



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA

DIPARTIMENTO DI SCIENZE ECONOMICHE ED AZIENDALI "M.FANNO"

CORSO DI LAUREA IN ECONOMIA E MANAGEMENT

PROVA FINALE

**REGOLAMENTAZIONE AMBIENTALE E OFFSHORING: UN'ANALISI
EMPIRICA SU UN CAMPIONE DI IMPRESE MANIFATTURIERE ITALIANE**

RELATORE:

CH.MO PROF. ROBERTO ANTONIETTI

LAUREANDO: LORENZO MENEGHETTI

MATRICOLA N.1091892

ANNO ACCADEMICO 2016-2017

Sommario

1. Introduzione.....	3
2. Pollution Haven Hypothesis.....	5
2.1. La definizione e le implicazioni della Pollution Haven Hypothesis.....	5
2.2. Lo sviluppo della Pollution Haven Hypothesis.....	6
2.3. La difficoltà nella stima della <i>stringency</i> ambientale.....	7
2.4. Gli studi più recenti.....	11
2.5. Un'ipotesi alternativa alla Pollution Haven Hypothesis.....	12
3. European Union-Emission Trading System (EU-ETS).....	16
3.1. Come funzionano gli EU-ETS.....	16
3.2. La struttura “cup and trade”.....	17
3.3. Lo sviluppo degli EU-ETS.....	18
3.4. La determinazione del tetto delle emissioni.....	18
3.5. L'assegnazione delle quote di emissioni.....	19
3.6. Monitorare le emissioni di gas serra.....	22
3.7. Gli EU-ETS e il rischio di delocalizzazione produttiva.....	23
4. Analisi empirica.....	28
4.1. Dataset.....	28
4.2. Descrizione delle variabili presenti nel modello.....	31
4.3. Strategia empirica.....	35
4.4. Risultati.....	35
5. Conclusioni.....	41
6. Bibliografia.....	43

1. Introduzione

Il tema dei cambiamenti climatici è stato oggetto negli ultimi anni di crescente attenzione e di un sempre più acceso dibattito da parte della comunità internazionale. Ciò non stupisce se si considera che l'aumento delle temperature in tutto il mondo ha raggiunto livelli preoccupanti. L'*Intergovernmental Panel on Climate Change* delle Nazioni Unite (IPCC) ha infatti rilevato che la crescita della temperatura media terrestre è aumentata di $0,74 \pm 0,18$ °C negli ultimi 100 anni e il picco di aumento più elevato si è registrato durante il 2014. È stato ormai convenuto che la causa principale del riscaldamento globale deve attribuirsi alle emissioni di gas serra nell'atmosfera prodotte dalle imprese: attualmente vengono liberate 25 miliardi di tonnellate di anidride carbonica (CO₂) all'anno e si stima che il pianeta riesca a riassorbire meno della metà delle emissioni.

La preoccupazione destata dai cambiamenti climatici ha dato vita a numerosi accordi internazionali, tra cui il più famoso rimane il "protocollo di Kyoto", trattato internazionale firmato nel 1997 per fermare il surriscaldamento globale. Questo trattato, sottoscritto da più di 180 nazioni, prevede l'obbligo di operare una riduzione delle emissioni di gas serra in una misura non inferiore all'8,65% rispetto alle emissioni registrate nel 1985, considerato come anno base. Recentemente inoltre si è compiuto un ulteriore passo avanti tramite la firma dell'accordo di Parigi, avvenuta nel Dicembre 2015. In un'ottica ancor più ambiziosa rispetto a quella promossa del protocollo di Kyoto, l'accordo definisce un piano di azione globale con l'obiettivo di mantenere l'aumento medio della temperatura mondiale ben al di sotto di 2 °C rispetto ai livelli preindustriali.

Per riuscire a conseguire gli obiettivi stabiliti dai trattati internazionali, gli stati hanno dovuto sviluppare, nel corso degli anni, specifiche normative in materia ambientale mirate a diminuire le emissioni delle imprese, incoraggiando l'adozione di soluzioni ecosostenibili. Ma qual è la reale efficacia delle regolamentazioni ambientali imposte dagli stati?

Una teoria nata nel corso degli anni 90', denominata *Pollution Haven Hypothesis*, ha messo in discussione l'efficacia delle legislazioni ambientali affermando che le imprese presenti in paesi con regolamentazioni troppo rigide possono delocalizzare la produzione in paesi con standard ambientali più bassi. Secondo questa tesi, quindi, poiché l'azione inquinante delle emissioni di gas serra ha un impatto a livello globale, la mancanza di armonizzazione tra le diverse legislazioni e la possibilità per le imprese di scegliere quella con standard più accomodanti, da un lato minerebbe la stessa efficacia strumentale delle regolamentazioni

nazionali, dall'altro lato porterebbe a perdite in termini di occupazione, produzione e tassazione dei profitti delle imprese negli stati con legislazioni ambientali maggiormente restrittive.

Lo scopo di questo elaborato è dunque testare empiricamente la *Pollution Haven Hypothesis* prendendo in considerazione un campione di imprese manifatturiere italiane a seguito dell'introduzione dell' "European Union-Emission Trading System", un sistema introdotto in Europa nel 2005 che, operando secondo il principio della limitazione e dello scambio delle emissioni, si propone di regolamentare il più grande mercato mondiale della CO₂ con l'obiettivo di ridurre l'emissione.

Ai fini dell'analisi, l'elaborato sarà sviluppato nel seguente modo.

Nel primo capitolo si introdurrà con una generale descrizione la *Pollution Haven Hypothesis*, analizzandone la nascita e il successivo sviluppo e concentrandosi anche sulle difficoltà riscontrate nella misurazione di questo fenomeno. Inoltre, si passerà in rassegna una teoria alternativa a quella della *Pollution Haven* che guarda alle restrizioni ambientali da un'altra prospettiva.

Nel secondo capitolo, verrà descritto l' "European Union-Emission Trading System"(EU-ETS) che, come anticipato, è un sistema volto a regolare il più grande mercato mondiale della CO₂. È questo infatti il contesto di riferimento per l'analisi empirica svolta nell'ultimo capitolo. In particolare, si analizzerà l'introduzione del sistema EU-ETS e si spiegheranno i meccanismi tramite cui esso opera e il suo cambiamento nel corso degli anni. Nel paragrafo finale, inoltre, verrà descritto come la *Pollution Haven* ha influenzato l'applicazione degli EU-ETS e si presenteranno le strategie tramite cui la Commissione europea cerca di arginare il rischio di delocalizzazione produttiva.

Infine, il terzo capitolo sarà dedicato all'analisi empirica del fenomeno, mirata a studiare gli effetti dell'introduzione degli EU-ETS sulle imprese manifatturiere italiane per testare l'esistenza di fenomeni relativi alla *Pollution Haven*. Nella prima parte del capitolo verrà presentato il dataset e le variabili utilizzate per valutare la presenza di delocalizzazione produttiva, successivamente, dopo aver spiegato la strategia empirica, saranno presentati i risultati ottenuti dalla stima delle regressioni.

2. Pollution Haven Hypothesis

2.1. La definizione e le implicazioni della Pollution Haven Hypothesis

La *Pollution Haven Hypothesis* (PHH) afferma che le giurisdizioni con regolamentazioni ambientali meno stringenti (*Pollution Havens*- “porti dell’inquinamento”) attireranno le imprese più inquinanti che vogliono delocalizzare la produzione a causa di standard ambientali elevati nei loro paesi. La premessa è intuitiva: le regolamentazioni ambientali aumentano il costo degli input dei beni che presentano una produzione inquinante e riducono il vantaggio comparato della giurisdizione rispetto a questi beni.

Millimet e Roy (2016) dimostrano l’importanza di questo fenomeno attraverso una serie di osservazioni. In particolare mostrano come gli investimenti diretti all’estero (IDE) siano aumentati in modo vertiginoso nel corso degli ultimi anni. Ricordano, per esempio, che se nel 2003 gli IDE globali risultavano aggirarsi intorno alla cifra di 600 miliardi, in soli quattro anni essi sono aumentati fino a 2100 miliardi. In secondo luogo Millimet e Roy evidenziano che se i paesi hanno la capacità di attrarre investimenti manipolando le regolamentazioni ambientali, allora risulterebbe necessaria un coordinamento a livello internazionale per evitare livelli di regolazioni Pareto-inefficienti, causati da inquinamento transfrontaliero o altri tipi di spillover (Levinson, 1997).

Le conseguenze della PHH sono state messe in evidenza da Copeland (2008) il quale afferma che l’“esodo” delle imprese inquinanti verso paesi con bassi standard ambientali potrebbe creare una crisi politica nei paesi con regolamentazioni più rigide a causa della paura di una perdita di posti di lavoro e investimenti. Spiega, inoltre, che questo potrebbe anche spingere a una corsa verso il ribasso degli standard ambientali anche nei paesi in cui questi erano stati definiti.

Baghadi et al., (2013) hanno evidenziato che se i paesi sono capaci di influenzare investimenti attraverso regolamentazioni ambientali, sarebbe allora necessario disciplinare le politiche ambientali come fossero veri e propri accordi commerciali e concludono perciò che istituzioni come la World Trade Organization (WTO) dovrebbero avere la possibilità di impedire agli stati di decidere autonomamente le loro politiche ambientali, dato che queste influenzerebbero anche gli scambi commerciali tra i paesi membri (Eckersley, 2004).

2.2. Lo sviluppo della *Pollution Haven Hypothesis*

Gli studi teoretici sulla PHH hanno avuto origine dal modello Heckscher-Ohlin, modello di equilibrio economico generale sviluppato nell'ambito del commercio internazionale (Zheng, 2017).

Secondo questo modello il commercio internazionale è determinato dalla distribuzione ineguale delle dotazioni fattoriali dei paesi (Leamer, 1995) che comportano vantaggi comparati. Un paese importerà il bene la cui produzione richiede l'utilizzo intensivo del fattore produttivo che nel paese è relativamente scarso, mentre esporterà il bene la cui produzione richiede l'utilizzo intensivo del fattore produttivo che nel paese è relativamente abbondante.

Copeland e Taylor (1994), tra i primi a definire un modello per la *Pollution Haven Hypothesis*, sviluppano un modello di equilibrio economico generale tra Nord e Sud per formalizzare la relazione tra il commercio internazionale e l'inquinamento. Nel loro modello il "nord" è un paese molto sviluppato con un reddito alto mentre il "sud" è un paese poco sviluppato con un reddito più basso. Lo studio predice che entrambi i paesi adotteranno tasse sull'inquinamento come strumento di politica ambientale e che nel caso di libero commercio, il nord deciderà di adottare una tassa sull'inquinamento molto alta che indurrà le industrie più inquinanti a localizzarsi nel sud dove le tasse sull'inquinamento sono più basse.

Il modello sembra evidenziare una conseguenza ragionevole. Tuttavia studi successivi, che avevano lo scopo di trovare un riscontro empirico a questa teoria, hanno ottenuto risultati poco soddisfacenti. Un esempio è quello di Levinson (1996) che al termine della sua indagine conclude che le differenti regolamentazioni ambientali tra i vari stati americani non influiscono in modo sistematico sulla localizzazione della maggior parte degli impianti industriali. Per arrivare a questa conclusione Levinson utilizza un modello logit che cerca di stimare gli effetti delle regolamentazioni ambientali sulla costruzione di nuovi impianti manifatturieri.

Importante è ricordare che Levinson decide di utilizzare dati relativi a singole imprese in quanto, usando dati aggregati, non riesce a distinguere tra cambiamenti causati dalla nascita di nuovi impianti o causati dall'espansione o contrazione di impianti esistenti. Inoltre egli mette in evidenza che molte regolamentazioni ambientali vengono applicate in modo differente a seconda che l'impresa sia nuova oppure già esistente, determinando barriere all'entrata per nuove imprese e proteggendo quelle esistenti che possono perciò adottare produzioni più inquinanti.

Per la stima delle regolamentazioni ambientali tra i vari stati americani, Levinson usa sei variabili che cercano di stabilire la diversa rigidità nei vari stati. Queste variabili si dividono in tre categorie: (1) indici qualitativi di rigidità regolamentativa, (2) misure quantitative dello sforzo di applicazione delle leggi da parte degli stati e (3) misure sui costi che dovevano sostenere le aziende per rendere gli impianti conformi alla legge. Tra queste sono da ricordare: il “Conservation Foundation Index”, che cerca di misurare lo sforzo di ogni stato per garantire un ambiente pulito ai propri cittadini (Duerksen, 1983), il “Green Index” che viene costruito tramite il numero di statuti che ogni stato aveva a partire da una lista di 50 leggi ambientali e l’ “Aggregate Abatement Cost” che viene calcolato dividendo i costi di abbattimento dell’inquinamento per il numero di operatori produttivi dello stato.

Nonostante lo sforzo, le stime mostrano solo in piccola parte che rigidi standard ambientali dissuadono dall’apertura di nuovi impianti industriali onerosi per l’ambiente.

Levison nota infine che, sullo stesso campione di imprese, i coefficienti dei diversi misuratori della *stringency* ambientale possono variare di molto, fino al punto che alcuni di essi presentano risultati positivi mentre altri negativi.

2.3. La difficoltà nella stima della *stringency* ambientale

Uno dei principali problemi nel determinare gli effetti delle regolamentazioni ambientali è trovare una stima empirica della rigidità di queste ultime (*stringency*).

Questo problema è stato analizzato da Brunel e Levinson (2013) secondo i quali, contrariamente all’idea comune che individua nella raccolta dei dati le maggiori difficoltà nella definizione di *stringency* ambientale, questa derivava in realtà da problemi concettuali di base.

Il primo di questi è la multidimensionalità: i governi regolano vari aspetti dell’inquinamento ambientale, come per esempio l’inquinamento dell’aria, dell’acqua o della produzione di rifiuti, creando norme differenti per ciascun ambito considerato. Questo porta principalmente a due tipi di problematiche. La prima è che alcune norme saranno irrilevanti per gli effetti che si vogliono considerare. Per esempio se si vuole definire la propensione in un paese ad aprire stabilimenti petrolchimici le norme che regolano il riciclo dei rifiuti nelle abitazioni private non saranno rilevanti per gli impianti presi in considerazione. La seconda è che regolamentazioni complesse sono difficili da comparare: una norma che definisce il tetto massimo di emissioni per un’industria a livello annuale è difficilmente confrontabile con un’altra che definisce lo stesso concetto attraverso indici di misurazione basati sulla grandezza delle particelle che possono essere emesse. I ricercatori hanno aggirato questo

problema in due modi: usando un indice specifico che però è difficile generalizzare oppure uno composito la cui grandezza è però più difficile da valutare.

Il secondo problema per la definizione di *stringency* ambientale è la simultaneità. I ricercatori hanno bisogno di misure della rigidità normativa per valutare le conseguenze delle norme, ma le conseguenze potrebbero simultaneamente servire a determinare la rigidità normativa: paesi con alti livelli di inquinamento reagiscono imponendo alti standard ambientali per risolvere i loro problemi ambientali. La soluzione a questo problema può essere quella di usare variabili strumentali che siano correlate con la rigidità normativa ma non con le attività economiche studiate, tranne naturalmente che attraverso la sua relazione con la *stringency* normativa. Per trovare una soluzione Levinson e Taylor (2008) strumentano la *stringency* di un determinato settore con la distribuzione geografica di quello stesso settore negli Stati Uniti e i costi di abbattimento delle attività inquinanti di altre industrie in quegli stati.

Il terzo problema è la composizione industriale: i paesi differiscono nel mix di prodotti che producono ed esportano. Questo deriva da un principio economico fondamentale studiato da David Ricardo, che è il “vantaggio comparato”: i paesi si specializzeranno nel produrre i beni che riescono a fabbricare in modo poco costoso. Anche se alcune di queste differenze nella produzione dipendono dalla rigidità normativa, molte di queste derivano da altri tipi di vantaggi comparati che potrebbero essere correlati con la *stringency*, ma non misurabili dai ricercatori.

Infine l’ultimo problema è il “capital vintage” per cui le regolamentazioni ambientali sono più rigide rispetto alle nuove fonti di inquinamento. Prendendo come esempio le regolamentazioni sulle emissioni dei veicoli, i governi hanno imposto standard sui livelli di emissioni accettabili ma questi valgono solamente per le nuove macchine prodotte.

Una rigida regolamentazione differenziata a seconda del periodo di introduzione delle fonti di inquinamento che scoraggi l’investimento in produzioni più pulite potrebbe essere interpretato erroneamente come una mancanza di *stringency* perché le emissioni della produzione esistente rimarrebbero alte.

Nel corso degli anni, la *stringency* è stata misurata principalmente attraverso cinque metodologie .

La prima metodologia (M1) è quella di considerare i costi di abbattimento dell’inquinamento sostenuti dai settori privati. Per riuscire ad ottenere queste informazioni vengono sottoposti dei questionari alle aziende nei quali viene chiesto di definire, attraverso diverse risposte, l’entità dei costi di abbattimento dell’inquinamento che hanno sostenuto. Ci sono però alcuni problemi legati alle informazioni che si ottengono attraverso queste indagini.

In primo luogo definire l'entità dei costi di abbattimento è diventato nel corso del tempo sempre più difficile. Infatti inizialmente le regolamentazioni ambientali imponevano alle aziende di aggiornare i processi produttivi attraverso soluzioni *end-of-pipe* (e cioè componenti distinti che integravano le attrezzature esistenti) i cui costi erano facilmente individuabili mentre oggi è più difficile dato che i processi e i prodotti si sono evoluti, anche a causa di interessi ambientali da parte delle aziende. Le aziende potrebbero voler diventare eco-sostenibili per essere più competitive sul mercato e aumentare i profitti senza l'imposizione di standard da parte di politiche ambientali. In secondo luogo ci sono costi nei quali la parte indotta da regolamentazioni ambientali non è considerata, come per esempio l'aumento del costo dei materiali, delle utilities o del cambiamento dei processi integrati. Per ultimo, anche se le imprese riescono a riferire in modo accurato i costi ambientali, questi costi saranno differenti di luogo in luogo per molte ragioni incorrelate alla rigidità della regolamentazione. Per esempio rigidi standard ambientali sono più facili da rispettare nei luoghi in cui il vento o le correnti d'acqua disperdono l'inquinamento più velocemente. Per queste ragioni, stati che hanno le stesse regolamentazioni potrebbero incorrere in costi molto differenti.

In conclusione, le indagini potrebbero fare un lavoro abbastanza accurato nel classificare i differenti stati rispetto alla *stringency* ambientale, ma la grandezza delle differenze tra stati o nel corso del tempo deve essere considerata con cautela.

La seconda metodologia (M2) consiste in misurazioni basate sul livello degli standard ambientali. Le misurazioni della rigidità normativa incontrano principalmente due tipi di problemi: la multidimensionalità e la simultaneità. Il problema della multidimensionalità sussiste in quanto, come detto precedentemente, non esiste un'unica misura di rigidità normativa che invece può essere valutata sotto vari aspetti. Il problema della simultaneità invece avviene perché si stima l'effetto della *stringency* su alcuni risultati economici come l'occupazione, la salute, l'investimento ecc ecc. Le variabili che stimano questi risultati potrebbero essere influenzate dalla rigidità normativa ma potrebbero anch'esse determinare questa rigidità attraverso il processo politico. Ci sono però delle eccezioni come lo standard della qualità dell'aria americano (NAAQS) imposto dal US Clean Air Act. Questo standard si applica a sei particelle inquinanti comuni e può essere considerato come una misura multidimensionale della *stringency*. Inoltre sono stabiliti dal governo federale e viene applicato a ogni stato degli USA. Quindi si può assumere che non siano determinati da nessuna delle condizioni economiche o ambientali dei singoli stati.

Il problema con queste misurazioni è che esempi di regolamentazioni strutturate in questo modo ce ne sono pochissime al mondo e generalmente non possono essere comparate da stato a stato.

Questo ci porta alla terza metodologia (M3) per misurare la *stringency* e cioè gli indici generali composti. Per le comparazioni tra stati differenti sono stati definiti un grandissimo numero di questi indici. Uno dei primi è stato ricavato da un'indagine svolta nel 1976 dalla United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD). Questa indagine era rivolta a 145 paesi e chiedeva ai governi dettagli ufficiali sulle loro politiche ambientali. Solo 40 stati risposero e le Nazioni Unite classificarono le loro risposte su una scala a 7 punti (Tobey, 1990; Walter and Ugelow, 1979). Successivamente ne sono stati costruiti molti altri, anche se nel corso del tempo si sono sempre presentati due problemi. Il primo consiste nel fatto che è impossibile costruire un dataset e includere tutti gli effetti fissi che controllino per le caratteristiche inosservate del paese correlate sia con la rigidità normativa e sia con l'attività economica. Il secondo consiste nel fatto che per nessun indice è stato mai eseguito un test di robustezza per verificare se anche altri economisti sarebbero arrivati alle stesse conclusioni partendo dagli stessi dati.

La quarta metodologia (M4) si basa sull'inquinamento dell'ambiente, le emissioni e l'utilizzo dell'energia. Alcune ricerche hanno considerato alti livelli di inquinamento come una prova che le regolamentazioni sono relativamente lasche. Xing e Kolstad (2002) usano le emissioni nazionali di diossido di zolfo con questa intenzione. Altri studi interpretano gli alti livelli di inquinamento come prova del fatto che i governi saranno costretti a rendere più rigide le regolamentazioni per arginare il problema (Constantini, 2008). Alcune ricerche infine hanno utilizzato come indicatore della *stringency* la riduzione delle emissioni. Un esempio è la ricerca di Smarzynska e Wei (2004) che ha impiegato le riduzioni di diossido di carbonio, piombo e inquinamento dell'acqua come percentuale del GDP.

Infine l'ultima metodologia si basa sulla misurazione dell'impegno dei governi nel controllare i livelli di inquinamento. L'utilizzo di questi indicatori ha il vantaggio di includere le attività esecutive che sono una parte importante nella misurazione della *stringency*. Gray (1997) usa il numero totale di ispezioni ambientali degli impianti industriali diviso per il numero di impianti in ogni stato. Levinson (1996) invece usa il numero di impiegati delle agenzie ambientali statali diviso per il numero di impianti industriali anche se questo indicatore può valutare la *stringency* solo in modo approssimativo. Infatti gli stati possono far rispettare le proprie leggi sia attraverso agenzie con personale numeroso che effettuano frequenti ispezioni ma che non multano in modo troppo severo le violazioni sia attraverso agenzie con minor personale e che quindi effettuano meno ispezioni ma che multano in modo molto oneroso le violazioni.

In generale però questa ultima metodologia non è stata molto usata soprattutto nei tempi più recenti dato che sono diventati disponibili sempre più dati sulle emissioni e sui costi di abbattimento.

Brunel e Levinson (2013) hanno infine proposto un nuovo indice basato sulle emissioni, che potrebbe definire al meglio la rigidità normativa in fatto di regolamentazioni ambientali. L'idea si basa sull'intuizione che le imprese regolamentate emettono meno. Il nuovo metodo calcola le emissioni predette da ogni giurisdizione basandosi sulla composizione delle sue industrie e la media delle emissioni prodotte da ogni industria. Dove le emissioni effettive superano quelle predette si conclude che le regolamentazioni ambientali sono meno rigide della media e vice versa.

Successivamente, un indice simile a quello sopra descritto è stato proposto anche da Borghesi et al. (2015). Questo indice si calcola a partire dal quoziente tra le emissioni del settore e le quote di emissioni assegnate ad esso da norme ambientali (nel caso specifico gli EU-ETS-European Union-Emission Trading System). Se l'indice è maggiore di 1 le politiche ambientali sono effettivamente restrittive dato che l'ammontare di quote permesse è minore del livello effettivo di emissioni. Questo indice sarà usato anche nell'analisi finale dei dati proposta in questa tesi.

2.4. Gli studi più recenti

Con il passare degli anni, lo sviluppo di nuove tecniche di stima dei dati e il miglioramento della qualità di questi ultimi, gli studi hanno trovato forti prove a favore dell'esistenza della *Pollution Haven Hypothesis* (PHH).

Un esempio di questi è quello di Millimet e Roy (2016) i quali, utilizzando varie tecniche per riuscire a diminuire l'eterogeneità dei dati, sono riusciti a dimostrare la presenza di un impatto fortemente negativo delle regolamentazioni ambientali sugli FDI nel settore chimico statunitense, utilizzando dati panel a livello statale che si riferivano al periodo 1977-1994.

Molti degli studi che hanno cercato di dimostrare la presenza della *Pollution Haven* si sono focalizzati sugli IDE. La ricerca di Cole et al. (2014) tenta invece di dimostrare la PHH attraverso l'*outsourcing* delle fasi più inquinanti della produzione delle aziende. Per fare questo i ricercatori hanno sviluppato un modello che considera imprese eterogenee soggette a regolamentazioni ambientali e con la possibilità di compiere *outsourcing*. Essi concludono che, in equilibrio, ci sono due tipi di imprese: imprese che producono internamente e pagano i costi di abbattimento dell'inquinamento come fossero parte del processo di produzione e

imprese che effettuano *outsourcing* internazionale diminuendo così la necessità di pagare costi di abbattimento richiesti dalla loro giurisdizione.

Cole et al. (2014) hanno testato empiricamente questo modello usando un dataset comprendente 12.000 imprese manifatturiere giapponesi e hanno trovato risultati in supporto alle previsioni del modello. Prima di tutto essi hanno verificato che le imprese che intraprendono attività inquinanti sono più propense a compiere *outsourcing* internazionale; data la stretta correlazione che esiste tra queste attività e i costi di abbattimento dell'inquinamento, essi hanno concluso che è più probabile che le imprese con alti costi di regolamentazione compiano *outsourcing*.

In secondo luogo Cole et al. hanno scoperto che i costi di trasporto diminuiscono la probabilità di compiere *outsourcing*. Questo suggerisce che esiste un *trade-off* tra il pagare costi di trasporto e costi di abbattimento dell'inquinamento. Un aumento delle regolamentazioni o una riduzione dei costi di trasporto influenzeranno perciò la misura con cui le imprese domestiche esternalizzano la loro produzione "sporca".

I risultati portano a concludere che è possibile che solo alcune parti della produzione vengano delocalizzate in seguito a un aumento delle regolamentazioni, e che questo potrebbe lasciare grandi e profittevoli sedi centrali nelle giurisdizioni domestiche. In questo senso, un incremento delle regolamentazioni potrebbe aumentare la salute dei cittadini locali, senza causare la perdita di lavoro in seguito alla chiusura degli impianti, ma d'altra parte l'esistenza degli effetti della *Pollution Haven* porterebbero allo sfruttamento dei paesi in via di sviluppo.

2.5. Un'ipotesi alternativa alla *Pollution Haven Hypothesis*

Nel corso degli anni si è però sviluppata anche una teoria che guarda alle restrizioni ambientali sotto un'altra prospettiva rispetto alla *Pollution Haven*, supportata anch'essa da diversi modelli e ricerche (Costantini, 2008).

Si tratta della teoria della competitività dinamica derivante dall'innovazione tecnologica collegata a regolamentazioni ambientali rigide, che venne esposta per la prima volta da Porter e Van der Linde (1995). Questa teoria afferma che, anche se a un primo riscontro una economia in cui sono state introdotte regolamentazioni ambientali più rigide può sembrare svantaggiata, i flussi di innovazione indotti dall'implementazione di politiche ambientali consentono al paese di diventare un esportatore di tecnologie ambientali.

Le origini di questa intuizione possono essere ricondotte al contributo originale di Shumpeter (1947) che enfatizzò l'importanza della risposta creativa dell'economia nell'adattarsi al mutare delle condizioni e all'estesa letteratura sull'ipotesi dell'innovazione indotta che venne

per la prima volta esposta da Hicks (1932). Secondo quest'ipotesi un cambiamento dei prezzi relativi dei fattori produttivi rappresenta un impulso all'innovazione tecnologica, diretto all'economizzazione dell'uso dei fattori produttivi che sono diventati relativamente più costosi.

L'intuizione di Hicks è stata sviluppata all'interno di un'analisi macroeconomica dimostrando che la direzione dello sviluppo tecnologico è dettata dal cambiamento nel prezzo relativo dei fattori produttivi (Binswanger, 1978). Questo contributo ha preparato la strada alla possibilità di generalizzare l'ipotesi dell'innovazione indotta con l'inclusione delle regolamentazioni ambientali come fattori di induzione (Bretschger, 2005).

In questa prospettiva i vincoli ambientali imposti dai regolamenti si adatterebbero molto bene nel modello dell'induzione, semplicemente perché possono essere usati come esempio dei "prezzi ombra" che le aziende inquinanti devono sostenere (Jaffe, 2003).

Tuttavia, anche se il modello dell'induzione tecnologica provvede a fornire una giusta guida per l'analisi dell'interazione tra la dinamica dei prezzi relativi e la direzione del cambiamento tecnologico, non considera la reale disponibilità della conoscenza tecnologica e il meccanismo sottostante l'introduzione dell'innovazione tecnologica (Keller, 2004).

Quando si tiene conto di questi aspetti, emerge che l'introduzione di nuove regolamentazioni ambientali potrebbe rappresentare uno stimolo per nuove ricerche, perché influenza i mercati aprendo nuove possibilità di profitto. Il sistema dell'innovazione dovrebbe però essere dotato di un'adeguata conoscenza scientifica e tecnologica per fare in modo che l'economia risponda creativamente ai cambiamenti nei vincoli esterni (Altman, 2001).

Seguendo questo tipo di approccio, si può ritenere che l'espansione internazionale di regolamentazioni possa essere accompagnata da un'espansione dei mercati delle tecnologie per la protezione dell'ambiente (Bernauer, 2006). Lo studio di Bernauer deduce che il primo paese a introdurre regolamentazioni ambientali più rigide, aumentando perciò la pressione sull'industria nello sviluppare processi di produzione compatibili con l'ambiente, può guadagnare vantaggi consistenti nel mercato di queste tecnologie o prodotti eco-compatibili.

La teoria, nella sua formulazione più forte, è che lo shock creato da una nuova regolamentazione crea una pressione esterna sulle aziende che sono spinte a creare nuovi prodotti e processi che influiscono positivamente sull'economia e quindi sia sulla sua competitività che sul *social welfare* (Porter, 1995).

Secondo Jaffe et al. (1995), un'interpretazione più debole di questa teoria porta a una situazione *win-win* dove le rigide regolamentazioni ambientali aumenteranno i profitti privati delle aziende. Anche in questa seconda ipotesi, i risultati non sono univoci e si è visto che molte altre condizioni, oltre quella delle regolamentazioni ambientali rigide, contribuiscono a

formare i vantaggi comparati ottenuti dalla leadership tecnologica (Cerin, 2006). Queste condizioni aggiuntive includono una serie di fattori tra cui l'esistenza di una struttura internazionale all'interno della quale gli standard ambientali sono omogenei, l'esistenza di una prospettiva di lungo periodo che riduce il rischio di investimento e, ancora più importante, la possibilità di ottenere vantaggi dall'essere i pionieri in queste tecnologie.

Nella loro ricerca Costantini e Crespi (2008) cercano di focalizzare la loro attenzione su uno specifico tipo di tecnologie eco-sostenibili piuttosto che verificare l'effetto delle regolamentazioni sui flussi commerciali in generale. Quello che vogliono verificare è se l'introduzione di regolamentazioni ambientali più rigide sprona l'abilità di un paese ad esportare queste tecnologie all'estero. Le tecnologie prese in considerazione sono quelle collegate al settore dell'energia e in particolare alla produzione di energie rinnovabili e ai processi di accumulo dell'energia. Considerando il settore energetico, essi hanno utilizzato il protocollo di Kyoto come *framework* istituzionale. Questo riduce i tipici problemi che riguardano le regolamentazioni ambientali: gli accordi ambientali multilaterali di solito riducono l'esistenza di *free riders* e quindi garantiscono una distribuzione giusta dei benefici e dei costi. Inoltre, il protocollo di Kyoto fornisce un *framework* istituzionale che favorisce la diffusione della tecnologia. Infatti vengono introdotti strumenti di mercato che hanno il fine di ridurre il costo per le industrie private e di promuovere la diffusione di tecnologie eco-sostenibili, specialmente nei paesi in via di sviluppo (Commissione europea, 2004; Fisher, 2003).

Guardando ai requisiti di un'efficiente regolamentazione ambientale sottolineati da Porter (1995), il protocollo di Kyoto sembra essere ben definito in quanto: (1) si focalizza sui prodotti e non sulle tecnologie (ha un chiaro obiettivo ma un approccio flessibile); (2) concede un esteso uso degli incentivi di mercato (includendo permessi scambiabili); (3) è basato su un'estesa azione di coordinamento tra i regolamenti. Un focus così specifico aiuta a ridurre l'influenza di una politica ambientale inefficiente sui risultati empirici di una possibile ipotesi di Porter, che specifica chiaramente l'influenza positiva di "standard ambientali propriamente disegnati" sul paradigma della competitività dinamica (Porter, 1995). Come sottolineato da Wagner (2003), regolamentazioni inefficienti aumentano i costi di adattamento delle imprese e quindi diminuiscono la possibilità che i benefici delle innovazioni siano più grandi dei costi introducendo un errore sistematico negli studi empirici.

Il modello empirico utilizzato da Costantini e Crespi è una equazione gravitazionale per il commercio internazionale in linea con molti altri studi empirici che hanno cercato di definire gli effetti di regolamentazioni ambientali sugli scambi commerciali. I dati utilizzati però, a

differenza di molti altri studi empirici, non riguardano solamente un paese ma molti paesi: Australia, Austria, Belgio, Francia, Stati Uniti ecc.

L'equazione gravitazionale utilizzata da Costantini e Crespi è la seguente:

$$\ln EXP_{ijt} = \alpha + \beta_1 \ln M_{it} + \beta_2 \ln M_{jt} + \beta_3 \ln G_{ij} + \beta_4 E_{it} + \beta_5 E_{jt} + \beta_6 I_{it} + \beta_7 I_{jt} + \beta_8 X_{jt} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{Eq 1})$$

dove la variabile dipendente EXP_{ijt} rappresenta gli scambi bilaterali (dal paese i al paese j) al tempo t di tecnologie per l'ambiente, M_{jt} spiega il ruolo del reddito e della grandezza della popolazione del paese j al tempo t , G_{ij} corrisponde alla distanza geografica tra il paese j e quello i , E_{jt} corrisponde alle regolamentazioni ambientali del paese j al tempo t , I_{it} l'innovazione del paese j al tempo t , mentre X_{jt} raggruppa tutte le altre variabili di controllo come gli FDI.

I risultati empirici di questo modello mostrano come standard ambientali più alti conducano a un impulso positivo per investimenti crescenti in equipaggiamenti tecnologici avanzati che provvedono a creare una fonte di vantaggi comparati a livello internazionale. La ricerca mostra come questo impulso positivo possa essere sfruttato in termini di performance dell'export che dipende dal livello di capacità tecnologica di sistemi innovativi differenti. Paesi con regolamentazioni ambientali rigide e capacità innovativa più alta hanno una capacità di export maggiore per quelle tecnologie eco-sostenibili che le regolamentazioni inducono ad adottare.

3. European Union Emission Trading System (EU-ETS)

L'EU-ETS è uno degli strumenti fondamentali su cui si fonda la politica dell'Unione Europea per contrastare i cambiamenti climatici. È infatti uno strumento che permette di ridurre in maniera economicamente efficiente le emissioni di gas a effetto serra.

La necessità di questo strumento nacque in seguito alla firma del Protocollo di Kyoto che nel 1997 fissò degli obiettivi di riduzione dei gas serra per 37 paesi industrializzati (ONU, 1997). Nel Marzo del 2000 la Commissione europea presentò un libro verde su “Lo scambio dei diritti di emissioni di gas ad effetto serra all'interno dell'Unione Europea” con alcune prime idee sulla struttura degli EU-ETS che servì come base per molte discussioni che aiutarono alla definizione della loro forma nella prima fase. Tutto questo portò all'adozione della Direttiva sugli EU-ETS nel 2003 e l'introduzione degli EU-ETS nel 2005.

Attualmente il sistema EU-ETS è attivo nei 28 paesi dell'Unione Europea più Islanda, Lichtenstein e Norvegia e limita le emissioni di oltre 11.000 impianti ad alto consumo di energia e delle compagnie aeree che collegano tali paesi interessando circa il 45% delle emissioni di gas a effetto serra.

3.1. Come funzionano gli EU-ETS

Il sistema EU-ETS opera secondo il principio della limitazione e dello scambio delle emissioni (*cap and trade*). Viene fissato un tetto alla quantità totale di alcuni gas che possono essere emessi dalle imprese presenti all'interno del sistema e questo tetto viene ridotto nel tempo in modo che le emissioni totali diminuiscano. Entro il limite imposto dal tetto, le imprese ricevono o acquistano quote di emissione che possono anche scambiare all'interno di un'asta. Inoltre possono comprare quantità limitate di crediti internazionali da progetti di riduzione delle emissioni di tutto il mondo. In ogni caso il 5% di tutte le quote di emissioni viene sempre tenuto da parte per allocarlo gratuitamente alle imprese che entrano all'interno del sistema (Commissione europea, 2017)

Le imprese, alla fine di ogni anno, devono riuscire a restituire un numero di quote che corrisponda alle loro emissioni e, se non ci riescono, sono costrette a subire pesanti multe. Se un'impresa riesce a diminuire le proprie emissioni e alla fine dell'anno le rimangono alcune quote inutilizzate le può tenere per se stessa per riuscire a coprire il fabbisogno futuro oppure può venderle all'asta a un'altra impresa che ne abbia bisogno.

3.2. La struttura “cup and trade”

L'Unione Europea ha deciso di adottare una struttura *cup and trade* (limitazione e scambio) quale mezzo migliore per soddisfare l'obiettivo di riduzione dei gas serra perché consente di raggiungere gli obiettivi ambientali al minimo costo sia per i singoli partecipanti che per l'economia nel suo complesso (Commissione europea, 2017b)

Un tradizionale approccio “command and control” definirebbe un limite di emissioni per le singole imprese ma provvederebbe poca flessibilità per le aziende sul dove e quando questa riduzione delle emissioni dovrebbe avere luogo. Inoltre in un sistema multi-nazionale servirebbero accordi per definire il giusto prezzo dell'anidride carbonica che dovrebbe da una parte consentire di raggiungere la diminuzione del target di emissioni e dall'altra non gravare troppo sulle imprese coinvolte.

Lo scambio permette alle aziende presenti all'interno del sistema EU-ETS di determinare quale sia l'opzione meno costosa per riuscire a soddisfare il limite generale delle emissioni e inoltre, attraverso di esso, il mercato definisce il prezzo dell'anidride carbonica esplicitandolo da un gran numero di fattori.

Oltre alla flessibilità ci sono anche altri elementi chiave che hanno portato alla scelta di un sistema cap and trade. Il primo è la certezza sulla quantità di emissioni (1) determinata dal limite che viene imposto al sistema generale. Questo è molto importante per supportare gli obiettivi internazionali dell'Unione Europea e raggiungere i goal ambientali. Il secondo elemento è l'efficienza di costo (2): lo scambio rivela il miglior prezzo dell'anidride carbonica per raggiungere l'obiettivo programmato e assicura quindi che le emissioni siano tagliate dove costa meno farlo. Il terzo elemento sono i ricavi (3) che derivano dalla vendita all'asta delle emissioni di gas serra. Questi ricavi, che entrano per la maggior parte nelle casse dei governi, dovrebbero essere usati almeno al 50% per finanziare misure contro i cambiamenti climatici come concordato dai capi di governo nella Direttiva sugli EU-ETS. L'ultimo elemento chiave è la minimizzazione del rischio per gli stati membri (4) riguardo al raggiungimento degli obiettivi imposti loro dal Protocollo di Kyoto dato che il sistema EU-ETS dà la certezza della diminuzione delle emissioni dalle imprese che creano il 50% di tutte le emissioni dell'Unione Europea.

3.3. Lo sviluppo degli EU-ETS

Il sistema degli EU-ETS si è sviluppato durante tre fasi distinte. La prima fase, dal 2005 al 2007 (fase “pilota”) è stata usata per testare la formazione dei prezzi nel mercato delle emissioni e per stabilire le infrastrutture necessarie per monitorare, riportare e verificare le emissioni. In questa fase il tetto di emissioni era basato su stime dato che non c’era nessun dato affidabile sulle emissioni. Lo scopo primario di questa fase era quello di assicurarsi che il sistema EU-ETS avrebbe funzionato efficacemente e garantire che gli stati membri dell’Unione Europea sarebbero riusciti a rispettare i loro obblighi derivanti dal Protocollo di Kyoto.

La seconda fase, dal 2008 al 2012, corrisponde al primo periodo di impegno nei confronti del protocollo di Kyoto. In questa fase venne inglobata anche l’aviazione all’interno della politica degli EU-ETS e soprattutto venne aumentato il numero dei meccanismi tramite i quali le imprese erano in grado di ricevere crediti internazionali corrispondenti a quote di emissioni.

La terza e ultima fase, cominciata nel 2013, è tuttora in corso e si concluderà nel 2020. Durante questa fase sono stati introdotti nuovi accorgimenti per migliorare l’armonizzazione degli EU-ETS, sviluppati nel corso delle due fasi precedenti. Durante questo terzo periodo l’Unione Europea ha deciso di diminuire le emissioni di gas serra sotto il limite imposto dal Protocollo di Kyoto per dimostrare il suo impegno nel contrastare i cambiamenti climatici. Gli EU-ETS non hanno una data di conclusione e continueranno sicuramente anche oltre la terza fase.

3.4. La determinazione del tetto delle emissioni

Un unico tetto delle emissioni per tutta l’Unione Europea è fissato dalla direttiva sugli EU-ETS in termini di percentuale di riduzione. Questo è tradotto dalla Commissione europea in un tetto espresso in tonnellate di anidride carbonica per ogni fase degli EU-ETS. Il tetto determinato per la terza fase assicura che entro il 2020 si raggiungeranno gli obiettivi di riduzione dei gas serra che consistono in una riduzione delle emissioni del 20% rispetto ai livelli del 1990.

Contrariamente alle fasi precedenti, nelle quali i tetti di emissioni erano costanti, nella fase 3 il tetto delle emissioni decresce in modo regolare. La diminuzione delle emissioni consiste in una riduzione annuale del 1,74% rispetto al 2010 che tradotto in emissioni corrisponde a 38.264.246 quote che consentono di emettere o una tonnellata di anidride carbonica, il gas

serra presente in maggiore quantità, oppure l'equivalente di gas serra più potenti come l'ossido di diazoto o i perfluorocarburi.

3.5. L'assegnazione delle quote di emissione

Come detto precedentemente, le imprese possono entrare in possesso delle quote di emissioni tramite tre modalità: (1) ricevendole gratuitamente, (2) acquistandole all'asta oppure (3) riscuotendole attraverso l'acquisizione di crediti internazionali che derivano da progetti di riduzione delle emissioni di tutto il mondo.

Per quanto riguarda la prima modalità (1), per l'allocazione gratuita delle quote di emissioni sono stati adottati due diversi schemi durante le tre diverse fasi.

Nella prima e seconda fase, in tutti gli stati membri la maggior parte delle quote erano ripartite in base alle emissioni storiche di gas serra, con un metodo che è conosciuto come "grandfathering" (salvaguardia). Questo approccio è stato criticato in quanto premiava le imprese che emettevano molto e non teneva in considerazione le azioni anteriori mirate a ridurre le emissioni.

Dalla terza fase in poi invece si è usato un approccio basato sui *benchmark*, determinati in base alla media delle emissioni di gas serra prodotti dal 10% delle imprese più efficienti del settore. In questo caso l'ammontare totale delle allocazioni gratuite che ogni struttura riceve si basa sui benchmark delle emissioni relativi alla produzione di prodotti simili. In questo modo, le imprese che sono molto efficienti dovrebbero ricevere tutte o quasi tutte le quote di emissioni che gli servono per coprire i loro obblighi derivanti dagli EU-ETS mentre le imprese inefficienti devono fare un grande sforzo per coprire le loro emissioni, o riducendo le emissioni o acquistando quote all'asta.

La determinazione dei *benchmark* delle emissioni viene effettuata prima dell'inizio del periodo di scambio delle allocazioni perché questo dà la certezza che l'allocazione delle emissioni non risenta di altri fattori esterni e consente alle imprese di programmare meglio la loro performance.

Un problema che si può riscontrare con l'allocazione gratuita delle quote avviene quando le imprese di alcuni settori sono in grado di passare tutti i costi legati alle emissioni ai loro clienti scaricando su di loro il costo opportunità di non poter usufruire delle quote assegnate gratuitamente vendendole ad altre imprese. Per esempio, durante la prima e seconda fase si è osservato che questo tipo di azioni erano perseguite dalle aziende presenti nel settore dell'energia e perciò durante la terza fase gli sono state negate loro le allocazioni gratuite.

Inizialmente le allocazioni gratuite erano distribuite secondo piani di allocazione specifici per ogni stato membro (NAP – National Allocation Plans), ma durante la prima fase il processo di preparazione dei NAP si è rivelato complesso, oneroso in termini di tempo e non sufficientemente trasparente o armonizzato. La loro complessità ha dato quindi origine a non pochi problemi di comprensione da parte delle imprese creando incertezza sulla loro effettiva attuazione da parte degli stati. Il lato maggiormente negativo consisteva sicuramente nel fatto che questi piani erano creati attraverso metodiche che variavano da stato a stato e che portavano a distorsioni competitive tra le industrie di differenti paesi. Per questo motivo la Commissione europea, durante la seconda fase, ha definito delle tabelle standardizzate all'interno delle quali erano presenti le informazioni chiave dei NAP con il fine di rendere il sistema in qualche modo più trasparente e armonizzato.

Per il terzo periodo degli EU-ETS i NAP non sono stati più usati dato che le allocazioni sono state determinate tramite regole comuni definite direttamente a livello europeo. Agli stati è stato chiesto di definire, tramite queste regole, un piano di allocazione chiamato NIM (National Implementation Measures) che quindi risulta avere la stessa metodologia di determinazione per tutti i paesi. La Commissione europea approva i NIM dei diversi stati e richiede aggiustamenti dove è necessario.

La seconda modalità (2), che permette alle imprese di entrare in possesso delle quote di emissioni, è la loro acquisizione all'asta. Questo metodo permette alle imprese di acquisire le quote al prezzo di mercato e in modo trasparente. Durante il primo periodo, agli stati membri era permesso mettere all'asta fino al 5% delle quote di emissioni, percentuale che è salita al 10% nel secondo periodo. Gli stati hanno usato questo metodo solo parzialmente, soprattutto durante il secondo periodo durante il quale solo il 4 % delle quote è stato effettivamente messo all'asta, dato che la maggior parte era già stata allocata gratuitamente. Dall'inizio della terza fase è stato reso obbligatorio mettere all'asta tutte quelle quote che non erano state allocate gratuitamente.

Il processo di vendita all'asta delle quote è stato determinato dalla “Auctioning Regulation” (Regolamento europeo numero 1031/2010) dove vengono specificati i tempi e gli aspetti amministrativi attraverso i quali la messa all'asta delle emissioni deve aver luogo per assicurare un processo omogeneo e non discriminatorio di vendita delle quote.

L'asta consiste in un round unico e con un prezzo delle quote uniforme per facilitare la partecipazione di tutti gli acquirenti autorizzati. In ogni battuta ciascun acquirente deve specificare il numero di quote che vorrebbe acquistare e il prezzo che è disposto a pagare. La battuta di offerta deve rimanere aperta come minimo per due ore al termine delle quali la

piattaforma determina e pubblica il prezzo a cui le quote sono state vendute. Questo è il prezzo al quale la somma dei valori delle offerte è uguale o supera la somma dei valori delle quote messe all'asta. Le offerte sono ordinate in modo decrescente in base al prezzo e le quote sono assegnate a partire dall'offerta con il prezzo più alto. Tutte le offerte con un prezzo maggiore di quello di aggiudicazione dell'asta si concludono con successo. Per ogni battuta d'asta se il volume delle quote non è interamente venduto, quest'ultima viene cancellata. Questo può accadere se il valore delle offerte è minore del valore delle quote messo all'asta o se il prezzo di aggiudicazione è inferiore a quello di riserva. Il prezzo di riserva è un prezzo di aggiudicazione minimo che viene definito prima dell'apertura dell'asta basato sul prezzo di mercato prevalente delle quote di emissioni. Definire un prezzo di aggiudicazione significativamente sotto il prezzo di mercato comporterebbe infatti un disturbo della percezione del prezzo delle emissioni e non assicurerebbe il pagamento di un giusto prezzo da parte degli acquirenti.

La distribuzione tra gli stati membri dei diritti di messa all'asta delle quote di emissioni è assegnata secondo specifici criteri. L'88 % delle quote che possono essere messe all'asta è diviso tra gli stati membri in base alla loro percentuale di emissioni di gas serra durante la prima fase degli EU-ETS, un ulteriore 10% viene distribuito ai paesi con un basso reddito affinché, tramite la vendita di queste quote, riescano a investire in tecnologie ecosostenibili e infine il rimanente 2% è distribuito a queglii stati che sono riusciti ad ottenere una riduzione dei gas serra del 20% a partire dal 2005.

Come detto precedentemente almeno la metà dei ricavi che derivano dalla vendita delle quote deve essere usata per ridurre l'emissione di gas serra, contrastando così i cambiamenti climatici, e gli stati sono obbligati a rendere conto delle proprie azioni alla Commissione europea che controlla il giusto investimento di questi ricavi. Un'iniziativa finanziata in Germania attraverso gli EU-ETS è per esempio il "Fondo per l'energia e il clima". Questo fondo ha l'obiettivo di provvedere supporto finanziario a programmi nazionali e internazionali per la protezione dell'ambiente.

Non tutti i ricavi derivanti dalle aste sono però recepiti dagli stati membri. Infatti 300 milioni di quote derivanti dalla riserva per i nuovi entranti¹ (NER) sono vendute dalla Banca Europea per gli Investimenti. I ricavi di queste quote sono utilizzate per sostenere il "NER300" che è un programma di finanziamento di progetti riguardanti nuove tecnologie ecosostenibili e in particolare tecnologie che catturino e immagazzinino la CO₂ e che utilizzino forme di energia rinnovabile.

¹ A questa riserva vengono assegnate ogni anno il 5% delle quote di emissioni totali e sono poi allocate gratuitamente ai nuovi entranti nel sistema EU-ETS.

Infine il terzo meccanismo (3) tramite il quale le imprese possono “coprire” le proprie emissioni è quello dei crediti internazionali. Questi crediti sono strumenti finanziari che rappresentano una tonnellata di CO₂ rimossa dall’atmosfera come risultato di un progetto di riduzione delle emissioni. Attualmente i crediti internazionali sono generati tramite due meccanismi definiti dal Protocollo di Kyoto.

Un primo schema di attuazione è il CDM (Clean Development Mechanism) tramite il quale i paesi industrializzati (o, in questo caso, le singole imprese) possono investire in progetti di riduzione delle emissioni in paesi in via di sviluppo come alternativa alla più costosa riduzione delle emissioni da sostenere nei propri paesi. Un progetto CDM deve provvedere a una riduzione delle emissioni reali. Tale riduzione deve essere aggiuntiva rispetto a quello che sarebbe accaduto in ogni caso. I progetti devono essere qualificati attraverso un processo rigoroso e pubblico che deve poi essere approvato da precise istituzioni nazionali. Questo meccanismo che è in vigore dal 2006 ha già registrato 1650 progetti e si prevede che comporterà la riduzione di più di 2,9 miliardi di tonnellate di CO₂.

Il secondo schema è invece chiamato JI (Joint Implementation). In questo caso un paese (o impresa) impegnato nel Protocollo di Kyoto può investire in un progetto di riduzione delle emissioni di un altro paese che deve ridurre le emissioni sempre a causa della sua adesione al Protocollo di Kyoto.

Durante la prima fase degli EU-ETS era possibile accedere ai crediti internazionali solamente attraverso il CDM ma dal 2008, con l’inizio della seconda fase, l’accesso ai crediti internazionali è stato reso possibile anche attraverso il JI. Questo ha fatto sì che il sistema EU-ETS diventasse la più grande fonte di richiesta di progetti legati ai CDM e JI.

3.6. Monitorare le emissioni di gas serra

Affinché il sistema EU-ETS possa operare in modo efficiente è necessario che sia presente un sistema di monitoraggio, di reporting e di verifica robusto e trasparente. Tutte queste procedure sono conosciute come l’ETS *compliance cycle* (ciclo di conformità ETS).

Il ciclo di conformità dura un anno durante il quale le imprese devono redigere un report sulle emissioni che viene approvato il 31 Marzo dell’anno successivo dalle autorità competenti. Una volta approvato il report le imprese devono coprire le loro emissioni tramite le quote in loro possesso e se ciò non accade vanno incontro a pesanti sanzioni. Il piano di monitoraggio di ogni impresa deve essere approvato come anche tutte le modifiche che vengono effettuate. Affinché i sistemi di monitoraggio e verifica siano uniformi in tutti i paesi la Commissione

europea ha provveduto a redigere dei modelli che servono da base la creazione di suddetti sistemi.

3.7. Gli EU-ETS e il rischio di delocalizzazione produttiva

Come è stato discusso nel capitolo 1, è ampiamente riconosciuta la presenza del problema della delocalizzazione produttiva dei processi inquinanti nel momento in cui vengono introdotte nuove regolamentazioni ambientali. Dato che le emissioni di gas serra inquinano a livello globale, la delocalizzazione verso paesi con basse regolamentazioni diminuisce i benefici totali delle politiche ambientali e determina una perdita per i paesi che regolano le emissioni in termini di produzione, occupazione e tassazione dei profitti delle imprese. Fino ad adesso il più comune deterrente per evitare il rischio della delocalizzazione produttiva è stato o di compensare o di esentare dalle regolamentazione quelle industrie che si pensa siano più appesantite dalle regolamentazioni. Per esempio, praticamente tutte le tasse sulle emissioni che sono state introdotte dagli anni 90' in Europa garantivano sconti o esenzioni per le industrie che consumano più energia (Martin et al., 2014).

Questo è anche quello che è successo per il sistema EU-ETS dove infatti, durante i primi otto anni, si è cercato di evitare la delocalizzazione produttiva allocando gratuitamente quote di emissioni alle industrie manifatturiere più appesantite. Facendo questo la Commissione europea non ha inciso su più di tre quarti di tutte le emissioni che derivano dall'industria manifatturiera limitando quindi in modo considerevole la portata degli EU-ETS.

Lo spettro della *Pollution Haven Hypothesis* incombe quindi sulle regolamentazioni europee anche se alcuni studiosi credono che le precauzioni prese dalla CE siano eccessive e limitino, senza reali rischi alla base, la portata degli EU-ETS.

Martin et al. (2014) compiono uno studio sui criteri secondo i quali vengono allocate gratuitamente le quote per diminuire il rischio di delocalizzazione produttiva. Le esenzioni sono determinate in base a due semplici indici: intensità delle emissioni e i costi ad esse associati (CI- Carbon intensity) e la propensione al commercio (TI- Trade intensity), entrambi misurati con la precisione della classificazione dei settori industriali a 4 cifre.

Per misurare il peso delle emissioni di un settore si considerano sia i costi diretti che i costi indiretti divisi per il valore aggiunto del settore. I costi diretti sono calcolati a partire dalle emissioni di CO₂ moltiplicati per un prezzo approssimato di 30 €/tCO₂ mentre i costi indiretti sono calcolati a partire dall'aumento del prezzo dell'elettricità causato dall'assenza di assegnazione di quote gratuite per il settore dell'energia. La propensione all'esportazione è invece definita come il rapporto tra il valore totale delle esportazioni verso paesi fuori dalla

UE sommato al valore delle importazioni e la grandezza del mercato europeo (EU Commission, 2009, p. 24). Perché un settore sia considerato a rischio il peso delle emissioni deve superare la soglia del 5% e la sua propensione all'esportazione quella del 10% o in alternativa uno dei due indici deve essere maggiore del 30%. Seguendo questo schema Martin et al. (2014) hanno classificato il rischio di delocalizzazione in 4 differenti categorie.

- A: alto peso delle emissioni ($CI > 30\%$),
- B1: alta propensione al commercio e basso peso delle emissioni ($CI \leq 5\% \cap TI > 30\%$),
- B2: alta propensione al commercio e moderato peso delle emissioni
($5\% \leq CI \leq 30\% \cap TI > 30\%$),
- C: moderato peso delle emissioni e propensione al commercio
($5\% \leq CI \leq 30\% \cap 10\% \leq TI \leq 30$)

Dove CI (Carbon intensity) corrisponde al peso delle emissioni e TI (Trade intensity) corrisponde alla propensione al commercio.

Nel grafico 1 queste 4 categorie vengono inserite in un diagramma dove il peso delle emissioni viene posto sull'asse verticale e la propensione al commercio su quello orizzontale.

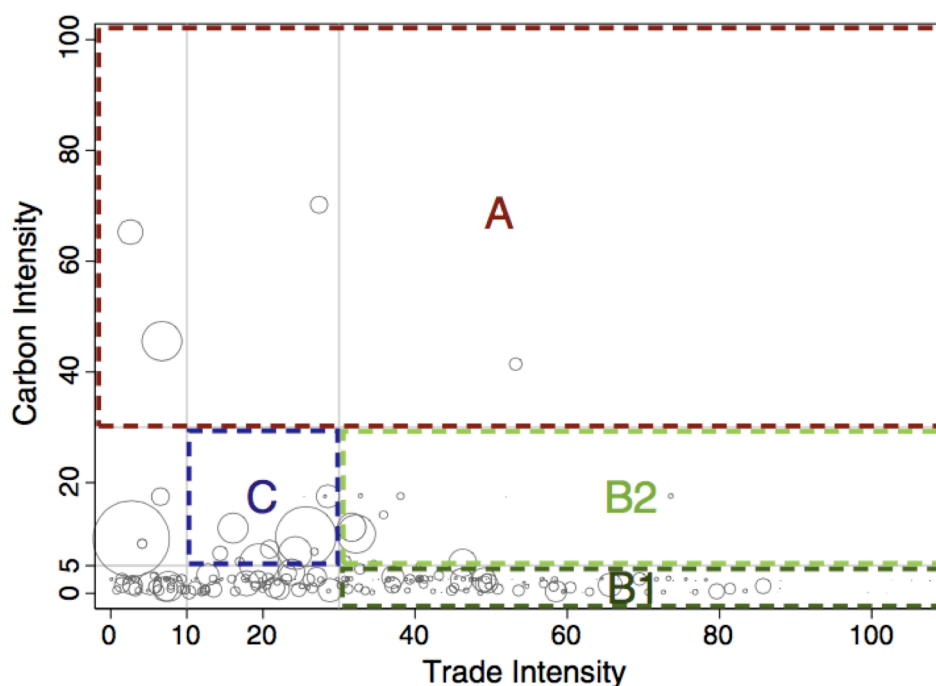


Grafico 1. Grafico che suddivide i settori rispetto alla loro propensione al commercio e al peso delle emissioni. I cerchi corrispondono ai settori individuati mediante la classificazione a 4 cifre NACE e la dimensione dei cerchi è proporzionale al numero di imprese presenti in ogni settore (Martin et al. 2014b)

Da questo grafico si possono notare in maniera immediata due fatti. Il primo è che la categoria B1 contiene il maggior numero di settori considerati a rischio di delocalizzazione dalla CE, il secondo è che la maggior parte di questi settori non producono una quantità eccessiva di emissioni, in quanto il peso delle loro emissioni è inferiore al 5%.

Il grafico 2 invece mostra la grandezza relativa di queste cinque categorie (vengono considerate anche le imprese non esentate dagli EU-ETS) in termini numero di imprese, occupazione e emissioni di CO₂.

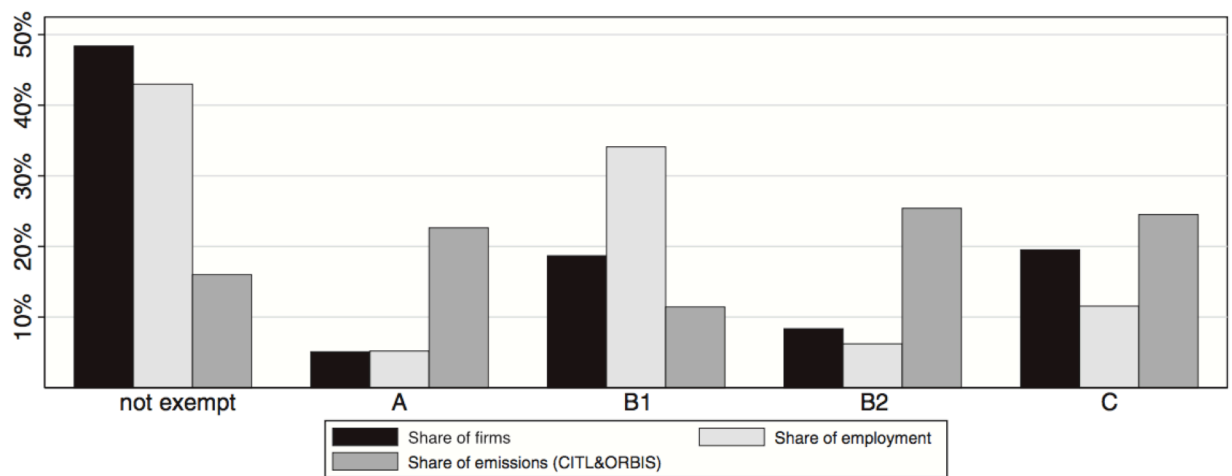


Grafico 2. La prima colonna indica la percentuale delle imprese rispetto al totale, la seconda quella degli impiegati e la terza quella delle emissioni di CO₂ (Martin et al. 2014b).

B1 è il più grande gruppo di imprese esentate dagli EU-ETS in termini di occupazione e B2 è il più grande gruppo esentato in termini di emissioni. Questo secondo grafico evidenzia come la percentuale di emissioni che non sono allocate gratuitamente sia pari solamente al 15% e mostra quindi come le politiche adottate dalla Commissione europea per limitare il rischio della delocalizzazione produttiva non tassino di fatto la maggior parte delle emissioni prodotte in Europa.

La ricerca di Martin et al. (2014) si è basata su una misura di rischio di delocalizzazione ricavata da un dataset creato tramite interviste telefoniche con manager di 761 imprese manifatturiere provenienti da 6 paesi europei regolati da EU-ETS. L'analisi empirica della ricerca si focalizza sulla risposta " Si aspetta che la volontà del governo di tassare le emissioni vi costringerà a delocalizzare parte della produzione di questa impresa nell'immediato futuro

o di chiuderla completamente?” (*“Do you expect that government efforts to put a price on carbon emissions will force you to outsource part of the production of this business site in the foreseeable future, or to close down completely?”* Martin et al. 2014b).

Le risposte dei manager sono state classificate su una scala di valori dall'1 al 5 creando una variabile VS (Vulnerability score- grado di vulnerabilità). Il valore 5 era assegnato se il manager credeva che l'impianto si sarebbe dovuto chiudere completamente mentre il valore 1 era assegnato nel caso in cui il manager non si aspettava nessun impatto determinante nella produzione. Il valore 3 era attribuito invece se il manager supponeva che almeno il 10% della produzione sarebbe stato delocalizzato in seguito a politiche future.

Per valutare l'accuratezza dei criteri di determinazione del rischio di delocalizzazione è stato calcolata, tramite una regressione, la correlazione della la variabile VS con la propensione al commercio e con il peso delle emissioni.

Dai risultati della regressione si è mostrato come il peso delle emissioni sia una buona proxy per stimare il rischio di delocalizzazione mentre non si può dire la stessa cosa per la propensione al commercio. Questa discrepanza ha dato vita, secondo Martin et al., a compensazioni troppo generose per le industrie che presentano un'alta propensione al commercio dato che in realtà non sussiste realmente il rischio di delocalizzazione in seguito all'introduzione del sistema EU-ETS.

Sulla base di questi risultati Martin et al. hanno proposto due modifiche ai criteri di delocalizzazione. Il primo è quello di considerare a rischio i settori propensi al commercio solo se è presente un alto peso delle emissioni e il secondo è quello di considerare una misura della propensione al commercio più raffinata nella quale vengano presi in considerazione gli scambi solo con i paesi in via di sviluppo (paesi del “sud”²) rispetto a tutti i paesi esterni all'Unione Europea.

Se la propensione al commercio non fosse più considerata tra i criteri di determinazione del rischio di delocalizzazione e le quote allocate gratuitamente fossero messe all'asta, questo comporterebbe, secondo Martin et al., un aumento dei ricavi di 0,5 miliardi (se si considera il prezzo di mercato della CO₂ negli anni 2012 e 2013) o di 3 miliardi (se invece si considera il prezzo della CO₂ utilizzato dalla Commissione europea per stimare i costi diretti delle emissioni). Se invece si utilizzasse il criterio della propensione al commercio considerando però solo gli scambi con i paesi in via di sviluppo i ricavi risulterebbero essere rispettivamente 71 milioni oppure 430 milioni.

² I paesi del “sud”, come si spiegherà successivamente nel terzo capitolo, sono quei paesi con bassi standard ambientali che, in questo elaborato, sono stati individuati mediante la tabella tratta dal Global Competitiveness Report 2006/2007 (World Economic Forum 2006).

Martin et al. concludono quindi che invece di supportare in modo non specifico molti settori concedendo loro quote gratuite di emissioni, i soldi ricavati dalla vendita delle quote all'asta potrebbero essere usati per investire in infrastrutture e R&S che sono cruciali per la transizione a una economia a basse emissioni.

4. Analisi empirica

Il fine di questa analisi è di valutare l'impatto della prima fase degli EU-ETS (European Union-Emission Trading System) sul processo di *offshoring* delle imprese manifatturiere italiane verso l'estero. I risultati cercano di trovare un riscontro empirico alla teoria della *Pollution Haven* secondo la quale, come già ampiamente discusso nel capitolo 2, il differenziale negli standard ambientali tra i paesi incoraggia le imprese a delocalizzare la produzione verso quei paesi che hanno regolamentazioni ambientali meno rigide. All'interno dell'analisi si è distinto tra scelte di *offshoring* della produzione e IDE.

4.1. Dataset

L'analisi empirica è stata svolta su un dataset comprendente 4895 imprese italiane ricavato dalla "Decima indagine sulle imprese manifatturiere italiane"³ di Unicredit che consiste in una rilevazione analitica condotta su singole imprese.

Inizialmente il campione originale era composto da 5137 imprese ma successivamente, a causa di valori mancanti nelle variabili considerate, questo è stato "pulito" ricavandone un dataset di 4895 imprese.

Il campione preso in considerazione è statisticamente rappresentativo dell'universo delle imprese italiane del settore manifatturiero e comprende imprese che abbiano un fatturato non inferiore al milione di euro e con un numero di addetti maggiore di 10.

Alle imprese è stato sottoposto un questionario diviso in diverse sezioni riguardanti vari campi di attività, tra i quali investimenti, il mercato e la concorrenza, la finanza e l'internazionalizzazione. E' proprio da quest'ultima sezione che sono stati ricavati i dati sull'attività di *offshoring* delle imprese e sugli IDE.

I dati raccolti si riferiscono al periodo 2004-2006 e questo permette all'analisi di non essere influenzata e distorta dalla crisi finanziaria del 2008.

Di seguito nelle tabelle 1, 2 e 3 sono presentate delle statistiche che descrivono la composizione del campione rispettivamente attraverso la distribuzione geografica, la composizione settoriale e la classe dimensionale delle imprese. In particolare per definire la composizione settoriale delle imprese è stata utilizzata la tassonomia di Pavitt che è determinata sulla base della natura delle opportunità tecnologiche e delle innovazioni e

³ "Decima indagine sulle imprese manifatturiere italiane", Rapporto Corporate N.1 Dicembre 2008, UniCredit Corporate banking SpA.

individua quattro settori: settori tradizionali, di scala, specializzati ed ad alta tecnologia. Nelle tabelle sono presentate le frequenze e le percentuali sia del campione originario che del dataset effettivamente utilizzato attraverso le quali possiamo notare che le percentuali di composizione del campione sono rimaste quasi inalterate.

Da una prima generale analisi del campione si può vedere come il 6% delle aziende si avvalga del processo di *offshoring* della produzione (Tabella 4) e in particolare come il 25% di queste delocalizzi la produzione in paesi con standard ambientali più bassi (paesi del “sud”⁴) come Russia, Cina, paesi asiatici e paesi dell’est Europa (Tabella 5).

Le imprese che invece attuano investimenti diretti all’estero (IDE) risultano essere un numero molto più piccolo che si aggira solamente intorno allo 0,6% del campione (Tabella 6).

Possiamo inoltre osservare che le imprese presenti nei settori regolamentati dagli EU-ETS comprendono all’incirca il 30% delle imprese del campione (Tabella 7).

Tabella 1. Distribuzione geografica imprese italiane.

Area Geografica	Campione Originale		Dataset Utilizzato	
	Freq.	Percent	Freq.	Percent
Nord Ovest	2203	42,9%	2098	42,86%
Nord Est	1486	28,9%	1433	29,27%
Centro	836	16,3%	786	16,06%
Mezzogiorno	612	11,9%	578	11,81%
Totale	5137	100%	4895	100%

Tabella 2. Distribuzione settoriale delle imprese.

Settori	Campione Originale		Dataset Utilizzato	
	Freq.	Percent	Freq.	Percent
Tradizionali	2555	42,9%	2484	50,57%
di Scala	974	28,9%	904	18,47%
Specializzati	1374	16,3%	1292	26,39%
Alta Tecno.	234	11,9%	215	4,39%
Totale	5137	100%	4895	100%

⁴ Paesi del “sud” nella tabella individuati grazie alla tabella tratta dal Global Competitiveness Report 2006/2007 (World Economic Forum 2006)

Tabella 3. Dimensione delle imprese.

Classi di addetti	Campione Originale		Dataset Utilizzato	
	Freq.	Percent	Freq.	Percent
Da 11 a 20	1721	33,5%	1797	36,71%
Da 21 a 50	1575	30,6%	1612	32,93%
Da 51 a 250	1421	27,7%	1188	24,27%
Da 251 a 500	235	4,6%	167	3,41%
Oltre 500	185	3,6%	131	2,68%
Totale	5137	100%	4895	100%

Tabella 4. Imprese che effettuano *Offshoring*.

<i>Offshoring</i>	Freq.	Percent
No	4602	94,01%
Si	293	5,99%
Totale	4895	100,00%

Tabella 5. Imprese che effettuano *Offshoring* nei paesi del “sud”.

Off. Paesi “Sud”	Freq.	Percent
No	270	75,09%
Si	73	24,91%
Totale	293	100,00%

Tabella 6. Imprese che effettuano IDE.

IDE	Freq.	Percent
No	4865	99,36%
Si	30	0,61%
Totale	4895	100,00%

Tabella 7. Imprese soggette a EU-ETS.

EU-ETS	Freq.	Percent
No	3458	70,64%
Si	1437	29,36%
Totale	4895	100,00%

4.2. Descrizione delle variabili presenti nel modello

Offshoring

Nella sezione D del questionario e specificamente alla domanda numero D 3.1.1 viene chiesto: “Attualmente l’impresa realizza almeno in parte la propria attività produttiva in un altro Paese?”. Queste informazioni vengono utilizzate per creare una dummy che assume valore 1 se l’impresa effettua operazioni di *offshoring* della produzione e 0 in caso contrario.

Investimenti Diretti all’Estero (IDE)

Per quanto riguarda gli investimenti diretti all’estero è stata utilizzata la domanda D3.1.3, che cita testualmente: “Nel triennio 2004-2006, l’impresa ha effettuato investimenti esteri diretti e/o concluso accordi di collaborazione tecnico- produttiva all’estero?”. Anche in questo caso è stata creata una dummy che vale 1 se l’impresa ha effettuato investimenti all’estero e 0 in caso contrario.

Misurazione della *stringency* ambientale

Per misurare il livello di *stringency* ambientale dei settori sono state usate tre variabili alternative.

La prima consiste in una semplice dummy (“EU-ETS dummy”) che vale 1 se il settore⁵ è regolamentato dagli EU-ETS e 0 altrimenti.

La seconda è una variabile proposta da Borghesi et al. (2015), che si basa su un indicatore di *stringency* (s_i) degli EU-ETS sui settori regolamentati e si calcola a partire dal quoziente tra le emissioni del settore e le quote assegnate allo stesso:

$$s_i = \frac{e_i}{EUA_i} \quad (\text{Eq. 1})$$

dove e_i corrisponde alle emissioni del settore i e EUA_i sono le quote assegnate dall’Unione Europea a questo settore. Maggiore sono le emissioni rispetto alle quote assegnate, maggiore è la *stringency* causata dagli EU-ETS.

Questo indicatore è facilmente interpretabile. Infatti se $s_i > 1$ allora l’ammontare di quote

⁵ Settore individuato mediante classificazione Ateco 2002 a livello 2 digit.

permesse al settore i è minore del suo livello di emissioni e quindi la politica degli EU-ETS è effettivamente restrittiva per questo settore. Se, al contrario, $s_i < 1$ allora le quote assegnate sono maggiori o uguali a quelle emesse e la politica degli EU-ETS non è restrittiva.

Per l'analisi dei dati sono stati usati due indicatori s_i , uno ponendo al numeratore la media delle emissioni di settore 2000-2005 fornita dalla National Accounting Matrix of Environmental Accounts (NAMEA) (Costantini et al., 2011; Tudini, 2012) e l'altro con i valori relativi al solo 2005 (rispettivamente EUETS_005 e EUETS2005).

Nell'analisi la variabile è definita prima tramite una dummy che vale 1 se il settore è regolamentato tramite EU-ETS e 0 in caso contrario. Se la dummy vale 1, successivamente, viene moltiplicata per l'indicatore della *stringency* sopra descritto in base al settore di appartenenza.

La terza variabile di *stringency* ambientale ("EU-ETS noinvamb") deriva dalla moltiplicazione di due dummy. La prima è, come nel caso precedente, la dummy che individua i settori che sono regolamentati dagli EU-ETS. La seconda invece viene ricavata dalla domanda C1.4 dell'indagine che riguarda gli investimenti materiali e immateriali del triennio 2004-2006 e in particolare dalla risposta numero 4 che individua gli investimenti effettuati per raggiungere un minore impatto ambientale. In questo caso se le imprese appartengono a un settore regolamentato da EU-ETS, e quindi la prima dummy ha valore 1, si moltiplica per la seconda che vale 1 nel caso non ci siano stati investimenti e 0 nel caso invece in cui siano avvenuti. Le imprese che appartengono a settori regolamentati e non hanno effettuato investimenti dovrebbero essere più propense a delocalizzare la produzione rispetto alle altre perché probabilmente si trovano di fronte alla necessità di affrontare i costi di adattamento. La stima di questa variabile potrebbe però essere viziata dalla presenza di imprese che hanno investito in impianti ecologici negli anni precedenti all'indagine Unicredit. In conclusione questa variabile viene considerata con il fine di riuscire a individuare quali sono le azioni che intraprende un'impresa una volta che il suo settore viene regolamentato da EU-ETS: delocalizza la produzione oppure diminuisce il suo impatto ambientale.

Variabili a livello di impresa

Sono state considerate tutte quelle variabili che definiscono le caratteristiche d'impresa potenzialmente correlate con la decisione di effettuare scelte di *offshoring* della produzione. Queste variabili sono state individuate attraverso precedenti studi come quello di Cole et al. (2014) e Antonietti et al. (2017).

La prima variabile che viene inclusa nel modello è la variabile "età" che controlla per l'età dell'impresa e viene calcolata sottraendo all'anno in cui viene effettuata l'indagine (2006) l'anno di fondazione dell'impresa.

Una dummy "gruppo" è inclusa per controllare l'appartenenza dell'azienda a un gruppo e cioè un insieme di più imprese controllate, direttamente o indirettamente, dalle medesime persone fisiche o dalla medesima impresa. In questo caso, se la dummy ha valore 1 allora l'impresa appartiene al gruppo sia nel caso in cui sia una delle controllate sia nel caso in cui ne sia a capo.

Anche la dimensione delle imprese è considerata dal momento che ci sono differenze tra le imprese piccole e grandi in termini di capacità e volontà di internazionalizzare e di impegno in azioni rivolte alla sostenibilità come è ampiamente discusso nella letteratura (Lu and Beamish, 2001; Klewitz and Hansen, 2014). Per questo motivo è stata introdotta una variabile "addetti" che indica il numero di addetti dell'impresa.

Un altro gruppo di variabili considerato è quello che riguarda le dotazioni tecnologiche delle imprese: la variabile "ict_add" indica la spesa ICT (Information and Communication Technology) per addetto dell'impresa nel periodo 2004-2006 mentre la variabile "R&S_add" la spesa di R&S (ricerca e sviluppo) per addetto nell'anno 2004.

Un'altra variabile tenuta in considerazione come proxy per il livello di internazionalizzazione dell'impresa è la variabile "export_fatt" che consiste nella percentuale di fatturato derivante da esportazioni nell'anno 2006.

Infine sono inclusi nel modello altri due gruppi di dummy. Il primo determina l'appartenenza delle imprese ai vari settori identificati tramite la classificazione ATECO 2002 a due cifre mentre il secondo definisce la localizzazione delle imprese in Italia distinguendo tra le quattro

ripartizioni. La prima corrisponde al Nord Ovest, composto da Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia e Liguria; la seconda al Nord Est, composto da Trentino Alto Adige, Veneto, Friuli Venezia Giulia ed Emilia Romagna; la terza al Centro, composto da Toscana, Umbria, Marche e Lazio; infine la quarta al Mezzogiorno, composto da Abruzzo, Molise, Campania, Puglia, Basilicata, Calabria, Sicilia e Sardegna.

Tabella 8. Principali statistiche descrittive delle variabili prese in considerazione

Variabile	Osservazioni	Media	Std. Dev.	Minimo	Massimo
età	4895	27,52	24,001	0	256
gruppo	4895	0,189	0,391	0	1
addetti	4895	88,119	311,057	1	8898
ict_add	4895	3,124	45,935	0	2500
R&S_add	4895	1,423	10,143	0	300
export_fatt	4895	0,254	0,298	0	1
EUETS dummy	4895	0,293	0,455	0	1
EUETS 005	4895	0,416	0,650	0	1,477
EUETS 2005	4895	0,301	0,467	0	1,06
EUETS noinvamb	4895	0,266	0,442	0	1

Non essendoci evidenze di correlazioni forti, dovrebbero escludersi *a priori* problemi di multicollinearità. Questo si può osservare dalla tabella 9 all'interno della quale sono presenti le stime delle correlazioni calcolate tramite l'indice di Pearson.

Gli unici casi in cui la correlazione è alta sono quelli tra le variabili utilizzate per calcolare la *stringency* (euets dummy, euets_005, euets_2005, euets_noinvamb), ma questo non pone problemi dato che nella stima del modello queste variabili vengono sempre usate in modo alternativo e mai in concomitanza.

Tabella 9: Coefficienti di correlazione di Pearson per le variabili del modello.

	euets	euets_000 5	euets2005	euets_amb	gruppo	add	age	export_fatt	ict_add	rd_add
euets	1,000									
euets_0005	0,9931	1,000								
euets2005	0,9984	0,9963	1,000							
euets_noamb	0,9353	0,9293	0,9343	1,000						
gruppo	-0,0365	-0,0370	-0,0372	-0,0447	1,000					
add	-0,0173	-0,0173	-0,0176	0,0316	0,2302	1,000				
age	-0,0152	-0,0177	-0,0167	-0,0259	0,0422	0,1123	1,000			
export_fatt	-0,1141	-0,1093	-0,1109	-0,1082	0,1226	0,1192	0,0918	1,000		
ict	0,0256	0,0269	0,0268	0,0085	0,0066	-0,0002	0,0047	-0,0197	1,000	
rd	-0,0069	-0,0054	-0,0073	-0,0172	0,0021	0,0012	0,0274	0,0260	0,0081	1,000

4.2. Strategia Empirica

Le equazioni stimate sono le seguenti:

$$\Pr(\text{offshoring}=1|\text{EUETS}, \mathbf{X}) = \Lambda (\beta_0 + \beta_1 \text{EUETS} + \beta_x \mathbf{X}) \quad (\text{Eq.3})$$

$$\Pr(\text{ide}=1|\text{EUETS}, \mathbf{X}) = \Lambda (\beta_0 + \beta_1 \text{EUETS} + \beta_x \mathbf{X}) \quad (\text{Eq.4})$$

dove Λ corrisponde alla funzione cumulativa logistica, EUETS corrisponde alternativamente a una delle quattro variabili in grado di stimare la *stringency* del settore (euets, euets_005, euets_2005, euets_noamb) e \mathbf{X} corrisponde al vettore di tutte le variabili che definiscono le caratteristiche dell'impresa .

Data la natura binaria delle variabili dipendenti, le regressioni sono stimate tramite il modello logit, con standard error robusti all'eteroschedasticità.

4.3. Risultati

La tabella 10 mostra la stima dei risultati dell'equazione 3. Le colonne da (1) a (4) si riferiscono ai casi in cui viene presa in considerazione una delle 4 variabili "EU-ETS dummy", "EU-ETS 005", "EU-ETS 2005" o "EU-ETS noinvamb" rispettivamente.

Tabella 10. Risultati stime logit equazione 3.

	(1)	(2)	(3)	(4)
età	0,002 (0,003)	0,002 (0,003)	0,002 (0,003)	0,002 (0,003)
gruppo	0,862 *** (0,143)	0,864 *** (0,143)	0,862*** (0,143)	0,862*** (0,143)
addetti	0,000*** (0,000)	0,000*** (0,000)	0,000*** (0,000)	0,000*** (0,000)
ict_add	0,001 (0,001)	0,001 (0,001)	0,001 (0,001)	0,001 (0,001)
R&S_add	0,006** (0,003)	0,006** (0,003)	0,006** (0,003)	0,006** (0,003)
export/fatt	1,471*** (0,192)	1,470*** (0,192)	1,471*** (0,192)	1,471*** (0,192)
EU-ETS dummy	0,811* (0,434)			
<i>eff. marginale</i>	0,043			
EU-ETS noinvamb		0,373 (0,542)		
EU-ETS 005			0,549* (0,294)	
<i>eff. marginale</i>			0,029	
EU-ETS 2005				0,765* (0,409)
<i>eff. marginale</i>				0,040
costante	-4,692*** (0,420)	-4,695*** (0,420)	-4,692*** (0,420)	-4,692*** (0,420)
dummy settoriale	si	si	si	si
dummy area	si	si	si	si
<i>Numero osservazioni</i>	4850	4850	4850	4850
<i>Pseudo R²</i>	0,119	0,119	0,119	0,119
<i>VIF medio</i>	1,43			

Note: Standard error robusti all'eteroschedasticità tra parentesi. * p -value < 0.10, ** p -value < 0.05, *** p -value < 0.01

Dalle diverse regressioni riportate nelle colonne possiamo notare come l'appartenenza dell'impresa a un gruppo sia un elemento correlato in modo forte e positivo con la propensione all' *offshoring*.

Stessa cosa non si può dire per la variabile "età", il cui coefficiente stimato non risulta essere statisticamente significativo.

Un'altra variabile che invece risulta correlata positivamente alla probabilità di *offshoring* e che risulta essere molto significativa (p-value inferiore a 0,001) è "export_fatt". Probabilmente il fatto che un'impresa abbia una buona conoscenza dei mercati esteri la spinge a un'ottica più internazionale aprendosi perciò all'opportunità di delocalizzare la produzione in altri paesi.

Anche la dimensione dell'impresa è associata alla propensione all'*offshoring*. Questo lo si può vedere dal coefficiente della variabile "addetti", che risulta essere significativo con un p-value di 0,001.

Per quanto riguarda il gruppo di variabili che controllano per le dotazioni tecnologiche dell'impresa, solo "R&S" risulta essere significativa e positivamente correlata con la probabilità di *offshoring*. La significatività di questa variabile potrebbe essere collegata al fatto che, in seguito ai grandi investimenti in ricerca e sviluppo, l'impresa debba focalizzarsi sul suo *core business* tecnologico e quindi delocalizzi le attività a minor valore aggiunto e standardizzate come le parti manifatturiere della produzione (Bartel et al. , 2008).

Cominciando a considerare la prima delle variabili che definisce la *stringency* del settore e cioè "EU-ETS dummy", si può osservare che essa incide positivamente sulla probabilità di *offshoring* e risulta essere significativa al 10 %. In particolare calcolando *l'effetto marginale* di questa variabile si ottiene il valore di 0,043. Questo vuol dire che un'impresa presente in un settore regolamentato da EU-ETS ha il 4,3% in più di probabilità di delocalizzare la produzione in paesi esteri. Possiamo quindi concludere che questo risultato è in linea con la tesi secondo la quale un aumento delle regolamentazioni ambientali in un paese è associato ad una maggiore propensione delle imprese ad adottare strategie di *offshoring* della produzione.

Per confermare l'assenza di multicollinearità è stato calcolato per la regressione in colonna 1 il VIF⁶ (Variance Inflation Factor) medio, che ha un valore di appena 1,43 quando il valore soglia comunemente adottato è di 5. Possiamo quindi concludere che non siamo in presenza di multicollinearità e che le stime non sono distorte.

⁶ Il VIF fornisce l'aumento proporzionale nella varianza dei coefficienti stimati rispetto a quello che sarebbe stata se le variabili esplicative fossero completamente incorrelate; è stato calcolato stimando l'equazione 3 tramite un modello di probabilità lineare ed utilizzando il relativo coefficiente di determinazione R².

Si possono ora considerare le stime ottenute attraverso le variabili proposte da Borghesi et al. (2015) Per determinare le variabili, come detto precedentemente, sono state usate sia le emissioni del periodo 2000-2005 (“EU-ETS005”) che quelle del solo 2005 (“EU-ETS 2005”). In entrambi i casi possiamo osservare (nella Tabella 3 colonne (3) (4))come i coefficienti siano significativi con un p-value minore di 0,1. Nel primo caso abbiamo un *effetto marginale* di 0,029 mentre nel secondo *l’effetto marginale* aumenta a 0,04. Questo significa che un aumento di queste variabili dell’1% aumenta la probabilità rispettivamente del 2,9% e del 4% di intraprendere azioni di *offshoring*. L’utilizzo di queste variabili inoltre ci consente di affermare che la probabilità di delocalizzare la produzione aumenta in quei settori in cui la *stringency* ambientale risulta essere più alta.

Purtroppo l’ultima variabile mirata a identificare il livello di *stringency* (“EUETS noinvamb”), anche se correlata positivamente con la variabile dipendente, non mostra un livello di significatività sufficiente.

Se la variabile fosse stata significativa, questo risultato avrebbe dimostrato che le imprese che sono presenti in settori regolamentati da EU-ETS hanno più probabilità di delocalizzare se non hanno fatto investimenti per diminuire l’impatto ambientale delle loro attività.

Probabilmente questa variabile non è significativa perché l’arco di tempo considerato è troppo ristretto ed è possibile che le attività di *offshoring* non abbiano ancora avuto luogo oppure perché all’interno del campione sono presenti delle imprese che hanno già effettuato degli investimenti mirati a diminuire l’impatto ambientale della produzione negli anni precedenti l’indagine.

La tabella 11 mostra la stima dei risultati dell’equazione 4. Le colonne (1) e (2) si riferiscono ai casi in cui viene presa in considerazione la variabile “EU-ETS dummy” o “EU-ETS 005” rispettivamente.

Possiamo vedere come le stime dei coefficienti delle variabili a livello dell’impresa non differiscano di molto rispetto a quelle ottenute dalle regressioni sull’*offshoring*. Quello che si può notare è però la non significatività delle variabili (“EU-ETS dummy”, “EU-ETS 005”) che determinano la *stringency* dei settori. Questo vuol dire che le aziende che si trovano in settori regolamentati dagli EU-ETS non hanno una probabilità maggiore di investire direttamente all’estero per delocalizzare la propria produzione in un altro paese.

Tabella 11. Risultati stime logit equazione 4.

	(1)	(2)
età	0,013*** (0,005)	0,013*** (0,005)
gruppo	1,958*** (0,414)	1,958*** (0,414)
addetti	0,000*** (0,000)	0,000*** (0,000)
ict_add	0,000 (0,004)	0,000 (0,004)
R&S_add	0,013** (0,003)	0,013** (0,003)
export_fatt	1,480** (0,594)	1,480** (0,594)
EU-ETS dummy	-0,347 (1,454)	
EU-ETS 0005		-0,224 (1,002)
costante	-8,576*** (1,027)	-8,576*** (1,027)
dummy settore	si	si
dummy area	si	si
Numero osservazioni	4850	4850
Pseudo R ²	0,244	0,244

Note: Standard error robusti all'eteroschedasticità tra parentesi. * p -value < 0.10, ** p -value < 0.05, *** p -value < 0.01

Conclusioni simili a queste sono state riscontrate anche da Antonietti et al. (2017) che riconducono questo risultato a due principali cause. La prima è che l'analisi è stata condotta su un campione di imprese italiane che, rispetto a imprese di altri paesi come Francia o Germania, effettuano pochi IDE all'estero. La seconda consiste nel fatto che questo tipo di *stringency* ambientale non rappresenta una fonte di costo così elevata da indurre le imprese a sostenere investimenti della portata degli IDE che risultano molto più complessi rispetto all'*outsourcing* internazionale.

L'obiettivo di questa analisi empirica era quello di trovare riscontro, nei dati delle imprese manifatturiere italiane, di attività di delocalizzazione della produzione causate da regolamentazioni ambientali più restrittive e quindi di verificare la tesi della *Pollution Haven*. I risultati hanno mostrato come questo possa ritenersi plausibilmente attendibile. Infatti, pur considerando che i dati sulle decisioni di delocalizzazione produttiva non mostrano una

conclusione decisiva, le stime sui coefficienti della *stringency* relativa alle decisioni di *offshoring* hanno portato a risultati positivi.

Nella stessa direzione indicata da queste conclusioni, Figura 1 riporta le nazioni verso le quali le imprese italiane hanno dichiarato di operare in *offshoring*. I dati mostrano come le imprese abbiano deciso di delocalizzare la produzione non solo in Europa ma anche in paesi meno sviluppati (paesi del “sud”), individuati grazie alla tabella tratta dal Global Competitiveness Report 2006/2007 (World Economic Forum 2006), come Cina, Est Europa, paesi Asiatici, Africa, che presentano minori restrizioni ambientali. La somma delle percentuali di imprese che delocalizzano nei paesi del “sud” risulta essere significativa e sembra quindi sostenere la tesi della Pollution Haven.

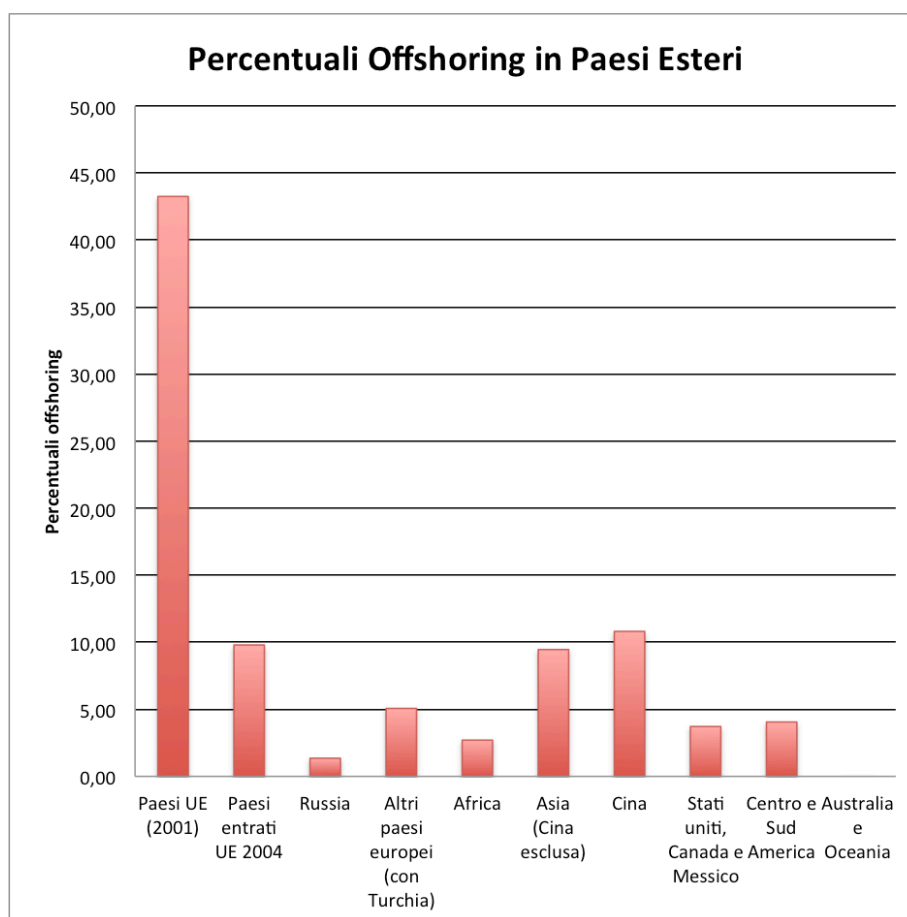


Figura 1. Percentuali *offshoring* in paesi esteri
(elaborazione personale dati Unicredit)

5. Conclusioni

L'obiettivo di questo elaborato è stato quello di verificare la veridicità della Pollution Haven Hypothesis per le imprese manifatturiere italiane attraverso lo studio delle loro reazioni all'introduzione del sistema EU-ETS (European Union Emission Trading System).

In generale, come riportato nel primo capitolo, la tesi della *Pollution Haven* (PHH) è stata verificata solo in tempi recenti usando misurazioni adeguate che hanno consentito di superare i problemi iniziali. Con questa premessa è stato descritto, nel secondo capitolo, il sistema degli EU-ETS e il suo *modus operandi* per diminuire le emissioni di gas serra, adempiendo agli obiettivi imposti dal protocollo di Kyoto. In questo capitolo è anche stato evidenziato come la Commissione europea stia valutando con preoccupazione la delocalizzazione produttiva delle imprese e che per questo abbia preso delle misure precauzionali, da qualcuno però giudicate ancora troppo generose.

Un'analisi empirica delle imprese italiane, basata sulle considerazioni dei primi capitoli, e riportata nel terzo capitolo ha potuto verificare, usando un dataset ricavato dalla "Decima indagine sulle imprese manifatturiere italiane" di Unicredit, come il fenomeno della Pollution Haven sia presente, pur parzialmente, anche in Italia. Infatti, le regressioni usate per stimare gli effetti sulla *stringency* delle decisioni di delocalizzazione produttiva, hanno presentato coefficienti positivi sia nel caso delle iniziative di *offshoring* che su quelle di investimenti diretti all'estero (IDE). Con la significatività dei soli coefficienti relativi alle iniziative di *offshoring* è anche stato però concluso che gli IDE rappresentano un investimento troppo impegnativo rispetto al peso che le imprese devono sostenere in seguito all'introduzione degli EU-ETS.

In conclusione si può quindi affermare che la teoria della Pollution Haven (PHH) trova sostegno della sua presenza anche all'interno della realtà italiana. Questo è certamente un dato che deve essere tenuto in considerazione quando verranno introdotte nuove regolamentazioni ambientali.

Le conclusioni a cui sono giunti organi come l'Intergovernmental Panel on Climate Change delle Nazioni Unite (IPCC) impongono che gli Stati di tutto il pianeta si impegnino nella lotta contro i cambiamenti climatici, rendendo ambientalmente sostenibili le produzioni delle loro imprese. Tuttavia, come si è potuto verificare in questo elaborato, l'impegno di pochi Stati può risultare efficace solo in parte ed essere controproducente per chi decide di muoversi

per primo. Per questo motivo la lotta ai cambiamenti climatici dovrebbe essere un obiettivo comune a tutti gli Stati, evitando così che diventi solo una speculazione per coloro che mantengono bassi standard ambientali.

6. Bibliografia

Altman, M., 2001, When green isn't mean: economic theory and the heuristics of the impact of environmental regulations on competitiveness and opportunity cost. *Ecological Economics* 36, 31–44.

Antonietti R., De Marchi V., Di Maria E., 2017, Governing offshoring in a stringent environmental policy setting: Evidence from Italian manufacturing firms, *Journal of Cleaner Production* 155 (2017) 103-113.

Bartel A., Saul L., Nachum S., 2008, Outsourcing and technological innovations: a firmlevel Analysis, *IZA Discussion Papers*, (2008) No. 3334.

Baghdadi L, Martinez-Zarzoso I, Zitouna H., 2013, Are RTA agreements with environmental provisions reducing emissions? *Journal of International Economics* 90, 378–390.

Bernauer, T., Engels, S., Kammerer, D., Seijas, J., 2006, Explaining Green Innovation, CIS Working Paper n. 17, ETH Zurich and University of Zurich.

Binswanger, H.P., 1978, The microeconomics of induced technical change. In: Binswanger, Hans P., Ruttan, Vernon W. (Eds.), *Induced Innovation: Technology, Institutions, and Development*. John Hopkins University Press, Baltimore, MD, pp. 91–127.

Borghesi S., Cainelli G., Mazzanti M., 2015, Linking emission trading to environmental innovation: evidence from the Italian manufacturing industry, *Research Policy* 44 (2015) 669–683.

Bretschger, L., 2005, Economics of technological change and the natural environment: How effective are innovations as a remedy for resource scarcity? *Ecological Economics* 54 (2–3), 148–163.

Brunel C. and Levinson A., 2013, “Measuring Environmental Regulatory Stringency”, *OECD Trade and Environment Working Papers*, 2013/05, OECD Publishing.

Cerin, P., 2006, Bringing economic opportunity into line with environmental influence: a discussion on the Coase theorem and the Porter and van der Linde hypothesis. *Ecological Economics* 56, 209–225.

Cole M. A., Elliott R. J., Okubo T., 2014, International environmental outsourcing, *Kiel Institute* 640-664.

Commissione europea (EC), 2004, *Stimulating Technologies for Sustainable Development: An Environmental Technologies Action Plan for the European Union*. Brussels. COM(2004) 38 final.

Commissione europea, 2009, *Impact Assessment Accompanying the Commission Decision Determining a List of Sectors and Subsectors Which are Deemed to be Exposed to a Significant Risk of Carbon Leakage Pursuant to Article 10a (13) of Directive 2003/87/ec*.

Commissione europea, 2017, https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_it.

- Commissione europea, 2017b, EU ETS Handbook, https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/docs/ets_handbook_en.pdf.
- Copeland, B.R., Taylor, M.S., 1994, North-South trade and the environment. *Q. J. Econ.* 109, 755-787.
- Copeland B. 2008, The pollution haven hypothesis. In *Handbook on Trade and the Environment*, Gallagher K(ed). Edward Elgar Publishing: Cheltenham, UK; 60–70.
- Costantini V., Crespi F., 2008, Environmental regulation and the export dynamics of energy technologies. *Ecological Economics* 66(2), 447–460.
- Costantini, V., Mazzanti, M., Montini, A., 2011,. *Hybrid Economic- Environmental Accounts*, Routledge, London.
- Duerksen. C.J.. 1983, *Environmental regulation of industrial plant siting*, The Conservation Foundation. Washington. DC.
- Eckersley R. 2004, The big chill: the WTO and multilateral environmental agreements. *Global Environmental Politics* 4, 24–50.
- Fisher, C., Parry, I.W.H., Pizer, W.A., 2003, Instrument choice for environmental protection when environmental protection is endogenous. *Journal of Environmental Economics and Management* 45 (3), 523–545.
- Gray, W., 1997, “Manufacturing plant location: does state pollution regulation matter?”, NBER Working Paper Series, No. 5880, NBER, Cambridge, Massachusetts.
- Hicks, J.R., 1932, *The Theory of Wages*. Macmillan, London.
- Jaffe, A.B., Stavins, R.N., 1995, Dynamic incentives of environmental regulations: the effects of alternative policy instruments on technology diffusion. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, 43–63.
- Jaffe, A.B., Newell, R.G., Stavins, R.N., 2003, Technological change and the environment. In: Mäler, K.G., Vincent, J.R. (Eds.), *Handbook of Environmental Economics*, vol. 1. Elsevier, pp. 461–516. ed. 1, chapter 11.
- Klewitz, J., Hansen, E.G., 2014, Sustainability-oriented innovation of SMEs: a systematic review. *Journal of Cleaner Production* 65, 57-75.
- Leamer E., 1995, the Heckscher-Ohlin model in theory and practice, *Princeton studies in international finance*, ISSN 0081-8070; no. 77.
- Levinson A., 1996, Environmental regulation and manufactures’ location choices: evidence from the Census of Manufactures. *Journal of Public Economics* 62, 5-29.
- Levinson A., 1997, A note on environmental federalism: interpreting some contradictory results. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, 359–366.

- Levinson, A., Taylor M., 2008, Unmasking the Pollution Haven Effect, *International Economic Review*, 49(1), 232-254.
- Lu, J.W., Beamish, P.W., 2001, The internationalization and performance of SMEs. *Strateg. Manag. J.* 22 (6-7), 565-586.
- Martin R., Muûls M., de Preux L., Wagner U., 2014, On the empirical content of carbon leakage criteria in the EU Emissions Trading Scheme, *Ecological Economics* 105 (2014) 78–88.
- Martin R., Muûls, M., de Preux, L., Wagner U., 2014b. Industry compensation under re-location risk: a firm-level analysis of the EU Emissions Trading Scheme. *American Economic Review* 104 (8), 1–25. <http://dx.doi.org/10.1257/aer.104.8.1>.
- Millimet D., Roy J., 2016, Empirical tests of the pollution haven hypothesis when environmental regulation is endogenous. *Journal of Applied Econometrics* 31(4), 652-677.
- ONU 1997, <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>.
- Porter, M.E., Van der Linde, C., 1995, Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9 (4), 97–118.
- Schumpeter, J.A., 1947, The creative responses in economic history. *The Journal of Economic History* 7 (2), 149–159.
- Tobey, J., 1990, The effects of domestic environmental policies on patterns of world trade: An empirical test, *KYKLOS*, 43(2), 191-209.
- Tudini A, Vetrella G., 2012, NAMEA: from pioneer work to regulation and beyond, in Costantini V. Mazzanti M. Montini A. (eds) *Hybrid Economic Environmental Accounts*, Routledge.
- Wagner, M., 2003, The porter hypothesis revisited: a literature review of theoretical models and empirical tests. Working Paper Centre for Sustainability Management. Univesitat Luneburg, Germany.
- Walter, I., Ugelow J., 1979, “Environmental policies in developing countries”, *Ambio*, 8, 102-109.
- World Economic Forum, 2006, The Global Competitiveness Report 2006–2007, 2006 World Economic Forum 548. http://www3.weforum.org/docs/WEF_GlobalCompetitivenessReport_2006-07.pdf
- Xing, Y., Kolstad C. D., 2002, “Do lax environmental regulations attract foreign investment?” *Environmental and Resource Economics*, 21, 1-22.
- Zheng D., Minjun Shi., 2017, Multiple environmental policies and pollution haven hypothesis: Evidence from China's polluting industries, *Journal of Cleaner Production* 141, 295-304.