [14]; il criterio di Poole va ora riferito allo stato q^{**} piuttosto che q^* , e conduce quindi ad un risultato parzialmente diverso:

$$P = \min_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{0 ; c^2 \sigma_{\alpha}^2\} + (\sigma_{\beta}^2 + \sigma_{\theta}^2)/(a+m)^2 \quad [16]$$

Tuttavia questa modifica non interessa l'argomento di minimo, e la scelta è la medesima della [15].

Anche in questo caso i due criteri conducono allo stesso risultato, e si conferma, in un modello con più disturbi, la preferenza per l'imposta vista nel caso precedente. L'incertezza sulle funzioni di comportamento non modifica l'«aggio» a favore dell'imposta rispetto alla fissazione degli standard quantitativi.

D) Problemi di monitoraggio e asimmetrie informative. Il criterio di

Weitzman esplicitato nelle nostre funzioni e per i valori delle strategie dei programmi [P] e [S], del par. 6.3, sub II, conduce al seguente risultato:

$$W = \max_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{E[S(Q(t^{\wedge})+\beta/a, \beta, \theta)] ; E[S(q^* - c\alpha, \beta, \theta)]\} \quad [17]$$

Per le proprietà [6] e [7], con $(K1+K2) = (a-m)/2a^2$ e $K = -c^2(a+m)/2$, otteniamo:

$$W = \max_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{(a-m)/2a^2 \sigma_{\beta}^2; -c^2(a+m)/2 \sigma_{\alpha}^2\} + S(q^*)$$

Passando al criterio di Poole, otteniamo il seguente risultato:

$$P = \min_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{E(Q(t^{\wedge})+\beta/a - q^{**})^2 ; E(q^* - c\alpha - q^{**})^2\}$$

da cui, tenendo conto della [11] calcolata in t^{\wedge} , risulta:

$$P = 1/(a+m)^2 (\min_{t^{\wedge}, p^{\wedge}} \{m^2/a^2 \sigma_{\beta}^2 ; c^2(a+m)^2 \sigma_{\alpha}^2 + \sigma_{\beta}^2\} + \sigma_{\theta}^2) \quad [18]$$

Confrontando i criteri [17] e [18] otteniamo un esito più complesso. Si noti comunque che, ancora una volta, non vi è differenza di strategia tra il criterio di Weitzman e quello di Poole.

Il campo di applicazione dei controlli ottimi dipende da queste nuove condizioni:

- se $a > m$ conviene l'imposta
- se $a < m$, $(m-a)/(a+m)a^2c^2 > \sigma_{\alpha}^2/\sigma_{\beta}^2$ conviene ancora l'imposta
- se $a < m$, $(m-a)/(a+m)a^2c^2 < \sigma_{\alpha}^2/\sigma_{\beta}^2$ conviene lo standard quantitativo

Se confrontiamo questa conclusione con quello del caso A), osserviamo che l'asimmetria informativa reintroduce una possibile convenienza della manovra amministrativa diretta, ma la presenza di problemi di monitoraggio «dilata» il campo d'applicazione dell'imposta. In questa ipotesi il criterio diviene sensibile anche all'unità di misura c , e alla varianza relativa dei due disturbi β e α .

9. Alcuni corollari e conclusioni.

Lo studio da noi condotto sui diversi modelli di politica ambientale e sul confronto fra criteri di convenienza, consente alcune osservazioni a margine che si aggiungono a quelle della scelta della strategia ottima, oggetto del par. 8.

Innanzitutto, i criteri di Weitzman e di Poole hanno condotto sempre al medesimo risultato strategico, pur essendo, in generale (senza approssimazioni locali delle funzioni e per ipotesi diverse sulle componenti stocastiche) algebricamente e concettualmente diversi. La stessa scelta dello strumento soddisfa allora sia l'obiettivo di massimo beneficio netto sociale atteso, sia l'obiettivo di minimizzazione dello scarto atteso rispetto all'utilizzo ottimo del bene ambientale. L'equivalenza tra i due criteri è particolarmente importante per la politica economica dell'ambiente; infatti il raggiungimento del massimo beneficio sociale netto coincide con il criterio di conservazione quantitativa dello standard ambientale.

Inoltre, e ancora in ogni caso, il disturbo stocastico del costo sociale, θ , è del tutto ininfluenza rispetto alla scelta dello strumento di intervento, infatti esso non appare come argomento né della minimizzazione di Poole, né della massimizzazione di Poole e Weitzman.

Il risultato è già contenuto nel lavoro di Weitzman: "Note that uncertainty in $[C(q,\theta)]$ does not appear"(30), dove la conclusione è piuttosto naturale, dato che θ , per le proprietà [5]-[7], non può essere

argomento della funzione W . Ma ora questo risultato è confermato anche dal criterio di Poole, dove σ_0^2 è argomento invece della funzione P , ma per valori che sono sempre ininfluenti rispetto alla scelta dello strumento ottimo. Infatti, σ_0^2 gioca per entrambi gli strumenti lo stesso ruolo, con eguale coefficiente di ponderazione.

Infine, vorremmo osservare come il criterio di Weitzman possieda un'ulteriore proprietà: il policy maker può solo guadagnare, in termini di beneficio netto sociale atteso, dall'esistenza di disturbi stocastici nella funzione di comportamento dei privati. Infatti, l'equivalente di certezza $S(q^*)$ è in ogni caso garantito, e il beneficio sociale netto può essere solamente aumentato dal comportamento strategico nella scelta dello strumento. Tale proprietà, invece, non è presente nel criterio di Poole dove il policy maker, comunque, non può nulla guadagnare dall'incertezza, poichè lo scarto rispetto al valore desiderato può essere minimizzato ma non eliminato.

Naturalmente, i risultati conseguiti in questo saggio sono condizionati dall'approssimazione quadratica delle funzioni di beneficio e di costo, e dalle ipotesi sui disturbi. Ma l'abbandono di tali ipotesi complicherebbe eccessivamente il lavoro analitico. Inoltre, il modello ambientale che abbiamo scelto come paradigma "parla per fatti stilizzati", tuttavia, esso è stato sufficiente per comprendere come il grado di libertà di una politica ambientale, standard quantitativo o tassa di Pigou, sia sempre una scelta di strategia e non di opinione.

APPENDICE: Una semplice dimostrazione grafica dell'indifferenza dei due criteri di scelta, con approssimazioni quadratiche delle funzioni di costo e di beneficio

In questa appendice utilizzeremo una semplice rappresentazione grafica, tratta da Pearce e Turner(1990), per dimostrare come i criteri di Poole e Weitzman conducono allo stesso risultato.

Per semplificare la dimostrazione, considereremo solo il disturbo β , poichè è stato osservato nel par. 9 come il risultato delle scelte dello strumento sia indipendente dalla variabile casuale θ . Questa conclusione, infatti, si è dimostrata robusta in quanto proprietà di entrambi i criteri.

Assumendo le approssimazioni quadratiche delle funzioni [1a] e [2], rappresentiamo nelle figg. A e B le loro derivate prime lineari. In quelle figure, inoltre, sono indicate sia il valore atteso della funzione di beneficio, curva $E(B')$, sia un'ipotesi di realizzazione stocastica, curva $(B' + \beta)$. Quest'ultima funzione rappresenta la curva di reazione del settore privato fondata sulla conoscenza delle condizioni contingenti (asimmetria informativa).

Per la dimostrazione, ricordiamo che il criterio di Weitzman riguarda le aree dei triangoli abc e bde, mentre il criterio di Poole equivale a confrontare i quadrati delle altezze dei medesimi, rappresentate dai segmenti hb e kb. E' sufficiente allora richiamare i criteri di similitudine tra triangoli, per potere dimostrare la loro uguaglianza o il segno della disuguaglianza che ci interessa.

Nella figura A, in cui per costruzione $a = m$, la variazione dei costi e dei benefici è data dall'area del triangolo abc nel caso del controllo della quantità q_s , mentre è data dall'area del triangolo bde, nel caso di controllo tramite l'imposta t_s . Si noti peraltro che i due triangoli suddetti, opposti al vertice, sono simmetrici, e in particolare hanno area uguale, quindi vale il principio di indifferenza secondo il criterio di Weitzman. Allo stesso modo, guardando ad esempio ai triangoli cbh

e bdh, risultano uguali i cateti maggiori hb e bk, cioè $q_s q^* = q^* q_{\sim}$; vi è quindi indifferenza per il criterio quantitativo di Poole, essendo $(q_s - q^*)^2 = (q_{\sim} - q^*)^2$.

Nella fig. B.1, in cui per costruzione $a < m$, si perde palesemente la condizione di equivalenza fra gli strumenti di intervento, infatti per i triangoli abh e bek si evince che $ab:be=hb:kb=ah:ek$. Lo stesso vale per i triangoli cbh e bdk. Ne consegue, per le aree dei triangoli, che $abc < bde$, e $(q_s - q^*)^2 < (q_{\sim} - q^*)^2$. La preferenza, allora, è senza ambiguità per il controllo amministrativo.

Infine, mutatis mutandis, il discorso vale anche per la fig. B.2 in cui per costruzione $a > m$. In questa figura la diseguaglianza fra le aree e fra i quadrati costruiti sui segmenti dell'ascissa sono opposte rispetto a quelle della fig. B.1; la preferenza, allora, è senza ambiguità per l'imposta.

Infine, non dobbiamo dimenticare che la dimostrazione della indifferenza e quella della preferenza dipendono strettamente dal tipo di approssimazione adottata. E' infatti sufficiente assumere per la funzione di costi una approssimazione "lineare a tratti" nell'intorno del punto di equilibrio, per perdere le proprietà di similitudine appena indicate. Questo equivale a perdere anche l'univocità dei criteri di scelta, tra Weitzman e Poole. Si tratterà allora anche di scegliere, da parte del policy maker, il criterio di scelta su cui commisurare l'efficacia delle politiche ambientali adottate.

NOTE

- 1) Per la definizione dei gradi di libertà di una strategia di politica economica, secondo il teorema della controllabilità di J. Tinbergen, vedi R. Balducci e G. Candela(1991).
- 2) Cfr. W. Poole (1970); per una più recente applicazione dello stesso criterio, cfr. B.M. Friedman(1988). Si veda anche C. Bianchi (1988).
- 3) Cfr. M.L. Weitzman(1974); dobbiamo però ritenere che i due articoli, peraltro molto simili nell'enunciazione del problema, siano contributi indipendenti poichè nella bibliografia del secondo non esiste indicazione del primo. Per una successiva applicazione e generalizzazione dello stesso criterio, si veda M. Roberts e M. Spence(1976).
- 4) Nella scelta del modello di paradigma ci manteniamo molto vicini a quello di Weitzman(1974); il nostro modello, infatti, differisce solamente per la definizione delle equazioni di comportamento e per la loro approssimazione: "As a possible specific example of present formulation, consider the problem of air pollution. The variable q could be the cleanliness of air being emitted by a certain type of source"(p. 480). Sempre sulla questione ambientale, ma per scelte «soddisfacenti» ma non razionali del policy maker, si veda A. Endres(1985); sulle scelte pratiche dei governi, si veda G. S. Eskeland e E. Jimenez(1991).
- 5) Cfr M.L. Weitzman(1974), p. 479; per una rassegna sulle misure dei benefici e dei costi in economia ambientale, in termini monetari (Willingness to pay o willingness to accept) si veda D.W. Pearce e R.K.Turner(1990), capp. 9 e 10.
- 6) La approssimazione locale da noi scelta è diversa da quella di Weitzman il quale predilige uno sviluppo in serie di Taylor rispetto alla quantità di massimo beneficio netto deterministico, troncato al termine quadratico.
- 7) Per l'ipotesi della scelta tra controllo diretto o indiretto con più produttori, si veda M.L. Weitzman(1974) stesso nel par. V; rientra in questa problematica anche il noto teorema Baumol- Oates del 1971.
- 8) Cfr. M.L. Weitzman(1974): "[B(q)] might not be known beyond because the technology is uncertain" (p. 480); per diverse, e più generali argomentazioni, si veda D.W. Pearce e R.W. Turner(1990).
- 9) Cfr M.L. Weitzman(1974): "[C(q)] may be unsure since depend among other thing on weather"(p. 480); per diverse e più generali argomentazioni, si veda anche D.W. Pearce e R.W. Turner(1990).
- 10) L'ipotesi di covarianza non nulla è già in M. L. Weitzman(1974) e

W. Poole(1970).

11) Per lo sviluppo di questa ipotesi in economia ambientale, si veda C. Dosi(1990) e la bibliografia ivi citata; essa è normalmente riferita a sorgenti di inquinamento diffuse (non point sources).

12) Le condizioni del secondo ordine sono sempre soddisfatte date le nostre ipotesi sulla curvatura delle funzioni di beneficio e di costo.

13) M.L. Weitzman(1974), p. 480.

14) In M.L. Weitzman(1974) il programma [D] non viene considerato.

15) W. Poole(1970), p. 204.

16) M.L. Weitzman(1974), p. 479.

17) Questa ipotesi non è considerata esplicitamente da M.L. Weitzman(1974), e neppure da W.Poole(1970), che non si sofferma sui fondamenti microeconomici delle funzioni di reazione del settore privato.

18) Nel modello stocastico con informazione simmetrica, il principio di indifferenza vale solo rispetto all'esito della politica, piuttosto che rispetto all'ottenimento dello state of bliss, q^* , che dipende dalle realizzazioni dei disturbi β e θ .

19) W. Poole, 1974, p. 204-205.

20) M.L. Weitzman(1974), p. 482.

21) Per una simile ipotesi, ma sviluppata ad altri fini, si veda C. Dosi e M. Moretto(1990).

22) Questo modello consente una applicazione delle asimmetrie informative rifacendosi al noto modello «principale-agente» originariamente applicato al mercato del lavoro. Un'interessante applicazione ai problemi ambientali è in C. Dosi e M. Moretto(1990). Notiamo comunque che l'idea di pensare ad incentivi ottimi era già in M.L. Weitzman(1974): "A problem of different information or even of moral hazard may be involved since the exact value [of β] will frequently be known only by the producer"(p. 481).

23) Qualora si consideri una informazione contingente del tipo $P_c(q,t,\alpha | \beta)$, la soluzione comunque non muta poiché il pagamento stocastico αt non dipende dalla quantità q ; non si modificano quindi le condizioni del primo ordine del programma.

24) W. Poole(1970), p. 204.

- 25) M.L. Weitzman(1974), p. 483.
- 26) Cfr. D.W. Pearce, A. Markandya, E. Barbier (1991).
- 27) Per il problema dell'irreversibilità nella definizione dello "sviluppo sostenibile", cfr. D.W. Pearce, A. Markandya, E. Barbier, 1991.
- 28) Questo risultato conferma quello di M.L. Weitzman(1974).
- 29) Giustamente C. Dosi e M. Moretto(1990), pur non ponendosi il problema della scelta strategia dello strumento, non considerano mai problemi di controllo degli standard quantitativi. Infatti, essi lavorano su modelli con problemi di monitoraggio.
- 30) Cfr. M.L. Weitzman(1974), p. 485.

BIBLIOGRAFIA

- R. Balducci, G. Candela, Teoria della politica economica. Obiettivi e analisi statica, NIS, Roma, 1991.
- W. J. Baumol, W. E. Oates, The Theory of Environmental Policy, Cambridge University Press, Cambridge, II ed., 1988.
- C. Bianchi, Politica Economica, in "Dizionario di Economia politica, a cura di G. Lunghini, Boringhieri, Torino, Vol. XIV, 1988.
- C. Dosi, Interventi di politica ambientale per il controllo dell'inquinamento dei corpi idrici, in "Economia Pubblica", 1990.
- C. Dosi, M. Moretto, Il controllo dell'inquinamento diffuso in un modello principal-agent, dattiloscritto presentato alla riunione della Società Italiana degli Economisti, 2-3 Novembre, 1990.
- A. Endres, Market Incentives for Pollution Control, in "ricerche Economiche", Ottobre-Dicembre, 1985.
- G. S. Eskeland, E. Jimenez, The Environment Curbing Pollution in Developing countries, in "Finance & Development", March, 1991.
- B. M. Friedman, Targets and Instruments of Monetary Policy, in "NBER Working Paper", July, 1988.
- D. W. Pearce, R. K. Turner, Economics of Natural Resources and the Environment, Harvester Wheatsheaf, New York, 1990.
- W. Pearce, A. Markandya, E. Barbier, Progetto per un'economia verde, Il Mulino, Bologna, 1991.
- W. Poole, Optimal Choice of Monetary Policy Instruments in a Simple Stochastic Macro Model, in "Quarterly Journal of Economics", May, 1970.
- M. Roberts, M. Spence, Effluent Charges and Licences Under Uncertainty, in "Journal of Public Economics", April-May, 1976.
- M. L. Weitzman, Price vs. Quantities, in Review of Economic Studies, October, 1974.

FIG. A
(n. = 0)

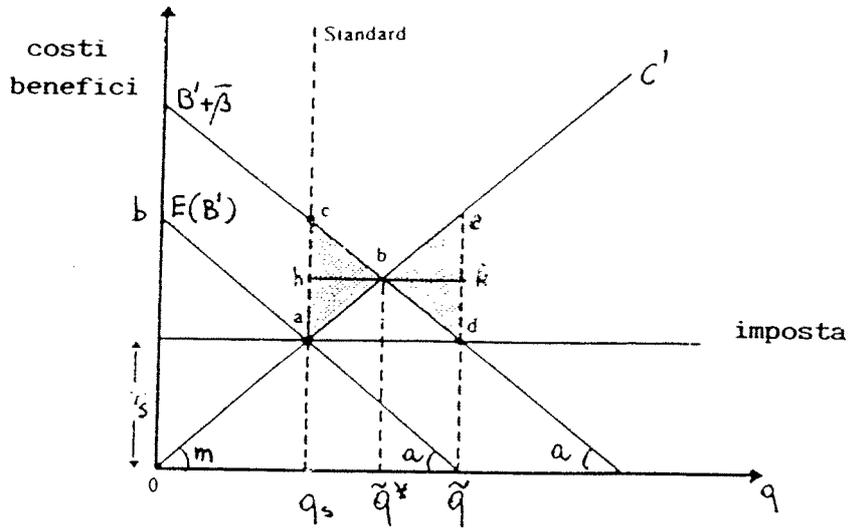


FIG. B.1

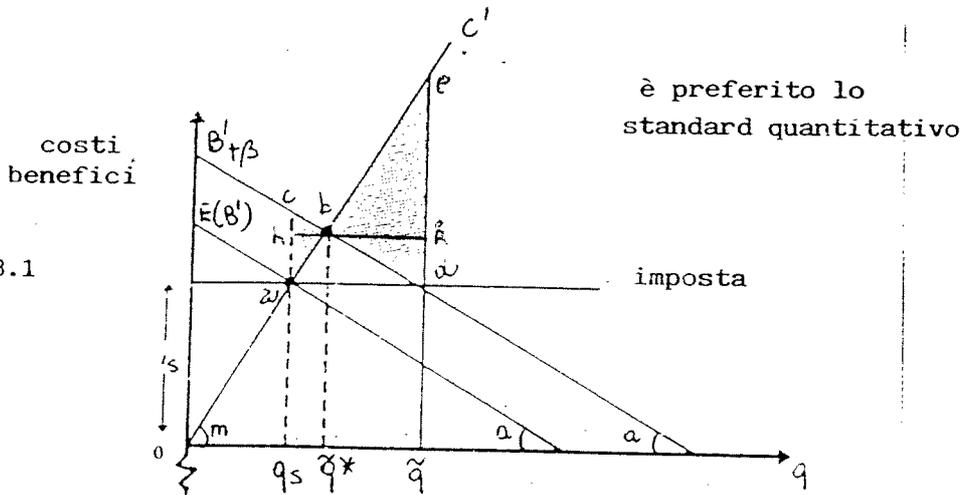


FIG. B.2

