



Università degli Studi di Ferrara

DOTTORATO DI RICERCA IN
"ECONOMIA E POLITICHE PUBBLICHE EUROPEE"
XXI CICLO

DINAMICHE SOCIO ECONOMICHE E POLITICHE AMBIENTALI: UN'ANALISI DEL PROCESSO DI DELINKING NEL SETTORE RIFIUTI.

Dottorando

Francesco Nicolli

Tutore

Prof. Lucio Poma

Cotutore

Prof. Massimiliano Mazzanti

Anni 2006/2008



Università degli Studi di Ferrara

DOTTORATO DI RICERCA IN
"ECONOMIA E POLITICHE PUBBLICHE EUROPEE"

XXI CICLO

COORDINATORE Prof. Stefano Zambon

DINAMICHE SOCIO ECONOMICHE E POLITICHE AMBIENTALI: UN'ANALISI DEL PROCESSO DI DELINKING NEL SETTORE RIFIUTI.

Settore Scientifico Disciplinare SECS/P 06

Dottorando

Francesco Nicolli

Tutore

Prof. Lucio Poma

Cotutore

Prof. Massimiliano Mazzanti

Anni 2006/2008

INDICE

INTRODUZIONE.....	9
I. UNA RASSEGNA CRITICA DELLA LETTERATURA.....	17
1.1 Il processo di produzione dei rifiuti.....	17
1.2 Principi base della letteratura sul waste management.....	19
1.3 Rassegna della letteratura – un approccio misto.....	26
1.4 Policy instruments.....	27
1.5 Ottimizzazione del Waste management.....	31
1.6 Letteratura empirica.....	34
1.6.1 Le curve di Kuznets ambientali: Le origini Teoriche.....	35
1.6.2 La letteratura su EKC.....	44
1.6.3 Critiche alle EKC.....	47
1.6.4 Waste Kuznets Curve: WKC.....	52
1.7 Convergenza Ambientale.....	58
II. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN EUROPA.....	63
2.1 La situazione Europea.....	63
2.2 Una analisi di delinking per il settore rifiuti in Europa.....	68
2.2.1 delinking nella Generazione di Rifiuti.....	74
2.2.2 Delinking nei conferimenti a Discarica.....	77
2.2.3 Delinking nell’utilizzo di Inceneritori.....	79
2.3 Analisi Empirica.....	81
2.3.1 Introduzione metodologica.....	81
2.3.2 MSW Generati – EU 25.....	82
2.3.3 Rifiuti generati: Confronto tra EU-15 ed EU-10.....	84
2.3.4 Rifiuti conferiti in discarica.....	87
2.3.5 Rifiuti conferiti a discarica: Confronto tra EU 15 ed EU 10.....	90
2.3.6 Incineration.....	92
2.4 Estensioni del modello: modelli dinamici e modelli a pendenze eterogenee.....	95
2.5 Considerazioni Conclusive.....	97
III. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN ITALIA.....	101
3.1 La Situazione Italiana.....	101

3.2 Il processo di <i>Landfill diversion</i> in Italia: le determinanti	111
3.2.1 Il Modello	117
3.3 Risultati empirici: L'analisi Regionale.....	118
3.4 Analisi provinciale	125
3.4.1 Specificazione Semi-logaritmica	126
3.4.2 Panel Sbilanciato	129
3.4.3 Ulteriori test di controllo: Modello dinamico	133
3.5 Considerazioni conclusive	137
IV. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN ITALIA: ALCUNI TEST DI CONVERGENZA.....	141
4.1 Convergenza nel settore rifiuti in Italia: Dati e ipotesi di ricerca.....	142
4.2 β -convergence	144
4.3 σ -convergence	149
4.4 Considerazioni conclusive	155
CONCLUSIONI.....	159
BIBLIOGRAFIA.....	165

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1: Generazione di rifiuti per settore in Europa occidentale (WE) e Orientale (CEE).	10
Figura 2: Differenza tra MPC e MSC	20
Figura 3: mix ottimale di tecnologie di smaltimento rifiuti.....	23
Figura 4: Le fasi della curva di Kuznets (EKC)	37
Figura 5 Delinking Assoluto e Relativo	41
Figura 6: Politiche ambientali e reddito procapite in 31 diversi paesi	43
Figura 7: Diverse tipologia di relazione Impatto ambientale/reddito pro capite.....	49
Figura 8: Risultati dei principali studi di WKC sui rifiuti.....	57
Figura 9: Proiezioni sull'andamento futuro di rifiuti prodotti e conferimenti in discarica in Europa .	64
Figura 10: Andamento del Waste Management in Europa. Anni 1995-05.....	65
Figura 11: Andamento del <i>Waste Management</i> in EU 15 ed EU 10.	66
Figura 12: Uso di discariche, inceneritori e riciclaggio. Anno 2004.	67
Figura 13: Indicatore di Policy ambientale, anno 1995 e anno 2005.....	71
Figura 14: Principali Variabili, Valori all'anno 1995-2005	72
Figura 15: analisi descrittiva delle variabili ed Ipotesi di ricerca.....	73
Figura 16: Rifiuti generati (EU-25).....	84
Figura 17: Rifiuti generati (EU 15)	86
Figura 18: Rifiuti generati (EU 10)	87
Figura 19: Rifiuti conferiti a discarica (EU-25)	88
Figura 20: Rifiuti conferiti a discarica (EU15).....	91
Figura 21: Rifiuti conferiti a discarica (EU10).....	92
Figura 22: Rifiuti inceneriti (EU 15 [^]).....	93
Figura 23: Rifiuti generati (Eu 25); Swamy random-coefficients linear regression model e analisi dinamica	96
Figura 24: Rifiuti conferiti a discarica (Eu 25); Swamy random-coefficients linear regression model e analisi dinamica.....	96
Figura 25: rifiuti generati in Italia, milioni di Kg.....	102
Figura 26: Raccolta differenziata, discariche ed inceneritori, Kg per abitante.	104
Figura 27: Raccolta differenziata, discariche ed inceneritori, percentuali.	106
Figura 28: Rifiuti prodotti (sopra) e conferiti a discarica (sotto), Kg per abitante	108
Figura 29: Rifiuti riciclati. Kg per abitante.	110
Figura 30: Rifiuti inceneriti. Kg per abitante.	111
Figura 31: Analisi descrittiva delle variabili ed ipotesi di ricerca, <i>data set</i> provinciale e regionale (pagina successiva)	113
Figura 32: percentuale popolazione coperta da tariffa	116
Figura 33: Percentuale popolazione coperta da tariffa, evoluzione 1999-2005	117
Figura 34: Rifiuti conferiti a discarica procapite: dati regionali dal 1999 al 2005	120
Figura 35: Rifiuti conferiti a discarica per area: dati regionali dal 1999 al 2005	120
Figura 36: altre specificazioni. Rifiuti conferiti a discarica, dati regionali. (20 regioni, 1999-2005) ...	124
Figura 37: rifiuti a discarica pro capite (modello semi-log, Panel bilanciato), analisi provinciale (N=721, 103 province, 1999-2005)	128

Figura 38: Rifiuti conferiti a discarica (modello log-log, panel sbilanciato) analisi provinciale (N=658, 98 province, 1999-2005).....	132
Figura 39: Rifiuti conferiti a discarica (modello semi-log, panel bilanciato, GMM sys). Analisi provinciale (N=721, 103 province, 1999-2005).....	136
Figura 40: analisi descrittiva delle variabili.....	144
Figura 41: Convergenza nelle quantità a discarica – Stime OLS	145
Figura 42: Convergenza nelle quantità a discarica – Stime Panel IV	146
Figura 43: Convergenza in Raccolta differenziata ed inceneritori – Stime OLS	148
Figura 44: Convergenza in Raccolta differenziata ed inceneritori – Stime Panel IV	148
Figura 45: Sigma convergence nei conferimenti a discarica	151
Figura 46: Sigma convergence nella raccolta differenziata	152
Figura 47: Sigma convergence nelle quantità incenerite.....	153

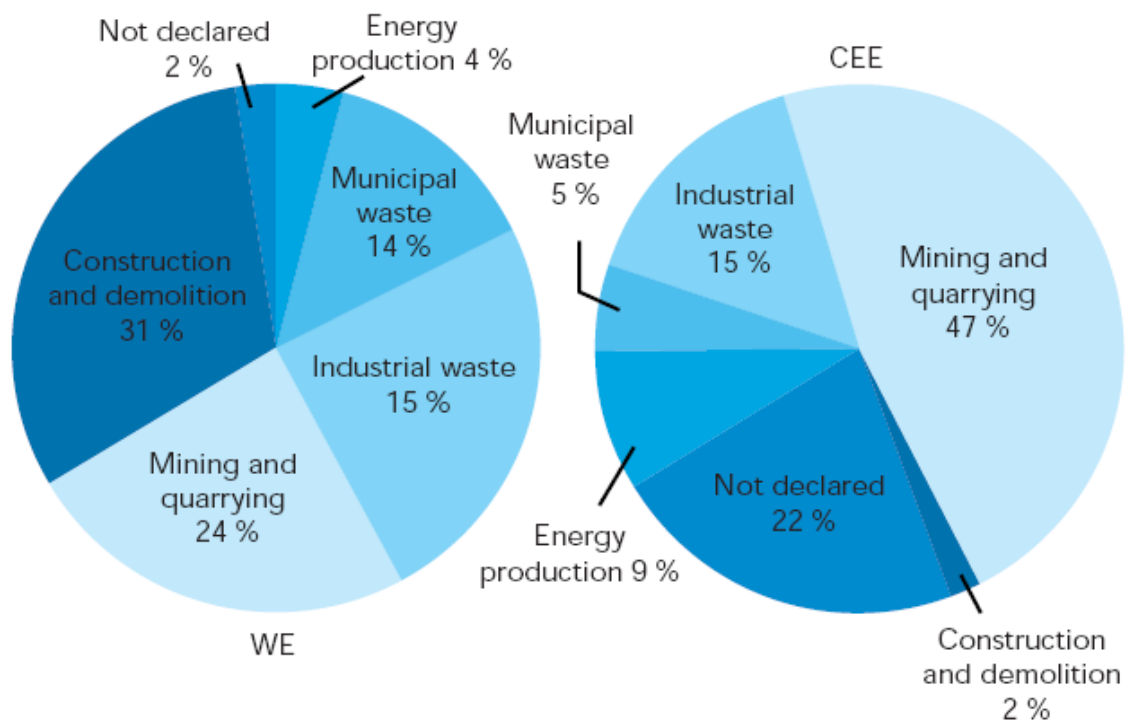
INTRODUZIONE

Generazione e gestione dei rifiuti sono i due volti di una tematica che dal loro ingresso nell'agenda politica europea, risalente a circa dieci anni fa, hanno assunto una sempre maggiore importanza, al punto da poter essere considerate alle stregua di priorità ambientali quali la lotta ai cambiamenti climatici e la gestione sostenibile delle acque. La questione rifiuti sta assumendo tale importanza per molti diversi motivi, primo tra tutti l'impatto che essi hanno sull'ambiente e sulla salute umana, dovuto alla grande quantità di emissioni in aria, acqua e suolo che tutte le principali forme di smaltimento e stoccaggio comportano (compresa la produzione di gas serra). Inoltre la quantità totale di rifiuti generati continua a crescere in valore assoluto ogni anno e il conferimento a discarica continua ad essere il principale metodo di smaltimento dei rifiuti in molti stati Europei, generando grandi esternalità negative nelle comunità circostanti.

Pur essendo queste prime considerazioni estendibili a molti Paesi membri, esse nascondono in realtà una alta eterogeneità interna, con performance differenti tra i paesi sia in termini di produzioni di rifiuti che di strategie di management adottate. Ogni anno infatti all'interno della comunità europea vengono prodotti più di 3000 milioni di tonnellate di rifiuti, di cui circa 3,8 tonnellate procapite nell'Europa occidentale e 4,2 tonnellate pro capite nei nuovi paesi entranti (EEA, 2003, p. 151). All'interno di questo conto vengono incluse tutte le categorie di rifiuti, ossia (secondo la classificazione dell'Agenzia Europea dell'ambiente) *Manufacturing industry, construction and demolition, mining and quarrying, agriculture* e *municipal solid waste*, il cui peso percentuale è riportato nel grafico sottostante. Questa tesi si concentrerà esclusivamente sull'ultima delle categorie elencate, i rifiuti solidi urbani, che pur non essendo la componente

principale in termini quantitativi, è probabilmente la più problematica da un punto di vista sociale, per via della sua diffusione capillare su tutto il territorio e della inevitabile vicinanza tra i nuclei famigliari e gli impianti di raccolta, smistamento e gestione. Ed è probabilmente proprio per tale vicinanza che il problema viene sempre più sentito dalla popolazione e dai Media, diventando la categoria di rifiuti su cui sono stati maggiormente concentrati gli sforzi di policy di Comunità europea e Stati membri, con il doppio obiettivo di ridurre la quantità di rifiuti procapite prodotti e di promuoverne una riorganizzazione sostenibile del cosiddetto *Waste Management*. Il costrutto teorico ed empirico sviluppato in questa tesi in ambito di rifiuti solidi urbani può però esser applicato ad ulteriori analisi sulle altre categorie di rifiuti, i quali pur avendo caratteristiche e problematiche differenti possono comunque esser interpretati con gli strumenti qui sviluppati.

Figura 1: Generazione di rifiuti per settore in Europa occidentale (WE) e Orientale (CEE).



Fonte: EEA (2003), Europe's environment: The third assessment. Pag. 154

I rifiuti solidi urbani inoltre rispecchiano bene la tendenza delineata in precedenza, mostrando quantità prodotte procapite molto elevate ed in continua crescita, con differenze a volte molto pronunciate tra i diversi stati. La media di rifiuti solidi urbani procapite prodotti nei paesi dell'Europa a 25 infatti è passata da 440 kg procapite nel 1995 a 511 kg nel 2005, dato che cela una alta variabilità interna e in cui vi sono stati come Cipro e la Danimarca che ne han prodotti rispettivamente 739 e 737 Kg pro capite e stati come la Polonia che ne han prodotti solo 245 Kg¹. Questi primi semplici elementi danno già una idea della complessità del problema rifiuti generati, dove non solo lo stock totale sta aumentando, ma le differenze tra i paesi dell'unione europea sono cospicue e non sempre legate a disuguaglianze di reddito come ci si potrebbe aspettare. Se si pensa poi che quinto *environment action programme* (5EAP) si era posto l'obiettivo minimo di portare la produzione di rifiuti entro il 2000 ai livelli del 1985 (300 Kg pro capite), possiamo capire come negli anni si sia perso il controllo della situazione, anche considerando che buona parte dei paesi membri ha superato la soglia prefissata del 75% almeno. Inoltre il conferimento in discarica è ancora, per la maggior parte degli stati Europei, il principale metodo di raccolta di rifiuti mentre raccolta differenziata e inceneritori, pur essendo un consolidato in alcuni stati, rimangono una piccola realtà marginale in molti altri. E proprio questo ordine considerazioni sono alla base del secondo punto chiave di questa discussione, ossia la gestione dei rifiuti prodotti. Non a caso infatti la "*Waste hierarchy*" Europea, principio che raccoglie le priorità comunitarie in ambito rifiuti, pone come primo obiettivo la riduzione dei rifiuti totali generati (*Waste prevention*), e come secondo la promozione di riciclaggio e incenerimento con recupero di energia a discapito del tradizionale conferimento in discarica. Tale gerarchia, sui cui principi si fondano tutte le direttive comunitarie in tema rifiuti, è basata solo su valutazioni di carattere ambientale, che danno come risultato un ordinamento delle possibilità di

¹ Fonte dati Eurostat

gestione dei rifiuti in ordine decrescente di preferenza. Questo significa, da un lato che la prevenzione è indicata come il principale obiettivo da raggiungere nella gestione dei rifiuti, dove con prevenzione si intende promuovere una nuova serie di prodotti con un design e un packaging tali che il processo produttivo, il consumo, il riuso, il riciclaggio e lo smaltimento finale generino la minor quantità possibile di rifiuti; e dall'altro lato che il conferimento in discarica sia considerato come il peggiore tra i sistemi di smaltimento dei rifiuti. Una discarica infatti produce gas serra (metano) dannosi per l'atmosfera, altre particelle volatili (diossina e metalli pesanti) potenzialmente inquinanti del suolo e delle falde acquifere, e fattore non secondario, richiedendo molto terreno aumentano la scarsità di terra disponibile ad altre attività economiche, problema molto sentito in alcuni paesi europei. Il posizionamento degli altri sistemi di smaltimento, pur essendo molto dibattuto soprattutto in merito agli inceneritori il cui impatto sull'ambiente non è del tutto chiaro, vede il riciclaggio come scelta ottimale seguito da inceneritori con recupero energia ed infine discariche. A fronte di questa gerarchia la comunità europea ha emanato, nell'arco degli anni, numerose direttive in tema di rifiuti², le quali hanno spinto gli stati membri a regolamentare maggiormente il settore, al fine di convogliare tutti i paesi dentro ai principi della gerarchia comunitaria. Il fine ultimo di tale strategia, come delle direttive comunitarie in materia di rifiuti, non è però di produrre delle indicazioni vincolanti, bensì di gettare delle linee guida e dei principi di fondo dalle quali gli stati membri possano creare il mix di strumenti di management dei rifiuti più idoneo alle caratteristiche del proprio territorio.

Dato tale scenario introduttivo, e data la crescente importanza della gestione dei rifiuti, sia europeo che italiano, la seguente tesi si prefigge l'obiettivo di evidenziare alcuni importanti aspetti. Prima di tutto essa intende studiare, attraverso due ricchi e diversi *data set* la presenza di *delinking* (ossia, la

² Ci riferiamo in particolare alla direttiva 75/442/EEC sui rifiuti solidi urbani, la direttiva 91/689/EEC sugli hazardous waste, la direttiva 75/439/EEC sugli Oli esausti, la direttiva 86/278/EEC sugli scarichi fognari, la direttiva 94/62/EC sul packaging, e la più importante ai fini di questa analisi, la direttiva 1999/31/EC sui conferimenti a discarica

separazione tra crescita economica ed impatto ambientale) in una serie di indicatori di performance rifiuti sia europei che Italiani. Tale tipologia di analisi, che ha come riferimento teorico principale le Curve di Kuznets ambientali (EKC) è stata scelta da un lato in quanto permette di valutare l'impatto ambientale degli indicatori prescelti immergendoli nel contesto socio istituzionale di riferimento, e dall'altro in quanto sta diventando un sempre più popolare ed utilizzato strumento di analisi per la valutazione dell'efficienza ambientale delle attività economiche, non solo a livello accademico ma anche politico. Negli ultimi anni l'OECD ad esempio ha condotto numerose ricerche in campo di indicatori di *delinking*, ai fine di una valutazione di efficienza delle politiche ambientali (OECD, 2002; 2003), e numerosi indicatori di *delinking* e efficienza energetica sono stati inclusi anche nei rapporti dell'*European Environment Agency* (EEA, 2003; 2003; 2003). Anche l'EU '*policy thematic strategies*' relativo ad utilizzo di risorse e management dei rifiuti include indicatori di *delinking* assoluto e relativo (European Commission, 2003): dove il primo rappresenta una relazione negativa tra sviluppo economico ed impatto ambientale, e la seconda una relazione positiva tra le due variabili ma con una elasticità minore di uno. In secondo luogo la relazione tra crescita economica e impatto ambientale verrà inserita in uno scenario più complesso, che permette di testare un ampio spettro di *drivers* economici, geografici, sociali e di policy, al fine di comprendere quali elementi hanno influenzato e stanno influenzando il riordinamento del settore dei rifiuti che sta avvenendo in Europa. Una analisi che non tenga conto di tali elementi potrebbe risultare riduttiva, se non addirittura inconsistente. La gestione dei rifiuti solidi urbani implica infatti il susseguirsi di molte fasi, ad ognuna delle quali corrisponde un diverso numero di attori coinvolti ed un diverso tipo di obiettivi di policy. Nella prima fase, la generazione, l'obiettivo è tipicamente quello di ridurre la quantità di rifiuti prodotti, nella fase di raccolta, l'obiettivo può esser quello di promuovere la raccolta differenziata o il compostaggio domestico, nella terza fase, lo

stoccaggio, l'obiettivo potrebbe esser quello di disincentivare il ricorso a discariche a favore di inceneritori e riciclaggio. Tali obiettivi dipendono non solo però da valutazioni di carattere economico, in quanto un forte ruolo in questo settore lo ha la componente sociale. Nella terza fase ad esempio può esser che alcune comunità accettino di buon grado gli inceneritori e altre li osteggino caldamente, così come può accadere che alcune municipalità altamente dipendenti da attività economiche in cui il livello di amenità del paesaggio ha una valenza fondamentale (tipicamente il turismo) osteggiano discariche o inceneritori e richiedano forme avanzate di gestione. Inoltre, a complicare la questione va notato come gli attori coinvolti nelle varie fasi sono differenti, se nella prima e nella seconda sono principalmente coinvolti i nuclei famigliari, nella terza ruolo chiave lo hanno le municipalità e le società pubbliche o private che gestiscono il servizio rifiuti. Un efficiente sistema di *Waste management* deve quindi tenere conto di tutti gli elementi sin qui elencati, creando un contesto normativo e operativo in grado di recepire le norme comunitarie ed adattare il meglio possibile al contesto geografico e socio economico di riferimento. Di conseguenza anche uno studio empirico sulle determinanti del processo di riorganizzazione del management dei rifiuti solidi urbani, come quello qui condotto, non può prescindere da tali elementi. Inoltre l'analisi condotta ci permetterà di avere una prima valutazione *ex post* delle misure di politica fin qui adottate sia a livello Europeo che nazionale, tramite l'inclusione nel modello di apposite variabili. Infine, verranno condotti una serie di test di convergenza tra le varie forme di smaltimento dei rifiuti in Italia, per stimare le conseguenze che la riorganizzazione del settore avvenuta nel paese nell'ultimo decennio ha avuto in termini di disparità tra le province italiane, valutando se le divergenze di performance ambientali tra il nord e sud del paese stiano aumentando o vadano riducendosi nel corso degli anni.

L'insieme di questi fattori ci permetteranno di avere un quadro chiaro della situazione del management dei rifiuti in Europa in termini di performance

generali, efficacia delle policy adottate, divergenze tra i paesi e ruolo giocato dai diversi elementi socio economici coinvolti. Tali aspetti saranno declinati in due analisi complementari, la prima su di un *data set* contenente i 25 stati Europei dal 1995 al 2005 e la seconda invece relativa alle province italiane dal 1999 al 2005. Ed è proprio dal focus sul italiano che deriva il maggior valore aggiunto di questa analisi. In uno scenario europeo, caratterizzato da una penuria di dati in materia di rifiuti infatti un *data set* completo a livello provinciale è da considerarsi raro, e dato il tipo di analisi svolto permette di effettuare una lunga e profonda serie di ragionamenti e di fornire alcune indicazioni di *policy*. Europea e Italia, sono stati scelti come *Key studies* in quanto hanno uno sviluppato sistema di policy in ambito rifiuti e la loro esperienza è in grado di fornire informazioni utili ad altri stati membri, stati nuovi entranti o paesi in altre parti del mondo che sono intenzionati a rivedere o riformulare le proprie strategie di gestione dei rifiuti. L'EEA (EEA, 2007) riconosce inoltre e sottolinea la necessità di valutare gli effetti della direttiva *landfill* così come di capire quali policy sono più efficienti nel disincentivare il ricorso alle discariche. L'importanza di tale valutazione viene poi specificatamente indicata nel *Sixth Environmental Action programme* comunitario, il quale pone grande enfasi sull'attività di valutazione *ex-post* delle politiche, in particolare in relazione alla loro capacità di raggiungere gli obiettivi ambientali preposti. Questo sottolinea quindi quanto importante sia capire quali strumenti sono stati adottati a livello nazionale in risposta alle direttive comunitarie, quali sono stati i loro effetti e come le caratteristiche socio economico, geografiche ed istituzionali dei vari stati hanno influito sul mix di policy adottate.

La tesi è strutturata come segue: un primo capitolo riassume criticamente lo stato dell'arte della letteratura in ambito di rifiuti, con il duplice obiettivo di introdurre i test e le tecniche di analisi utilizzate in questa tesi ed evidenziare come i contributi di questo lavoro possano essere considerati originali all'interno del dibattito accademico. Nel secondo capitolo viene analizzata la

situazione Europea in ambito di management dei rifiuti, allo scopo di comprenderne caratteristiche, diversità, scelte organizzative e ponendo enfasi sugli effetti delle politiche comunitarie nel settore. Il terzo capitolo invece, presenterà i risultati relativi all'analisi del caso studio Italia, paese che per via delle numerose politiche presenti, della vasta disponibilità di dati e della alta decentralizzazione gestionale del servizio, fornisce molti spunti di lettura e di riflessione. Nel quarto ed ultimo capitolo viene invece approfondito lo studio del caso Italia, conducendo una breve analisi di convergenza al sistema di management dei rifiuti.

I. UNA RASSEGNA CRITICA DELLA LETTERATURA

1.1 Il processo di produzione dei rifiuti

L'interesse, sia della comunità scientifica che dei *policy maker* verso le tematiche della gestione dei rifiuti solidi urbani, è aumentata significativamente negli ultimi anni spinta anche dal crescente interesse verso le tematiche ambientali in generale. Da un punto di vista concettuale, i rifiuti sono considerati come un sottoprodotto inevitabile dell'attività di consumo (EEA, 2003) che necessita di essere raccolta e smaltita. In questo passaggio si generano esternalità negative per l'uomo sia in termine di emissioni inquinanti che di deturpamento dell'ambiente circostante (basti pensare ad esempio al caso delle discariche). Per tali motivi è nata negli ultimi anni e si è via via sviluppata una letteratura volta da un lato a trovare strumenti in grado di internalizzare tali esternalità negative e dall'altro di cercare metodi di ridurle al minimo. La questione rifiuti non si limita però solo a questo, il ciclo dei rifiuti è composto di molte fasi, sintetizzabili principalmente in Generazione e Smaltimento. I rifiuti infatti vengono prima generati dai nuclei familiari e poi raccolte dalla municipalità. Le letterature sui rifiuti così come le policy si sono quindi sviluppata in queste due direzioni, ossia da un lato individuare strumenti in grado ridurre la produzione degli stessi e dall'altro studiare le migliori combinazioni possibili di management del processo di raccolta e smaltimento. In particolare però è su questa seconda fase che si sono concentrati maggiormente gli sforzi sia dei *policy maker* che degli studi accademici e non, da un lato nella speranza che una più efficiente gestione dei rifiuti raccolti potesse

avere effetti benefici a monte e dall'altro probabilmente perché in una prima fase di regolamentazione del settore si è preferito puntare su politiche di gestione delle fasi a valle del ciclo di rifiuti (promozione riciclaggio, raccolta differenziate) che sono, meno costose e danno risultati più rapidi ed intelligibili. Data questa premessa e la natura del problema non stupisce notare come la parte più cospicua della letteratura in materia sia composta da analisi costi-benefici delle esternalità derivanti dalle diverse forme di raccolta dei rifiuti, finalizzate a raggiungere, tramite il miglior mix di tecnologie disponibili, miglioramenti paretiani per l'intera società (Convery, Ferreira, & Gallagher, 2008). Molti studi si basano infatti su valutazioni di esternalità e problemi di *Waste Management Optimization*, volti principalmente a trovare la migliore combinazione tra conferimenti in discarica e sue possibili alternative (tipicamente riciclaggio). La prevalenza di questo tipo di studi, anche motivato dalla generale scarsità di *data set* affidabili sia a livello di paese che di regioni, lascia molte questioni aperte, tra cui la presenza o meno di *delinking* in ambito di rifiuti, e valutazioni delle determinanti economiche del processo di riorganizzazione del settore rifiuti in atto da più di dieci anni³. Tali indicatori di “*decoupling/delinking*” non solo sono diventati un sempre più popolare *framework* teorico ed empirico per la valutazione e la misurazione dell'impatto della attività economica sull'ambiente, ma l'agenzia ambientale europea ne fa specifico riferimento (EEA&ETC/RWM, 2006) sottolineando l'importanza di utilizzare tale strumentazione negli studi di valutazione delle performance del *Waste Management* comunitario, individuando nel raggiungimento del *delinking* tra rifiuti generati e crescita economica la via per la sostenibilità del settore. Scopo di questa tesi è quindi provare a colmare questa mancanza e per tale motivo in questo primo capitolo verrà presentata una rassegna della letteratura in grado da

³ Tra questi studi citiamo tra gli altri Powell e Brisson (1995), Miranda, Miller, e Jacobs (2000), Eshet, Ayalon, e Shechter (2004), Brisson e Pearce (1995), Dijkgraaf e Vollebergh (2004) e Seok, Lim, e Missios (2007). Recentemente inoltre Caplan, Jackson-Smith, e Grijalva (2007) offrono un esempio di come le valutazioni economiche possano avere un ruolo nelle scelte di locazione di una discarica.

un lato di inquadrare meglio la tematica dei rifiuti e dall'altra di collocare al suo interno i risultati di questo lavoro. Prima di tutto ci si pone l'obiettivo, nel prossimo paragrafo, di riassumere brevemente, la letteratura prevalente sui rifiuti, evidenziando cosa si intende per ottimizzazione del *Waste Management* e per policy ambientali in ambito dei rifiuti. Dopo di che verrà data enfasi alla letteratura sulle curve di kuznets ambientali ed alle loro ancora scarse applicazioni in tema di rifiuti, ed infine, nell'ultimo paragrafo verrà introdotto il concetto di convergenza economica e verrà spiegato il suo legame con gli studi di economia ambientale in generale e con questo contesto in particolare.

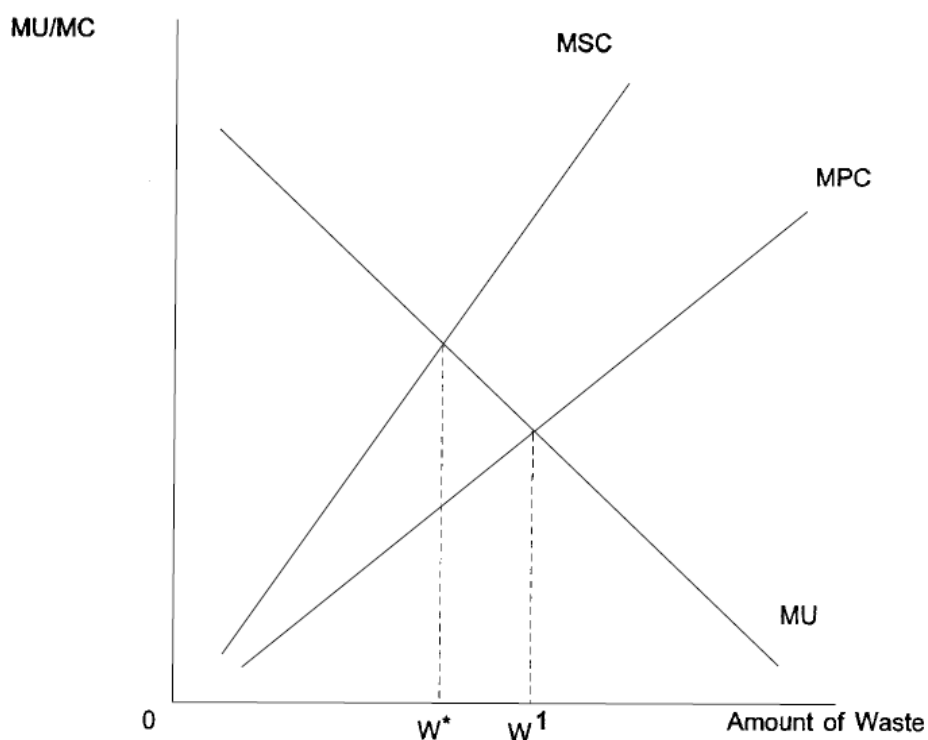
1.2 Principi base della letteratura sul waste management

Prima di analizzare la letteratura in materia di gestione ed ottimizzazione del *Waste Management* è necessario comprenderne i principi alla base, che ci consentiranno poi di contestualizzare i lavori sia teorici che empirici analizzati e di capire la valenza delle analisi condotte in questa tesi. Tutti gli studi, questo compreso, suddividono innanzitutto il ciclo dei rifiuti va suddiviso in due macro-fasi contraddistinte: la generazione/raccolta e lo smaltimento. Sebbene questi due stadi da un punto di vista operativo possano essere considerati congiuntamente in quanto strutturalmente legati, è utile capirne le caratteristiche, dal momento che le politiche ambientali in ambito rifiuti hanno caratteristiche molto differenti a seconda che siano dirette alla prima o alla seconda fase.

Per quanto riguarda la prima di queste due fasi, viene assunto che essendo i rifiuti solidi urbani un sotto-prodotto dell'attività di consumo, essi vengano prodotti in una percentuale fissa rispetto al consumo medesimo. Gli individui possono poi diminuire questa quantità fissa aumentando il proprio livello di "effort" nella fase di post-consumo (ossia generazione dei rifiuti). Si

assume quindi in questi modelli, che l'individuo eguagli il beneficio marginale privato della proprio attività economica (il consumo appunto) con i costi marginali privati di tale attività. In tal modo si ha una quantità ottimale di rifiuti quando l'utilità marginale del consumo (MU) è uguale al suo costo marginale (MPU), dove con MPU si intende la somma tra il prezzo del bene consumato e il prezzo del relativo servizio di smaltimento. Più precisamente tale condizione sarà $MU/\lambda = MPC$, dove λ è l'utilità marginale del reddito. Ciò che ne deriva però, come si nota dal grafico sottostante, è che l'MPC non riflette il pieno costo del consumo e la differenza tra MPC e MSC (il costo marginale sociale) rappresenta un'esternalità negativa. La presenza di una esternalità nel modello quindi, genera un livello di rifiuti al di sopra del livello ottimale, creando gli spazi per un intervento del governo⁴.

Figura 2: Differenza tra MPC e MSC



Fonte: Choe, Fraser (1998), pag. 277

⁴⁴ Questa parte introduttiva si deve a Choe e Fraser (1998), a cui si rimanda anche per ulteriori approfondimenti.

Dal grafico, molto comune nella letteratura in tema di esternalità e ambiente, si nota come, a fronte di un livello ottimale di rifiuti generati pari a W^* il mercato lasciato a se stesso porti ad un livello sub-ottimale di rifiuti, pari a W^1 . Questo grafico è molto in linea con quanto sta avvenendo in Europa, basti ricordare come il primo obiettivo delle politiche comunitarie in tema rifiuti sia quello di ridurre la quantità di rifiuti solidi urbani generati (la cosiddetta “*Waste Prevention*”), che stanno aumentando crescentemente di anno in anno senza tenere alcun conto delle conseguenze sulla società. Le teoria economica non è nuova però a tale tipologia di fallimenti del mercato, anche se date le caratteristiche peculiari del settore, prima tra tutte il suo diretto legame con il consumo, non tutti i tradizionali meccanismi possono funzionare. Il teorema di Coase per esempio sarebbe qui di difficile attuazione, in quanto risulterebbe difficile attribuire i diritti di proprietà relativi alle esternalità negative generate nel settore. Una alternativa è una tassa sul consumo o sulla produzione di diverse categorie di beni, in modo da alzare la retta MPC nel grafico. Tuttavia questo potrebbe risultare da un lato politicamente difficile da accettare, soprattutto in periodi di congiuntura negativa e dall’altro lato l’applicazione e la corretta riuscita di una tassa di tale tipologia è molto complessa e il suo reale effetto dipende dalla tipologia di bene in considerazione e dalla conformazione della curva di domanda ed offerta per tale bene. Non è quindi un modello utilizzabile in tutti i contesti, ma andrebbe strutturata ad hoc conoscendo bene le caratteristiche del settore. Nonostante ciò è su questa tipologia di strumenti che si basa la politica europea e non solo in tema di *Waste prevention* (EEA, 2003, p. 160). Anche l’*United Nation Environmental Programme* inoltre (UNEP, 2002), ha promosso e sta promuovendo policy al fine di avere una *green production* e *green consumption* dei beni, incorporando in esse misure al fine di favorire un design, manifattura, uso e smaltimento dei beni orientati verso la prevenzione dei rifiuti, anche se, proprio per via della loro difficile applicazione, tali tipologie di strumenti non

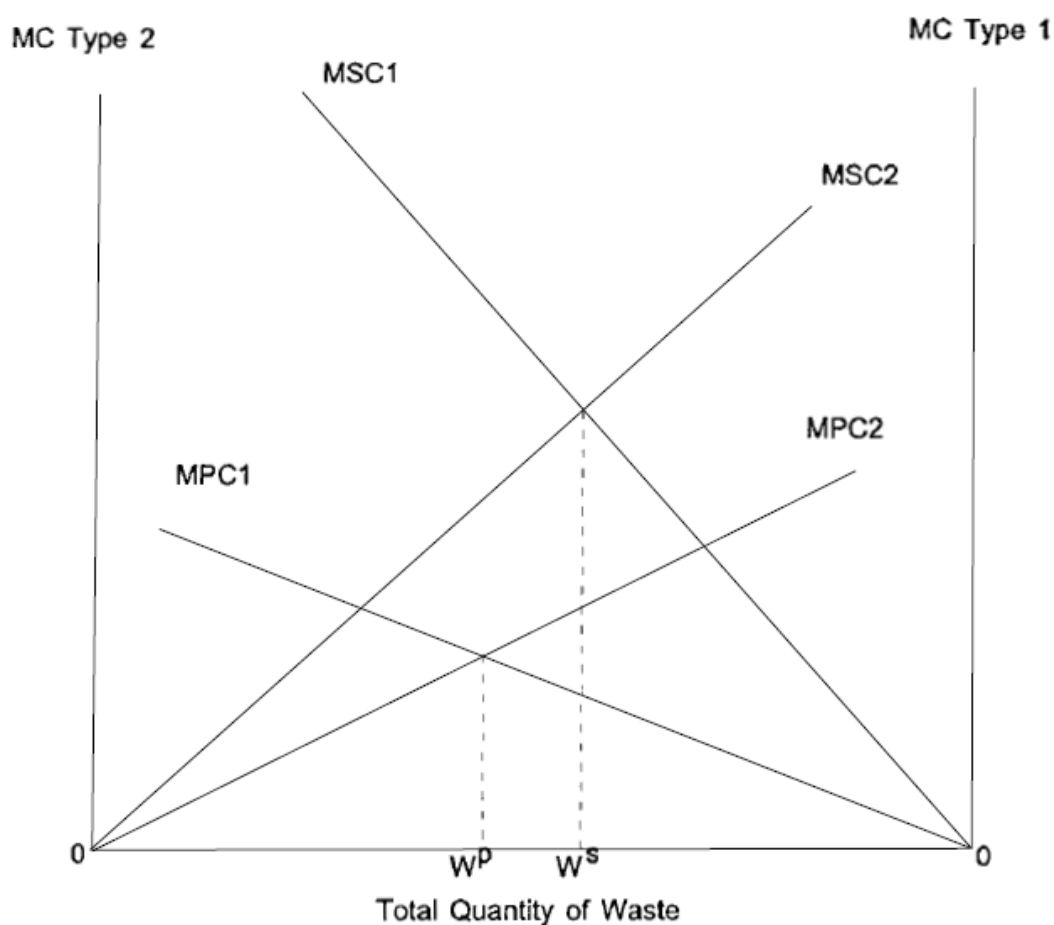
sono ancora stati adottati in maniera diffusa dagli Stati europei in tema di gestione di rifiuti solidi urbani (come vedremo nel capitolo successivo più nel dettaglio). Secondo alcuni autori⁵ una terza misura possibile volta a ridurre questa esternalità negativa sarebbe l'introduzione di un sistema di tasse sul servizio di stoccaggio/smaltimento dei rifiuti, come ad esempio una tassa sul conferimento in discarica (Spesso conosciute come *Landfill Tax*). Tornando al nostro grafico precedente ad esempio, un tassa sulla tonnellata di rifiuti conferiti in discarica dovrebbe alzare MPC (il costo privato marginale) ed avvicinarlo a MSC (il costo sociale marginale) riducendo la quantità di rifiuti prodotti. Questo semplice modello però non tiene conto di alcuni elementi fondamentali del settore rifiuti, e assume che i nuclei familiari abbiano una proporzione fissa di rifiuti generati rispetto al consumo. Inoltre nel suggerire le due possibili tasse pigouviane sopraelencate (una sul consumo, una sullo smaltimento dei rifiuti) non si tiene conto di almeno altri due importanti aspetti. Prima di tutto un sistema di tasse sul conferimento in discarica può avere l'effetto secondario di stimolare il ricorso a discariche abusive, le quali generalmente non rispettano gli standard di sicurezza ambientale delle normali discariche e recano quindi più danno all'ambiente e all'uomo che non le normali discariche (l'effetto sul grafico precedente è l'opposto di quello sperato, con un innalzamento di MSC ed una situazione peggiore che in precedenza). Secondo, non si tiene conto che una tassa sul consumo non sia detto si trasferisca immediatamente in un aumento del riuso e del riciclaggio di beni di consumo, in quanto a causa di arretratezza del settore e scarsa dotazione tecnologica del paese un aumento dei costi dovuti alla tassa può non avere l'effetto sperato. Questo si traduce in una potenziale incapacità di un sistema di tassazione sulla fase di smaltimento di trasferirsi sulla fase di generazione dei rifiuti.

Relativamente alla seconda fase del ciclo dei rifiuti sono presenti molti più contributi in letteratura, principalmente volti allo studio e all'individuazione

⁵ Il riferimento è ancora a Choe, Fraser (1998)

del mix ottimale di diverse tecnologie di stoccaggio e smaltimento rifiuti (tipicamente in questi studi discariche e riciclaggio). Il punto di vista è quindi spostato dalla valutazione della quantità ottimale di rifiuti prodotti, al valutare l'impatto delle diverse tecnologie, al fine di conseguire il massimo livello di benessere per la società presente e futura. Anche questo caso può essere facilmente illustrato con un grafico⁶.

Figura 3: mix ottimale di tecnologie di smaltimento rifiuti



Fonte: Choe, Fraser (1998), Pag. 279

Nel asse orizzontale il grafico riporta la quantità totale di rifiuti da smaltire generati alla fine della prima fase, mentre sui due assi verticali sono presenti due differenti tecnologie. Sull'asse di sinistra è presente il costo marginale (MC type

⁶ Il grafico, come il resto della trattazione da Choe, Fraser (1998)

2) associato con un tipo di smaltimento di rifiuti, ad esempio riciclaggio, mentre sull'asse di destra vi è il MC associato con un'altra tecnologia di smaltimento di rifiuti, ad esempio discarica. La differenza tra le due tecnologie è data dalla distanza tra le due rette MPC e MSC, maggiore tale distanza, maggiore le esternalità negative correlate alla tecnologia. In questo caso ad esempio, la tecnologia preferita dalla società è la tecnologia 2, riciclaggio. Il mix ottimale di tecnologie è ottenuto dal punto di incontro tra MSC1 e MSC2, dove una parte maggiore di rifiuti sono smaltiti utilizzando la tecnologia 2 rispetto alla tecnologia 1. È importante però che gli agenti economici percepiscano il reale prezzo (un prezzo che includa sia costi interni che esterni) di queste due opzioni, altrimenti il sistema collasserà su di un equilibrio sub-ottimale dato dall'intersecarsi di MPC1 con MPC2, che vede la prevalenza della tecnologia peggiore dal punto di vista del benessere della società. Sarà quindi necessario che i policy maker individuino strumenti adatti a rivelare il vero prezzo delle diverse tecnologie di smaltimento dei rifiuti, ai fini di colmare le differenze tra MPC e MSC. Va altresì notato come i due grafici, e di conseguenza le due fasi del *Waste Management*, siano altamente legate in quanto i costi marginali descritti nella prima figura dipendono dalle scelte effettuate nella seconda relativamente al mix ottimale di tecnologie adottate. Questo non implica però che un set di policy sul secondo livello abbia effetto sul primo, in quanto alcune irregolarità del mercato (come il ricorso a discariche abusive) e altri elementi (come una percentuale di rifiuti prodotti che aumenta all'aumentare del reddito) possono calmierare questo effetto.

Alcuni autori hanno creato una classificazione delle principali policy presenti in ambito rifiuti che può essere letta alla luce delle considerazioni appena effettuate. Fenton e Haney (1995) propongono ad esempio di suddividere gli strumenti per la regolamentazione del settore rifiuti principalmente in tre categorie:

- *Purchase-relevant instruments*

- *Discard-relevant instruments*
- *Jointly-relevant instruments*

La prima categoria di strumenti è composta da strumenti volti a influenzare il prezzo dei prodotti che generano rifiuti, comportando, nel primo dei due grafici qui presentati, un aumento della curva MPC causato un innalzamento del prezzo di un determinato bene di consumo. Un esempio di tali strumenti è la *Packaging Tax* presente in alcuni paesi europei. La logica di tale strumento è spingere i produttori ad utilizzare la minore quantità possibile di packaging per i propri prodotti al fine di evitare la tassa e i consumatori a richiedere un prodotto con meno packaging o a diminuire la loro domanda per quei prodotti il cui prezzo è elevato per via di un alto contenuto di packaging. Un esempio estremamente attuale di tale misura può essere la pressione che la Comunità Europea sta facendo verso i produttori di Telefoni cellulari al fine di indurli ad adottare un unico standard condiviso per quanto riguarda i caricabatterie entro il 2012. In tal modo la vendita dell'apparecchio sarebbe disgiunta da quella del caricabatterie, riducendo in tal modo la produzione di rifiuti elettronici. La seconda categoria di strumenti invece, detti *discard-relevant*, fan riferimento invece all'ultima fase del settore rifiuti, ossia lo stoccaggio e smaltimento. Alcuni esempi molto comuni possono essere i sistemi di tariffe sui rifiuti solidi urbani prodotti dai nuclei familiari legati alla quantità di rifiuti prodotta, o le tasse sui conferimenti in discarica. Entrambi questi strumenti hanno l'obiettivo di rendere più ripida la curva MPC del grafico precedente, inducendo comportamenti virtuosi al fine di ridurre la quantità di rifiuti prodotti. Inoltre nel caso di un'imposta sui rifiuti conferiti in discarica l'effetto voluto è anche quello di incentivare altre forme di smaltimento rifiuti, come riciclaggio, incenerimento, aumentando il prezzo relativo delle discariche. L'ultima categoria invece, i cosiddetti *jointly-relevant instruments*, è costituita da tutti quegli strumenti che hanno effetto su entrambe le fasi (da cui il nome), come il *deposit-refound Scheme* per le bottiglie di vetro adottate in alcuni paesi europei. Tali

schemi funzionano tramite cauzioni pagate dal consumatore al momento dell'acquisto del bene (bottiglia) che viene restituita una volta che il consumatore stesso riconsegna il contenitore vuoto al produttore, riducendo in tal modo il totale di rifiuti che entrano a far parte del ciclo di consumo e stimolando il recupero di materiali (ad esempio le bottiglie vuote). Gli autori sottolineano poi come non vi sia uno strumento migliore in assoluto, ma la scelta dipenda dal contesto e dal tipo di categoria di rifiuti che si vuole regolamentare. Non c'è mai una singola soluzione ottimale, ma spesso la policy migliore deriva da un mix dei tre strumenti sopra riportati che sia in grado di ottimizzare i rifiuti prodotti, raccolti e smaltiti.

Questa piccola contestualizzazione iniziale evidenzia già la complessità del settore, e il ruolo fondamentale che le policy possono e devono avere, iniziando in tal modo a gettare le basi teoriche per le analisi empiriche che verranno condotte nel capitolo successivo.

1.3 Rassegna della letteratura – un approccio misto

Data la complessità del tema dei rifiuti, composto da due stadi e un mix possibile di tecnologie e policy, non stupisce come la letteratura in materia abbia preso sentieri differenti ed analizzato diversi aspetti. Considerata questa complessità, e la ricchezza di un tema su cui vi è un crescente dibattito sia a livello accademico che di *policy making*, questa rassegna non ha e non può avere la pretesa di essere completa ed esaustiva. L'obiettivo è di trasmettere l'idea centrale dei principali filoni di ricerca, al fine di contestualizzare il più possibile questo lavoro all'interno dell'ampio dibattito sui rifiuti. Viene poi data molta più enfasi e più dettaglio alla parte di letteratura riguardante il tema specifico di questa tesi, ossia la parte relativa a convergenza e curve di *kutnets* ambientali. A tal fine la seguente *review* della letteratura sarà suddivisa in 4 parti

distinte. Una prima parte, pone l'attenzione sull'effetto nel settore rifiuti di vari strumenti di policy, e di come il loro utilizzo singolo o combinato possa avere effetto sulla generazione e gestione dei rifiuti. Una seconda categoria di letteratura, la più vasta, è composta da una serie di studi in cui la combinazione ottimale di tecnologie di *Waste Management* e di policy ambientali è determinata dalla risoluzione di un problema di ottimizzazione, in cui sovente la risposta dei nuclei familiari alle diverse policy fa parte del frame work di analisi. Nella terza parte verrà effettuata una mirata analisi della letteratura empirica in ambito di rifiuti, dando particolare enfasi a quegli studi che usano le curve di kuznets ambientali come modello interpretativo di riferimento. Infine, l'ultimo paragrafo sarà dedicato alle analisi di convergenza a carattere ambientale, che pur essendo ancora solo una realtà marginale nella letteratura ambientale (ma un consolidato negli studi di crescita economica) consentono di fare un passo oltre nello studio del settore e di dare un contributo originale alla letteratura.

1.4 Policy instruments

In questo primo paragrafo verrà introdotta questa prima categoria di studi, senza addentrarsi troppo nei dettagli dei diversi contributi e si rimanda, per un maggiore approfondimento del tema all'ottima *review* di Choe e Fraser citata precedentemente (Choe & Fraser, 1998). Tali studi sono basati quasi esclusivamente su trattazioni e modelli teorici, che puntano allo studio degli effetti delle politiche ambientali sul settore dei rifiuti, in riferimento sia alla fase di generazione che di smaltimento. Tali policy, a seconda degli articoli, vengono considerate sia singolarmente che in azione congiunta, al fine di trovare il mix ottimale di strumenti di *Waste Management*. Wertz (1976) studia la domanda di siti di raccolta rifiuti solidi urbani, includendo nel suo modello l'impatto di quattro variabili da lui considerate essenziali, ossia: il prezzo del servizio di stoccaggio dei rifiuti (*waste removal*), la frequenza della raccolta, la distanza dal

centro di raccolta più vicino e il reddito dei nuclei famigliari. L'autore dimostra come vi sia un *trade off* tra l'utilità generata dal consumo e la disutilità generata dalla attività di raccolta e stoccaggio dei rifiuti, e che il consumo è negativamente correlato al prezzo del servizio di discarica dei rifiuti solidi urbani. A questa prima analisi seguono Efav and Lanen (1979) i cui risultati sono ripresi anche da Fullerton e kinnaman (1996), che studiano nei loro modelli un sistema in cui la tassazione del tipo *container-based user fees* (tasse sui contenitori), in cui la quantità di rifiuti prodotti diventa funzione del numero di container, delle tasse (*user fees*) e del reddito. Importante risultato, comune a questi due articoli, è che in un sistema basato su tale tipo di tassazione (*container-based*) un aumento delle tasse può essere calmierato da una riduzione del volume dei di rifiuti prodotti (ma non necessariamente dal peso), senza cioè incidere sui consumi dei nuclei famigliari. Jenkins (1993), crea un modello in cui è presente un sistema di tassazione sui conferimenti in discarica e due diverse tecnologie di smaltimento di rifiuti: conferimento in discarica e riciclaggio. Quest'ultimo poi è maggiormente costoso sia in termini di costo che di sforzo e tempo richiesto. Come primo risultato viene rilevato come un aumento della tassazione determini una riduzione nel consumo dei beni a maggior produzione di rifiuti ed una conseguente riduzione dei conferimenti in discarica. Il risultato in termini di quantità riciclate è invece incerto e dipende dal valore marginale che il consumatore assegna al proprio tempo libero. Si assume infatti che le attività di raccolta differenziata e riciclaggio siano altamente *time consuming*, per cui la risposta del consumatore dipende dal confronto tra l'utilità che ad esso deriva dal proprio tempo libero rispetto all'utilità che gli deriva dal riciclare (che è tipicamente minore). Una tassa sui rifiuti conferiti a discarica si tradurrà quindi difficilmente in un aumento delle quantità riciclate, a meno che non vengano assegnati ai nuclei famigliari degli appositi incentivi economici. Morris e Haltausen (1994) dimostrano invece come un sistema di tassazione sui conferimenti in discarica incoraggi i nuclei famigliari a ridurre i rifiuti prodotti,

effetto in parte calmierato dal riciclaggio (e in particolare da quanto tale attività sia più o meno semplice). Tutti questi primi contributi fanno riferimento prevalentemente a quei tipi di *policy* precedentemente definite come *discard relevant*, inserite nei modelli come componenti esogene. A partire dall'articolo di Dinan (1993) in poi però lo scenario è stato più volte complicato, al fine di considerare da un lato gli strumenti economici come endogeni, e dall'altro di introdurre nelle analisi un più credibile mix di politiche, ossia una combinazione di *discard relevant*, *purchase relevant* e *jointly relevant instruments*, così come definiti in precedenza. L'autore sviluppa un modello che dimostra come un sistema di tassazione sul consumo usato isolatamente è insufficiente a ridurre la quantità di rifiuti generati ma il suo utilizzo in combinazione con un schema di tasse sulla discarica e incentivi al riuso (*deposit-refund*) è efficiente. Questo è un primo esempio di come la compresenza di più strumenti economici possa portare ad un risultato ottimale. Palmer e Altri (1997) individuano negli stessi strumenti individuate da Dinan, ossia quelli che seguono gli schemi di tipo *deposit-refund* gli strumenti maggiormente efficaci in termini di costo per quanto riguarda la gestione dei rifiuti. Tale analisi è però riferita a solo cinque particolari categorie di rifiuti, ossia carta, vetro, plastica, alluminio e acciaio, per i quali non stupisce che tali tipi di schemi possa esser la scelta ottimale. Dobbs (1991) considerando nel suo modello anche le discariche illegali arriva alla conclusione che un *refund-scheme* o un sussidio sia la soluzione ottimale per la gestione dei rifiuti solidi urbani, mentre un sistema di imposte Pigouviane sono uno strumento inefficiente di risolvere le esternalità connaturate al sistema. Evidenzia anche che la scelta ottimale per municipalità sia quella di affiancare ad una tassazione sul consumo uno schema di *refund*, sottolineando ancora una volta l'interdipendenza di due diversi tipi di politiche possano dare il migliore risultato dal punto di vista dell'efficienza del settore. Anche in questo caso però, come nei precedenti, tale tipologia di modello ha una diretta applicazione solo a particolare tipi di rifiuti, quelli come il vetro e la carta ad esempio, che mostrano

bassi costi di transazione nell'attivazione e nella gestione degli schemi di *refund*. Fullerton e Kinnaman (1995), presentano un complesso modello di equilibrio economico generale, relativo alla gestione dei rifiuti, che per sua natura considera congiuntamente decisioni di produzione e di consumo. Inoltre tale modello include, dandovi una ampia rilevanza, la presenza di discariche abusive, a cui sono assegnate costi di gestione minori ma un impatto ambientale maggiore. L'inclusione di tale variabile del modello infatti implica che un *first-best* può esser raggiunto tramite un sistema congiunto di tassazione sui rifiuti solidi urbani e sui conferimenti alle discariche abusive. Ovviamente però un sistema di tassazione e controllo delle discariche abusive è difficile se non impossibile, per cui fissando una tassa sulle discariche abusive pari a zero, si può avere una soluzione ottimale solo sussidiano le discariche legali e tassando congiuntamente il consumo. Tale tassa è posta ad un livello che riflette le esternalità di una discarica abusiva, e i proventi della stessa sono utilizzati come sussidi per incentivare attività di smaltimento a minore impatto ambientale. La scelta in questo modello ricade su un tipo di strumenti *purchase-relevant*, in quanto considerati più facili da controllare. Choe e Fraser (1997) complicano ulteriormente l'analisi, facendo interagire nel loro modello famiglie, imprese e agenzie ambientali, al fine di trovare la miglior policy in grado di diminuire il livello di rifiuti generati da una economia. Introducono inoltre, e modellano, la differenza tra i tipi di beni assegnando ad ogni categoria un livello possibile di *effort* da utilizzare, dal momento che diverse categorie di rifiuti hanno caratteristiche ed esigenze diverse. Tale differenziazione dei beni di consumo altera completamente le analisi precedenti, mostrando come la presenza di un sistema di tassazione dei nuclei famigliari sulla quantità di rifiuti generati è ottimale solo in alcuni casi. Quando la categoria di beni in considerazione in particolare può esser riciclata o riutilizzata ad esempio, allora la presenza di un sistema di imposizione sui rifiuti prodotti può esser considerato ottimale, mentre in altri casi, la soluzione ottimale è quella di non tassare. Una *policy*

ottimale dipende quindi dal tipo di rifiuto di cui si sta trattando e dalla possibilità concreta che consumatore e produttore hanno di ridurre la produzione di tale rifiuto.

Questa prima breve survey della letteratura, pur non facendo direttamente riferimento a quello che è l'ambito principale di questa tesi, getta le basi per quelle che sono una serie di considerazioni che saranno poi necessarie a comprendere le conclusioni di tale lavoro. Per prima cosa infatti tale letteratura ci ha spiegato il legame tra *policy* ambientali, produzione di rifiuti e attività di discarica e riciclaggio. In secondo luogo vengono introdotte tematiche importanti e che oggi giorno riempiono le agende dei policy maker europei e nazionali, ossia la necessità di incentivare le attività di riciclaggio e di controllare il ricorso a discariche abusive. Il risultato di queste ottimizzazioni inoltre vedono come un mix di *policy* sia spesso la soluzione ottimale per il controllo di tale settore e la cui reale efficienza nel ridurre la generazione di rifiuti e promuovere attività di smaltimento diverse dal riciclaggio verrà testata nel capitolo secondo e terzo.

1.5 Ottimizzazione del Waste management

Obiettivo di questo secondo gruppo di studi presi è valutare quale sia il mix ottimale di tecnologie per la gestione e lo smaltimento dei rifiuti, e come e in che modo le politiche ambientali possano contribuire a indirizzare il sistema verso l'ottimo. Questa categoria di articoli, seppur di primo acchito possano sembrare molto simili ai precedenti, in realtà si differiscono per due principali elementi, che ne motivano la trattazione in un paragrafo separato. Focus degli articoli presentati nei paragrafi precedenti era infatti sul mix di politiche ottimali nella gestione dei rifiuti e il loro effetto sulla produzione e sullo smaltimento dei medesimi, mentre in questo paragrafo, il focus è esclusivamente su quello che nell'introduzione a questo capitolo era considerata la seconda fase del processo di gestione dei rifiuti, ossia il loro smaltimento. Manca quindi, in questa serie di

articoli, riferimento agli effetti delle policy sulla produzione dei rifiuti. Da un punto di vista metodologico inoltre tutti gli articoli qui presentati sono basati su ottimizzazioni dinamiche, in cui il conferimento in discarica è spesso considerato come tecnologia principale. Per tali ragioni si è ritenuto opportuno, ai fini di avere una maggiore chiarezza espositiva, di suddividere questa *review* in tale modo. Smith (1972) è probabilmente il primo esempio presente in letteratura di ottimizzazione dinamica relativa al *management* dei rifiuti. In tale articolo è proposto un modello per la fase di smaltimento dei rifiuti, in cui il riciclaggio è considerato come un una fase di rielaborazione (letteralmente *reprocess*) dei residui dell'attività di consumo, ed evidenzia come un sistema di tassazione di tipo pigouviano possa orientare il sistema verso una ottima combinazione di riciclaggio ed altre forme di smaltimento dei rifiuti. Anni dopo, Prolude (1972) crea un modello simile, analizzando il sistema di gestione e smaltimento di rifiuti in un contesto di *stock pollutantion analysis*⁷, dove il riciclaggio è una delle tecnologie utilizzabili al fine di ridurre l'accumulazione di inquinanti nel ambiente (*clean-up technology*). Anche in questo caso il sistema produce un mix ottimale di tecnologie. Lusky (1976) in seguito crea un modello per determinare la migliore allocazione delle risorse tra riciclaggio ed attività di discarica, sottolineando come la tassazione possa muovere il sistema verso una soluzione ottimale. Lund (1990) e Jacobs e Ervett (1992) creano un modello al fine di determinare la combinazione migliore di riciclaggio/discarica in grado di aumentare la vita utile (*time of exhaustion*) delle discariche esistenti, mentre Ready e Ready (1995) dimostrano come calcolare la tassa ottimale (*tipping fee*) per una discarica in una maniera molto simile a quella introdotta da Hotelling (1931) nel suo classico scritto sull'economia delle attività minerarie. Inoltre Huhtala (1997) sviluppa un modello di ottimizzazione dinamica in cui, includendo i costi fisici e sociali delle attività di riciclaggio e di conferimento in discarica, nonché le

⁷ Nella letteratura tutti quei rifiuti che si accumulano nell'ambiente che hanno tassi naturali di smaltimento molto bassi sono generalmente definiti come *Stock Pollutants*, per via appunto della loro tendenza a creare uno stock di inquinanti. Le discariche ne sono un chiaro esempio, così come l'accumulazione di metalli pesanti e pesticidi nelle acque.

preferenze dei consumatori, simula una soluzione ottimale di *waste management* utilizzando dati per la regione di Helsinki in Finlandia. L'inclusione nella simulazione dei benefici economici del riciclaggio, stimati per la regione da un precedente studio di valutazione contingente, suggerisce che, quando elementi sociali, e il pieno costo ambientale delle discariche viene preso in considerazione, il riciclaggio può essere considerato come un valido sostituto alla tradizione attività di discarica. L'autore afferma inoltre che, sempre dati tali presupposti, porsi l'obiettivo di raggiungere il 50% di riciclaggio non è irrealistico, anzi, è da considerarsi economicamente ed ambientalmente giustificabile. Highfill e McAsey (1997; 2001) invece usano un contesto di ottimizzazione dinamica nel quale il riciclaggio è la tecnologia di *back stop* e la discarica è considerata come il sistema prevalente di smaltimento dei rifiuti, al fine di capire quale è il mix ottimale di tecnologie da utilizzare nello smaltimento dei rifiuti. In tali modelli, una municipalità può scegliere solamente tra due diverse strategie di smaltimento rifiuti, discarica e riciclaggio. Gli autori arrivano a due diversi ordini di conclusioni, primo di tutte che la discarica è sempre stata storicamente la prima tipologia di tecnologia introdotta, e secondo che, la quantità ottimale di riciclaggio dipende dalle caratteristiche della municipalità in esame. Elementi come il livello del reddito e una diversa dotazione di terra e di conseguenza di possibili locazioni dei siti di discarica possono infatti avere una notevole influenza sulla strategia di gestione dei rifiuti ottimale, e possono influenzare la percentuale di riciclaggio ottimale per ogni singola municipalità. (Municipalità ricche tendono ad avere una più alta percentuale di riciclaggio, così come municipalità in cui il prezzo della terra è alto e/o la dotazione di terra disponibile è scarsa).

Se da un lato negli ultimi trenta anni si sono sviluppate molte analisi teoriche in ambito rifiuti, solo ultimamente sono uscite le prime indagini di tipo empirico, volte da un lato a valutare le policy fin qui proposte e dall'altro a studiare se e in che termini il settore *waste management* stia cambiando. Ed è

proprio di tali di tipi di studi che ci si concentrerà nel prossimo paragrafo, anche al fine di introdurre ed inquadrare il presente contributo

1.6 Letteratura empirica

Anche se la produzione scientifica sta crescendo negli ultimi anni in ambito ad analisi empiriche sul settore rifiuti, ancora pochi studi sono stati pubblicati lasciando ampi spazi per contributi originali soprattutto per quanto riguarda studi di *delinking* e sul rapporto gestione rifiuti crescita economica. Ci focalizzeremo quindi qui sulle principali caratteristiche di questi studi, ed in particolar modo sul concetto di *delinking* e di relazione alla Kuznets, che sarà il contesto interpretativo principale con cui verranno svolte le analisi successive.

Una prima serie di analisi empiriche, a partire dai primi anni '70 sono state condotte ai fini di valutare la risposta della produzione dei rifiuti alla crescita economica e ad un sistema di tasse sulla quantità di rifiuti prodotti, volti principalmente a valutare l'elasticità della generazione di rifiuti a diversi strumenti di policy⁸. In un primo studio, della prima metà degli anni '70, McFarland (1972) utilizzando un panel di due anni (1967-68) per tredici città californiane trova una relazione positiva tra reddito e rifiuti generati ed una negativa tra rifiuti e tassa sui rifiuti. Wertz (1976) studia la relazione tra generazione di rifiuti solidi urbani e tra reddito prima e rifiuti solidi urbani e tassa sui rifiuti poi. Basando la sua analisi su una cross-section di dati presi da due municipalità americane (Detroit e San Francisco), trova una relazione positiva tra la prima coppia di variabili e negativa per la seconda. Efav e Lene (1979) invece, usando dati per tre municipalità americane (Sacramento, Grand Rapids e Tocomo) per un periodo di 4 anni con osservazioni mensili, trovano come nel loro data set vi una relazione positiva e significativa tra reddito e rifiuti

⁸ Per una ampia *survey* di questi primi contributi empirici si rimanda al sopraccitato Choe e Fraser (1998).

generati, ma non vi sia significatività statistica nella relazione tra tasse ambientali e rifiuti. Jenkins (1993) e Morris e Haltausen (1994) trovano risultati simili a quelli degli studi in sintonia con gli studi precedenti, anche se con elasticità leggermente differenti. Reschovsky e Stone (1994) invece pur trovando una relazione positiva tra reddito e quantità di rifiuti generati evidenziano nel loro articolo come far ricorso solo sistema di tassazione sui rifiuti non sia sufficiente a ridurre la produzione (oltre a risultare altamente impopolare) e vi sia la necessità di promuovere forme di raccolta differenziata e riciclaggio tramite strumenti incentivanti. Un approccio un po' diverso è invece adottato da Stratman, Ruffolo e Mildner (1995) i quali suddividono l'analisi in due stadi, generazione di rifiuti e conferimento in discarica, trovando per entrambe le variabili una relazione negativa con la tassazione ambientale, ma con elasticità molto diverse tra di loro (-0.11 per le discariche e -0.45 per la generazione di rifiuti). Tali studi, basati esclusivamente su *data set* americani, danno una prima indicazione dell'effetto delle policy sul *Waste Management* e della relazione tra crescita economica e produzioni di rifiuti. Tutti gli studi sin qui riportati, seppur registrando entità diverse tra di loro, trovano in particolare una relazione positiva tra crescita economica e ambiente, ed una negativa tra politiche ambientali e produzione di rifiuti. Tali ordine di considerazioni getta la base per fare il passo successivo, ed entrare nel vivo di questa tesi, ossia gli studi sulle curve di Kuznets ambientali.

1.6.1 Le curve di Kuznets ambientali: Le origini Teoriche

Le curve di Kuznets ambientali si inseriscono all'interno di un più ampio dibattito tra crescita economica e ambiente, avente radici lontane nei concetti di scarsità economica presenti già nei classici dell'economia⁹, negli studi

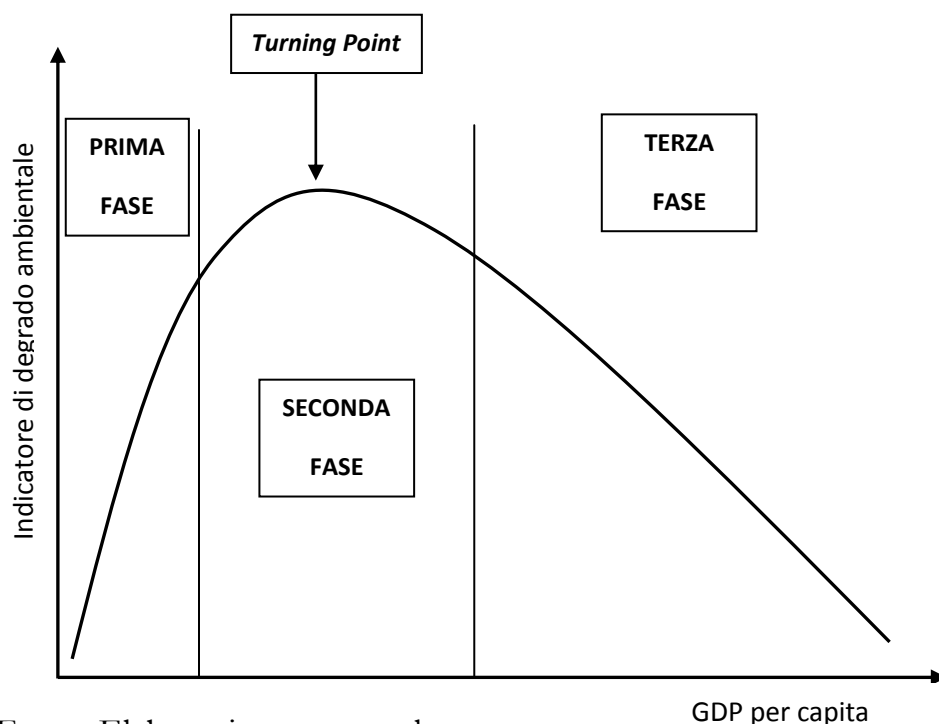
⁹ Ad esempio in Ricardo, nei modelli di scarsità del Grano.

maltusiani¹⁰ e Neo maltusiani (primo tra tutti il rapporto del club di Roma)¹¹ e di famosi autori contemporanei come Georgescu-Roegen (1971). Quest'ultimo in particolare sostenne una posizione molto osteggiata in letteratura, ossia che dati i limiti fisici posti dalla natura stessa (l'autore fa riferimento alle leggi dell'entropia) un modello di sviluppo basato sulla crescita economica continua aumenterà esponenzialmente la pressione sulle risorse fino al loro completo esaurimento, e solo un modello di sviluppo basato su di un tasso di crescita negativo è sostenibile per sempre. Posizioni discordanti si possono infatti trovare in Beckermann (1992) il quale sostiene che nel lungo periodo l'unico modo per migliorare lo stato dell'ambiente sia la crescita economica e Bhagwati (1993) che sostiene che la crescita economica sia una precondizione per la salvaguardia dell'ambiente. All'interno di questo ampio dibattito sulla sostenibilità ambientale, la curva di kuznets ambientale si è imposta come un strumento facilmente intelligibile per la valutazione empirica dell'impatto ambientale della crescita e di valutazione delle diverse politiche poste in essere. L'idea alla base di tale curva, tradizionalmente caratterizzata (vedi grafico seguente) da una forma ad U rovesciata rappresenta i diversi stati dello sviluppo economico di un economia e il loro conseguente impatto sull'ambiente.

¹⁰ Vedi Malthus, Saggio sul principio della popolazione (1953)

¹¹ Vedi Meadows e Altri, the Limits to Growth (1972)

Figura 4: Le fasi della curva di Kuznets (EKC)



Fonte: Elaborazione personale

Tale curva è basata sull'assunzione che in una prima fase dello sviluppo economico un paese non abbia a disposizione tecnologie a basso impatto ambientale e la produzione sia vista come obiettivo primario rispetto alla riduzione dell'impatto ambientale delle attività economiche. Sempre in questa prima fase il processo di industrializzazione è agli inizi ed è caratterizzato da una basse efficienza ambientale e da una prevalenza del settore secondario sul terziario, fattori che comportano un aumento delle emissioni inquinanti più che proporzionale rispetto al reddito. In un secondo periodo, la crescente consapevolezza dei rischi per uomo e ambiente legati all'inquinamento, spingono la società a regolamentare i settori produttivi in modo da controllare le emissioni inquinanti dell'attività economica. A questo si unisce un cambiamento della struttura produttiva del paese che passa dall'essere prevalentemente industriale ad avere un mix tra industria e servizi, tipicamente a minore impatto ambientale. Questi cambiamenti si riflettono sul grafico in un

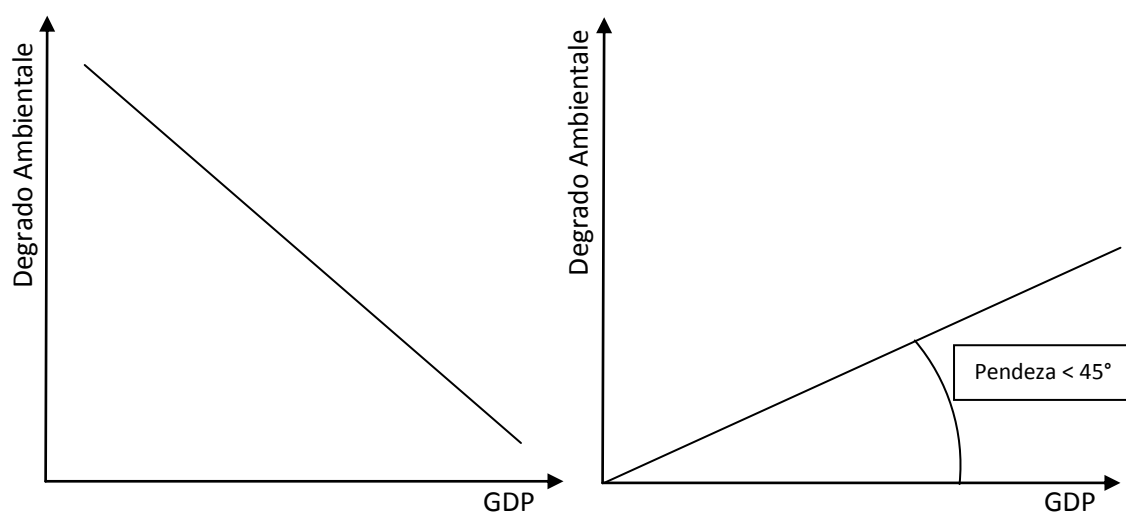
cambio di direzione della funzione (il cosiddetto *turning point*, ossia il vertice della parabola) alla destra del quale si ha una relazione negativa, il cosiddetto *delinking* tra crescita economica e impatto ambientale. Nella terza fase invece, siamo ormai arrivati in una società matura, in cui il terziario ha un ruolo fondamentale, l'industria è maggiormente regolamentata e le tecnologie ambientali sono più accessibili. E' questa la fase che vede il consolidarsi del processo di *delinking*, con un relazione negativa tra aumento del reddito procapite e impatto ambientale. Questo strumento di analisi, sviluppato in origine da Simon Kuznets (Kuznets, 1955), il quale si occupava del legame tra crescita economica e disuguaglianza, è stata reintrodotta e reso famoso nel dibattito accademico da Grossman e Krueger (1991) in uno studio sui potenziali effetti ambientali del NAFTA, e da Shafik e Bandyopadhyay (1992) in uno studio che è diventato poi un *World Development Report* di Banca mondiale (IBRD, 1992). Pur non essendo basato su una rigorosa analisi teorica – la letteratura sulle EKC è prevalentemente empirica – tale strumento si diffuso molto velocemente, al punto da generare un rapido proliferare di articoli accademici e da essere preso, come già visto in precedenza, come metodologia di analisi per l'impatto della crescita economica sull'ambiente da importanti istituzioni internazionali come OECD e *European Environmental Agency*. Uno dei principali motivi di successo è sicuramente dato dalla flessibilità di tale strumento utilizzabile per la maggior parte degli inquinanti, semplicemente sostituendo in ogni diversa analisi un differente indicatore di impatto ambientale (esempio, emissioni di anidride carbonica, deforestazione, inquinamento delle acque..). Pur non essendo basata su di una solida modellazione teorica, tale curva può essere spiegata da una serie di fattori fondamentali. Già nel rapporto della banca mondiale del 1992, si afferma che “sostenere che una crescente attività economica inevitabilmente danneggia l'ambiente significa basare la propria analisi su assunzioni statiche relativamente

a tecnologia, preferenze degli individui e investimenti ambientali”¹², e questo ci da l’input per introdurre i tre principali elementi che vanno a spiegare e influire sulla forma della curva, ossia i noti *scale*, *technological* e *composition effect*. Se negli studi e nelle previsioni più pessimistiche riguardo al rapporto crescita economica e ambiente viene in genere assunto che un aumento dell’1% dell’output prodotto porta con se un incremento del 1% dell’inquinamento (*scale effect*) i sostenitori delle curve di Kuznets ambientali sostengono invece che tale relazione, seppur vera nei primi stadi dello sviluppo economico può venire a mancare se si considera che la struttura produttiva varia al variare della scala dell’economia. Al crescere della dimensione dell’economia può variare ad esempio l’*input mix* su cui si basa la struttura produttiva, sostituendo alcuni input più dannosi per l’ambiente con alcuni meno dannosi (o viceversa). Ad esempio la produzione di energia da carbone può esser sostituita con meno inquinanti fonti come i gas naturali, e questo si può tradurre in una diminuzione dell’impatto sull’ambiente dell’attività economica. Considerando la funzione di produzione neoclassica per esempio, questo equivale a muoversi lungo gli isoquanti mantenendo costanti scala, tecnologia e *output mix* dell’economia. Inoltre, oltre all’*input mix* di una economia può variare anche l’*output mix* della stessa. Lungo il sentiero di sviluppo di una economia infatti, si assume tipicamente che nelle prime fasi dello sviluppo ci sia un passaggio da attività agricola ad attività industriali che fa crescere le emissioni inquinanti, mentre, nelle fasi successive dello sviluppo economico si ha uno spostamento tra attività di industria pesante ad una struttura produttiva maggiormente basata sui servizi ed una industria più leggera e meno inquinante. Ed è appunto la somma di questa variazione nell’*input mix* e nell’*Output mix* a generare il cosiddetto *Composition effect*. Infine, un ultimo ed importante elemento va tenuto in considerazione, ossia il *Technological effect*, che consiste in una riduzione dell’impatto ambientale dell’attività economica dovuta a un miglioramento della

¹² Traduzione personale da IBRD (1992), pag. 38

tecnologia disponibile. In particolare un miglioramento nello stato della tecnologia, significa sia incrementare la produttività del settore industriale in termini di utilizzare meno, *ceteris paribus*, input inquinanti per unità di output, che cambiare radicalmente i processi produttivi e di conseguenza avere un minore livello di emissioni per unità di input. L'insieme di questi elementi quindi crea la forma ad U rovesciata caratteristica della curva, dove lo *scale effect* spinge la curva verso l'alto e *composition* e *technological effects*, avendo l'effetto inverso, provocano il *turning point* e il conseguente *delinking* tra emissioni e crescita economica. Per *turning point* si intende il vertice della curva, ossia il livello di reddito in prossimità del quale si ha l'inversione di tendenza, mentre il processo di *delinking* è quella fase in cui la crescita economica viene "sdoppiata" dall'impatto ambientale. Esistono inoltre in letteratura due concetti di *delinking*, la cui differenza è molto importante per quanto riguarda le implicazioni sull'ambiente. Con *delinking assoluto* si intende che crescita economica e degrado ambientale hanno un rapporto inversamente proporzionale, e di conseguenza un aumento della crescita economica comporta un miglioramento della situazione ambientale, mentre con *delinking relativo* si intende quel contesto in cui la crescita economica comporta una crescita del degrado ambientale ma in maniera meno che proporzionale (l'elasticità del rapporto è minore di 1). Tale differenza, forse difficile a parole, è facilmente illustrata nella figura successiva, in cui nel grafico di sinistra abbiamo un esempio di *delinking assoluto*, ed in quello di sinistra un esempio di *delinking relativo*. (Spesso in letteratura si parla anche di *Decoupling*, dove con questo ultimo termine non si intende altro se non la presenza di delinking tra due variabili)

Figura 5 Delinking Assoluto e Relativo



Fonte: Elaborazione personale

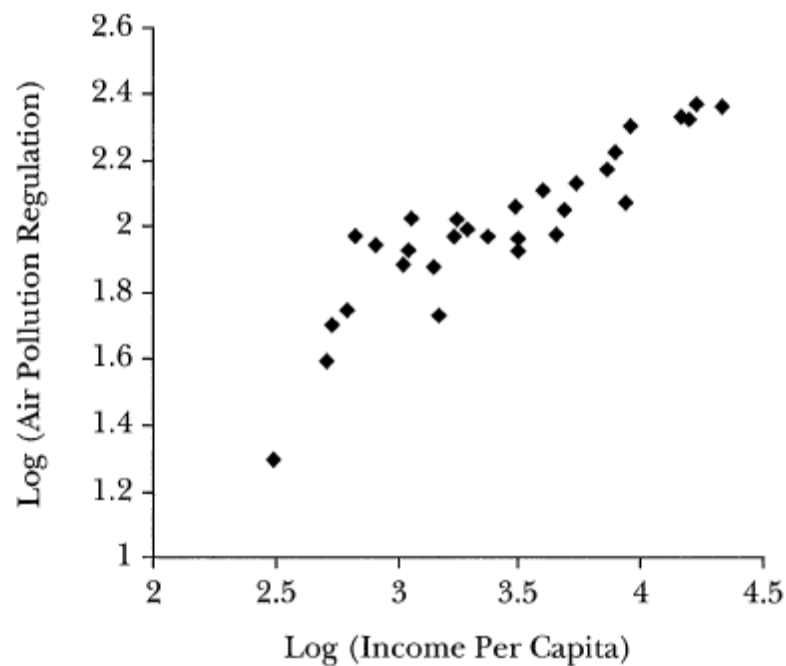
E' proprio l'entità di questi tre diversi effetti ad influenzare la forma della curva, favorendo la presenza o meno di *delinking* e la sua entità. In particolare se *technological* e *composition effect* prevalgono sullo *scale effect* saremo in un contesto di Kuznets che vedrà l'affermarsi di una delle due forme di *delinking* sopra illustrate, se invece è lo *scale effect* a prevalere, ci troveremo in un contesto in cui una crescita economica porta con se un sempre maggiore degrado ambientale. La prevalenza di uno o dell'altro effetto non è data a priori, ma dipende da molti elementi tra cui il più importante è probabilmente la caratteristica del tipo di inquinante preso in esame. Vedremo tra poco, in una breve rassegna della letteratura empirica, come a seconda degli inquinanti analizzati i risultati di analisi cambino anche significativamente. A prescindere da casi speciali e dalle critiche apportate alla letteratura l'idea principale di tali studi può essere riassunta nelle parole di Panayotou (1993) uno dei primi studiosi ad essersi occupati di tale tema, il quale afferma che "at higher levels of development, structural change towards information-intensive industries and services, coupled with increased environmental awareness, enforcement of environmental regulations, better technology and higher environmental

expenditures, result in leveling off and gradual decline of environmental degradation”.

Vi sono poi altri elementi fondamentali che vanno ad influire sulla forma della curva, oltre ai tradizionali tre effetti studiati finora, tra cui i più importanti sono il ruolo delle istituzioni e di conseguenza le policy nazionali ed internazionali emanate per regolamentare il settore preso in esame. Il modello EKC infatti non va inteso come un meccanismo che da solo porta al *delinking*, bensì come un meccanismo per interpretare il rapporto sviluppo economico ed ambiente anche al fine di capire come gli strumenti economici possono influire in questa relazione. Già Grossman e Kruger (1995) enfatizzano il ruolo delle politiche ambientali, in quanto essi affermano che nonostante la relazione a U rovesciata riscontrata nella loro analisi, “there is nothing at all inevitable about the relationship that have been observed in the past” come ad indicare che il sistema da solo non porta ad un *delinking*, ma sono necessarie istituzioni forti ed un intervento di policy per promuovere e accelerare tale fenomeno. Panayotou (1997), ad esempio, include alcune variabili di policy in una analisi sul rapporto tra sviluppo economico e ambiente (condotta su un campione di trenta stati sia in via di sviluppo che industrializzati con dati compresi tra il 1982-1994) arrivando alla conclusione che almeno per quanto riguarda SO₂ la presenza di policy ambientali e istituzioni forti può abbassare la curva di Kuznets, riducendo il degrado ambientale nei paesi a basso reddito e migliorando le performance ambientali nei paesi industrializzati. Va tenuto presente però, e su tale argomento si ritornerà più nel dettaglio nel prossimo capitolo, che spesso le politiche ambientali sono correlate con il reddito o quanto meno che la direzione causale non è sempre chiara. A tale riguardo, Dasgupta e Altri (2001; 2002) sottolineano come ci sono almeno tre ragioni per cui reddito e politiche ambientali sono spesso correlate: prima di tutto, ambiente e inquinamento tendono a diventare una priorità solo dopo che sono stati raggiunti investimenti base in termini di sanità ed istruzione, secondo, società a più alto reddito hanno

abituamente personale tecnico più avanzato e un budget sufficiente per monitorare e implementare le politiche ambientali, terzo, le società più ricche e con più alto livello di istruzione tendono a richiedere standard ambientali più alti alle loro comunità qualunque sia la posizione del governo centrale. Il grafico seguente ad esempio, mostra come nei 31 paesi analizzati dagli autori vi sia una forte correlazione positiva tra la regolamentazione in merito alle emissioni inquinanti in aria e il reddito procapite.

Figura 6: Politiche ambientali e reddito procapite in 31 diversi paesi



Fonte: Dasgupta, Laplante, Wang, & Wheeler, 2002, p. 153

Per questa ragione nell'analisi empirica condotta nel secondo e terzo capitolo di questa tesi sono state inserite anche variabili di policy nello scenario di Kuznets, al fine da un lato di testarne gli effetti, dall'altro di includere evitare distorsioni dall'omissione di tale elemento nell'analisi EKC (altri articoli con approcci

simili, seppur rivolti ad altri inquinanti sono de Bruyn (1997) e Markandya e Altri 2004 (2004).

1.6.2 La letteratura su EKC

A fronte di una sempre crescente letteratura empirica su diversi inquinanti e diverse banche dati, si sono affiancati negli anni ben pochi contributi teorici a fondamento delle EKC. Uno di questi, Andreoni e Livingston (2001) suggeriscono come la dinamica delle EKC possa essere micro fondata e non basata esplicitamente a dinamiche di crescita ed esternalità. Kelly (2003) dimostra come la forma delle EKC dipenda dalla dinamica che intercorre tra curva dei costi marginali e curva di benefici da abbattimento di inquinamento, e anche Chavas (2004) fornisce una simile spiegazione teorica del modello. Ad un livello maggiormente macroeconomico Brock and Taylor (2004) integrano il modello EKC con il modello di crescita economica di Solow, dimostrando come apportando una piccola modifica esso predica una relazione di tipo EKC (se non addirittura una relazione negativa) tra crescita economica ed inquinamento. Chimeli e Braden (2005) integrano in un modello del tipo “*total factor productivity*” la presenza di una curva EKC, dove bassi livelli di reddito comportano un alto tasso di sconto, che ostacolano l’adozione di policy per l’abbattimento dei rifiuti. Solo quando il tasso di sconto diminuisce, come conseguenza della crescita economica, sarà possibile implementare misure per ridurre le emissioni, portando ad un sentiero nel rapporto emissioni crescita economica dalla forma di U rovesciata.

Tuttavia è a livello di analisi empiriche che la curva assume maggiormente importanza. Dal punto di vista funzionale la relazione alla Kuznets può essere descritta, come riportato in Cole (Cole, Development,

trade, and the environment: how robust is the Environmental Kuznets Curve?, 2003), nel seguente modo:

$$E_{it} = (\alpha + \beta_i F_i) + \delta Y_{it} + \phi(Y_{it})^2 + \varepsilon_{it}$$

In cui E rappresenta l'indicatore ambientale, Y il reddito pro capite ed F gli effetti specifici del paese. Rispettivamente i e t fanno riferimento al paese e all'anno. Se in questa equazione $\delta > 1$ e $\phi < 1$ la curva EKC presenta un TP che può essere calcolato come:

$$Y^* = (-\delta/2 \phi)$$

Basati su questa specificazione, sono proliferati negli ultimi quindici anni numerosi articoli volti a testare la validità della curva per molti e diversi inquinanti, primo tra tutti lo studio effettuato da Grossman e Krueger (1991). Gli autori, chiamati ad analizzare le ricadute ambientale dell'accordo NAFTA¹³, arrivarono alla conclusione che tale accordo avrebbe generato dei vantaggi in ambito ambientale in base ad uno studio basato su curve di Kuznets ambientali. Per verificare questa ipotesi, essi costruirono un *data set* relativo alla qualità dell'aria di paesi sviluppati e di paesi in via di sviluppo e ne studiarono la relazione con la crescita economica (I dati utilizzati dagli autori sono stati forniti dal GEMS¹⁴). Trovarono quindi l'esistenza di una relazione simile alla curva ambientale di Kuznets per alcuni inquinanti (fumi e SO₂), con *turning point* compresi tra i 4000 e i 5000 dollari di PIL pro-capite (misurati in dollari del 1985), mentre trovarono una relazione monotona crescente per i particolati. Shafik e Bandyopadhyay (1992) stimano una EKC per 10 diversi indicatori di degrado ambientale, trovando che la mancanza di acqua pulita e la mancanza di

¹³ North American Free Trade Agreement.

¹⁴ Global Environmental Monitoring System.

un sistema fognario urbano diminuiscono uniformemente al crescere del reddito, gli indici di deforestazione non sono significativamente correlate al reddito e che la qualità delle acque dei fiumi e canali tende a peggiorare con l'aumento del reddito. Trovano invece EKC tradizionali per gli inquinanti dell'aria analizzati, con *turning point* tra 3.000 e 4.000 dollari, mentre i rifiuti solidi urbani e la CO₂ cresce costantemente con il reddito. Grossman e Krueger (1995) in uno studio successivo, allargano poi la loro analisi, trovando una relazione alla Kuznets la maggior parte dei 14 inquinanti analizzati, con *turning point* tra i 2000 ed i 10500 dollari a seconda dell'inquinante. Selden e Song (1994), partendo dal lavoro di Grossman e Krueger stimano una relazione alla Kuznets per 4 tipi di inquinanti: SO₂, NO_x, SPM e CO, trovando una tendenza di EKC ma con *turning point* molto più elevati rispetto a quelli ottenuti precedentemente. Questo, secondo gli autori, dipende dal fatto di aver considerato dati sulla qualità dell'aria, tra zone rurali ed urbane, in modo aggregato; mentre Grossman e Krueger avevano dati solo sulle zone urbane. Panayotou (1993) analizza il comportamento di SO₂, NO_x, SPM e deforestazione utilizzando una serie di dati per la sua analisi dati *cross-section* (e non panel come nei casi precedenti). Tutte le stime effettuate rivelano la presenza di una curva a U rovesciata e con valori di *turning point* compresi tra i 3000 e 5500 dollari. Shafik (1994) in una analisi simile alle precedenti trova una relazione a forma di U rovesciata ma solo per una parte degli inquinanti considerati, mentre Panayotou (1995), in un successivo studio sulla deforestazione, raccoglie dati di 40 paesi tropicali durante gli anni '80 trovando *turning point* molto più bassi rispetto ai valori precedentemente ottenuti in relazione alle emissioni inquinanti. Questo perché secondo l'autore la deforestazione per l'espansione agricola o per motivi residenziali avviene in uno stadio precedente dello sviluppo dell'industria pesante. Sempre in tema di deforestazione, Barbier e Burgess (2001) esaminano l'espansione dell'uso agricolo della terra con dati relativi ai soli paesi tropicali per il periodo 1961-

1994. Essi trovarono una curva ambientale di Kuznets con un *turning point* di 8700 dollari nel 2003. Questa rappresenta solo una piccola parte della letteratura empirica sulle curve di Kuznets ambientali, non con lo scopo di essere esaustiva, ma solo di fornire un quadro generale della sua ampiezza e della grande flessibilità di applicazione che lo strumento mostra. Si rimanda per una trattazione più completa dei numerosi studi in materia alle tante *review* della letteratura pubblicate recentemente (Stern (1998), Stagl (1999), Borghesi (2001), Dasgupta e Altri (2002), Hill e Altri (2002), Dinda (2004)) passando invece nel paragrafo successivo alle critiche concettuali e tecniche che negli anni sono state portate alle EKC.

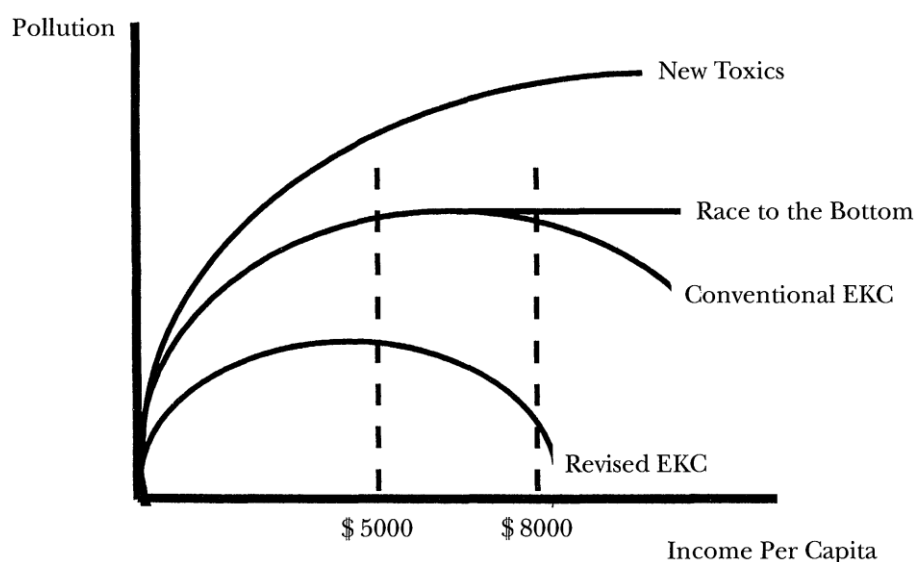
1.6.3 Critiche alle EKC

Nonostante il crescente interesse della comunità scientifica e dei *policy makers* verso le EKC, numerose sono state le critiche mosse a tale letteratura, critiche che si sono mosse sia sul livello concettuale che sul piano tecnico-metodologico. Da un punto di vista concettuale è stato contestato il fatto che insito in questo approccio vi sia una visione deterministica del processo di sviluppo paragonabile agli stadi di Rostow (1960), nel quale si assume che l'esperienza di un paese debba essere uguale a quella di tutti gli altri (Unruh & Moomaw, 1998). Riunire più paesi in un unico *data set* da analizzare congiuntamente può quindi generare, secondo questi autori, una visione concettualmente distorta, in cui non si tiene conto delle caratteristiche individuali. Per questo motivo suggeriscono di puntare più su singoli casi studio, che non su grandi *panel* di paesi. Sull'onda di tale tipologia di critiche sono nati molti studi basati su analisi di serie storiche, Vincent (1997) ad esempio effettua un test sulla presenza di Kuznets in inquinanti di acqua e aria in Malaysia, De Bruyn, Van den Bergh e Opschoor (1998) si occupano delle

emissioni in aria in quattro diversi stati industrializzati (Olanda, Germania, USA e UK), mentre Dijkgraaf e Vollebergh (1998) studiano invece il rapporto tra CO₂ e reddito procapite nei singoli paesi facenti parte all'OECD, evidenziando l'importanza di studi di serie storica. Accanto a questa prima critica concettuale, ne segue una seconda. Non solo infatti viene criticato come la curva di Kuznets imponga una rigidità tra i paesi analizzati, ma viene messa in discussione anche l'idea che lo stesso modello possa essere utilizzato per tutti i tipi di danni ambientali. I sostenitori di questa tesi evidenziano infatti come i diversi inquinanti abbiano differenti caratteristiche e siano più o meno caratterizzati da un possibile *delinking* rispetto al reddito, per cui chiudere tutti sotto la stessa specificazione può trarre un errore. E' stato riscontrato infatti che gli inquinanti caratterizzati dall'aver un impatto prevalentemente locale generano facilmente delle curve di Kuznets ambientali (SPM, CO e SO₂), mentre gli inquinanti caratterizzati da una alta dispersione geografica e effetti di accumulazione (*Stock Pollutants*), la cui gestione richiederebbe una azione coordinata tra più municipalità, se non addirittura stati, sono solitamente caratterizzati dall'aver una relazione monotonica crescente rispetto al reddito procapite. La CO₂ è l'esempio più lampante di questo fenomeno. L'anidride carbonica infatti nonostante le varie metodologie di studio applicate, e le diverse analisi svolte durante gli anni, tende a mostrare sempre una relazione crescente rispetto al reddito (vedi Holts-Eakin e Selden (1995), Dinda (2001)). Dasgupta et al (2002) invece, in un famoso articolo mostrano come gli inquinanti possano essere suddivisi in quattro categorie rispetto alla forma che assume la loro relazione rispetto al reddito. Nella figura sottostante possiamo vedere sintetizzata tale idea, in cui di fronte ad una EKC tradizionale, vi sono altri tre gruppi di sostanze che si comportano in maniera divergente. Secondo alcuni studi infatti la crescita economica porti con se la crescita di alcuni particolari inquinanti, detti *New Toxic* potenzialmente molto tossici che non essendo ancora regolamentati crescono in maniera monotona rispetto al reddito. Una

seconda categoria di inquinanti invece, una volta raggiunto il loro massimo si stabilizzano su quel livello e non scendono più. Tale tendenza viene definita *race to the bottom*, indicando con questo nome la diminuzione di standard dovuti alla globalizzazione. Infine un ultimo gruppo di ottimisti vedono in una *Revised EKC* la relazione attuale tra inquinanti e crescita economica. Con questa breve trattazione, gli autori vogliono mostrare come, a seconda degli inquinanti presi in considerazione la forma della relazione possa chi cambiare e imporre condizioni a priori può portare a risultati fuorvianti.

Figura 7: Diverse tipologia di relazione Impatto ambientale/reddito pro capite



Source: Dasgupta e Altri, 2002

Altri autori evidenziano anche come la relazione registrata da una eventuale tendenza alla Kuznets non è detto sia per forza di lungo periodo. Per alcuni tipi di inquinanti infatti la curva potrebbe non avere la sperata forma ad U rovesciata, bensì ad N, dove dopo un primo processo di *delinking* si assiste ad un secondo punto di flesso e ad un processo di *re-linking* (Sengupta (1997)).

Senza addentrarsi nei dettagli di questa ipotesi, vale solo la pena accennare che per più di un inquinante, in diversi studi, è stata riscontrata una tale tendenza, come ad esempio negli studi relativi al consumo aggregato di materiali (*aggregate material consumption* (Dinda, 2004, p. 448)).

La prima delle critiche metodologiche è relativa invece alla generale assenza nei modelli di EKC di variabili relative al commercio internazionale, e come questo possa esso possa influire sulle emissioni inquinanti di un paese. Fin dai primi contributi (Grossman e Krueger, 1995) viene infatti evidenziato come la presenza di una EKC per i paesi industrializzati può essere spiegata da un lato dalla reale tendenza ad abbattere l'inquinamento all'aumentare del reddito, ma dall'altra da una distorsione derivante dal commercio internazionale. I crescenti flussi commerciali dovuti dal crescente processo di globalizzazione possono portare infatti ad un sistema in cui i paesi industrializzati riducono la produzione di beni ad alto impatto ambientale per specializzarsi in produzioni più verdi e importino i beni maggiormente *pollution-intensive* dall'estero. Come risultato il paese industrializzato diminuisce la produzione di inquinamento non per una sua reale consapevolezza ambientale, ma in quanto la produzione di beni ad alto impatto ambientale viene spostata verso altri stati. Il commercio internazionale ed il processo di globalizzazione possono quindi avere l'effetto di ridistribuire nello spazio le imprese inquinanti, spostando l'inquinamento più che riducendolo (Stern e Altri (1996), Arrow e Altri (1995)). A sostegno di questa deduzione viene anche il teorema di Hecksher-Ohlin, secondo il quale in presenza di libero scambio i paesi industrializzati si stanno sviluppando in produzioni ad alta intensità del fattore produttivo di cui sono più dotati, ossia il capitale umano, mentre i paesi in ritardo di sviluppo si specializzeranno in produzioni ad un intenso uso di materie prime naturali, per loro natura più inquinanti. La conseguenza è che parte del miglioramento della situazione ambientale delle attuali economie industrializzate può esser dovuto da un effetto dell'economia internazionale, e

quindi non essere registrato dalle curve di Kuznets (Lucas e Altri (1992), Suri e Altri (1998)). Le conseguenze di tale fenomeno sono gravi e facilmente immaginabili: prima di tutto lo stesso tipo di produzione *capital-intensive* può avere ricadute ambientali addirittura maggiori in un paese in via di sviluppo, meno tecnologicamente dotato, rispetto al paese industrializzato importatore, seconda, così facendo, vengono ridotte le possibilità dei PVS di svilupparsi ulteriormente, in quanto essi non potranno, in una fase successiva dare in *outsourcing* le produzioni ad alto impatto ambientale (Antweiler, Copeland, & Taylor, 2001; Cole & Elliott, 2003; Copeland & Taylor, 2004). Questo aspetto influisce enormemente sulla curva ottenuta e sull'analisi condotta, al punto da invalidarne parte del risultato. Tale effetto sarà maggiore inoltre negli studi riguardanti quegli inquinanti altamente legati alle produzioni industriali e agli studi di carattere settoriale (ossia quelli in cui l'unità di analisi è il settore industriale e non il singolo paese). Per questo motivo, recentemente, in tali tipi di studi viene spesso inserita una *proxy* relativa al commercio internazionale. Nel caso della gestione dei rifiuti, il problema della presenza di commercio è sicuramente importante, ma di secondaria importanza rispetto agli studi relativi ad altri inquinanti. Nel terzo capitolo comunque una serie di variabili per tenere conto di possibili effetti spaziali verranno costruite ed inserite nel contesto di analisi, al fine di tenere conto (nell'ambito di un'analisi sulle province italiane) dell'effetto che genera sul processo di *delinking* l'essere vicini a province dotate di grandi strutture di smaltimento.

Ultimo elemento di criticità riscontrato da più autori nelle analisi sulle EKC fa riferimento a problemi di carattere econometrico, quali la possibile omissione di variabili rilevanti e il rischio di avere regressioni spurie. Relativamente al primo di questi possibili problemi, molti autori hanno incluso nelle loro analisi molte variabili di controllo, basandosi sull'idea che analizzando contemporaneamente più paesi vi possano essere alcuni elementi socioculturali che possono influire sulla relazione. Per questo motivo ad esempio Torras e

Boyce (1998) hanno incluso nella loro analisi indicatori di disuguaglianza di reddito e Panayotou (1997) variabili relative alla struttura dell'output. Altri (Galeotti, Manera, & Lanza, 2006) hanno evidenziato come stimare con modelli che tengano conto delle pendenze specifiche degli individui possa adattarsi meglio a tale tipo di analisi. Ultimo problema evidenziato in relazione a tali studi è legato alla natura delle serie storiche presenti nel *data set*. Se infatti assumiamo che il GDP sia una serie integrata e la relazione EKC con l'inquinante non cointegra, avremmo come risultato una stima spuria. La mancanza di una combinazione lineare stazionaria tra le due serie può di conseguenza produrre risultati fuorvianti. Alcuni studi hanno quindi iniziato ad utilizzare (ovviamente quando si ha a disposizione sufficientemente ampi *data set panel*) test di cointegrazione per dati panel al fine di valutare il tipo di relazione prima di procedere alla fase di stima (Perman & Stern, 2003; Heil & Selden, 1999; De Bruyn, 2000).

1.6.4 Waste Kuznets Curve: WKC

Le prime analisi di tipo Kuznets in ambito rifiuti (questi studi vengono comunemente chiamati *Waste Kuznets Curves*, o WKC) furono presentati nel famoso rapporto della Banca Mondiale che diede il via alla letteratura in materia (World Bank, 1992). In quel caso la relazione stimata, basata su dati degli anni '80 mostrava una relazione monotonicamente crescente tra rifiuti generati e crescita economica. Una più recente analisi svolta dal ministero dell'ambiente britannico (DEFRA/DTI, 2003), indica invece come il *delinking* tra rifiuti generati e crescita economica debba diventare uno degli obiettivi primari dell'agenda politica britannica, in quanto i dati da loro elaborati indicano che la quantità di rifiuti generati è altamente e positivamente correlata con il reddito. Uno dei primi studi accademici in ambito di WKC fu svolto da Cole e altri (1997) (1997), il quale nega la presenza di una relazione ad U rovesciata in relazione

alla generazione di rifiuti solidi urbani (MSW), usando un *data set* relativo a 13 paesi OECD per il periodo 1975-90. Seppala e altri (2001) in uno studio basato su 5 paesi industrializzati tra cui Germania e Giappone relativo al periodo 1970-94, nega la presenza di una EKC relativamente agli indicatori di *direct material flows*. Leigh (2004) invece trova una qualche evidenza di *delinking* anche se solo relativamente a specifiche categorie di rifiuti utilizzando dati derivati dagli *environmental sustainability index (ESI)*. Berrens e Altri (1998; 1998) trovano invece evidenza di una relazione negativa tra reddito e rifiuti generati, ma riferendosi specificamente allo stock di “*hazardous waste*” tra le *county* americane. Fischer-Kowalski e Amann (2001) analizzano I paesi OECD trovando che l'intensità di utilizzo di input di materiali rispetto al GDP mostra una *delinking* relativo, ma non assoluto, con una crescita del materiale assoluto utilizzato da tutti i paesi per il periodo 1975-95. Evidenziano poi come all'interno del settore rifiuti si sia in presenza di *delinking* assoluto per quanto riguarda i rifiuti conferiti a discarica, ma non per i rifiuti generati, introducendo quella che verrà poi esser rilevata esser la tendenza generale dei paesi industrializzati, ossia buone, o comunque crescenti performance nel settore dello smaltimento dei rifiuti, e pessime performance per quanto riguarda la generazione degli stessi. In un recente studio prettamente basato sui rifiuti solidi urbani (MSW) Johnstone e Labonne (2004) usando un *data set* basato sui paesi OECD studiano le determinanti economiche e sociali della generazione di rifiuti solidi urbani, analizzando il ruolo di spesa in consumo primaria, grado di urbanizzazione e densità di popolazione. Il risultato, ancora una volta, è una elasticità dei rifiuti positiva, ma minore di 1, in un range tra 0.15 e 0.69, ossia un *delinking* relativo ma non assoluto. Utilizzando un data set panel relativo ai paesi dell'europa a 15 dal 1995 al 2000 Mazzanti e Zoboli (2005) negano la presenza di una EKC sia per quanto riguarda la generazione di rifiuti solidi urbani che per quanto riguarda la produzioni di *packaging waste*. Le elasticità stimate sono vicino all'unità, mettendo in dubbio anche la presenza di un *delinking* relativo. Nessuno

di questi primi studi però include nello scenario di analisi variabili legate alle *policy* ambientali, omettendo una variabile che può avere una valenza importante nello studio del fenomeno. Un primo tentativo in questa direzione è Kaurosakis (2006) la quale si pone l'obiettivo di individuare le *driving forces* dietro alla proporzione di carta e vetro riciclati e alle quantità di rifiuti conferiti in discarica. Il *data set* utilizzato è ancora una volta di natura *panel* e sfrutta dati relativi a trenta paesi OECD. I risultati non negano quanto riscontrato in precedenza, gli MSW crescono monotonamente con il reddito, il grado di urbanizzazione ha un effetto positivo molto elevato sulla generazione dei rifiuti, e il *policy index* (utilizza un indice *time invariant* fornito da OECD relativo alla presenza di politiche ambientali nei paesi) incluso non è significativo. Altri studi sono poi sorti in relazione alla valutazione specifica della direttiva *landfill*¹⁵, il principale strumento legislativo presente in Europa, in particolare in ambito anglosassone, primo paese ad aver istituito una *landfill tax* nel 1996. Tali studi sono in genere qualitativi data la generale scarsità di dati che caratterizza il settore. Morris e Altri (1998) evidenzia come tale strumento possa contribuire ad una gestione sostenibile del settore, mentre Morris e Read (2001) e Burnley (2001) aggiornano la precedente analisi enfatizzando limiti e criticità della *landfill tax*, non in grado di ottenere tutti gli effetti sperati. Infine Martin e Scott (2003) evidenziano come la tassa, che era intesa a cambiare il comportamento degli agenti economici all'interno del settore, disincentivando il conferimento in discarica a favore di riciclaggio e incenerimento e minimizzazione dei rifiuti prodotti, ha fallito nel raggiungere gli obiettivi sperati. Secondo gli autori infatti, seppur progressi sono stati fatti in merito ad un maggior uso del riciclaggio, non si ha avuta alcuna diminuzione dei rifiuti prodotti. Casi studio al di fuori della realtà europea sono generalmente rari, Taseli (2007) ha recentemente presentato un'analisi degli effetti della direttiva *landfill* europea sulla Turchia, un potenziale paese entrante con caratteristiche assimilabili ad alcuni degli ultimi paesi entrati

¹⁵ Direttiva sulle attività di discarica, volta a regolamentare e ridurre i conferimenti.

in Europa, evidenziando all'interno del quadro normativo europeo le grandi difficoltà che per tali paesi comporta conformarsi alle indicazioni europee anche di lungo periodo. Sono invece sorti molti studi relativi a gestione del *Waste Management* e riduzione dei rifiuti prodotti nei paesi del *Far East*, dove un mix di alto valore della terra, densità elevata di popolazione e presenza di policy ambientali ha messo in discussione l'economicità del ricorso a discariche, portando ad una riduzione dei rifiuti generati e incentivando forme alternative di smaltimento, in *primis* il riciclaggio (Lang, 2005; Ozawa, 2005; Yang & Innes, 2007). A parte questi casi però, la maggior parte di questa letteratura sembra indicare come non vi sia una relazione a forma di U rovesciata tra reddito procapite e quantità di rifiuti prodotti, anche perché come suggeriscono alcuni autori (Lieb, 2004) i rifiuti possono esser considerati degli *Stock Pollutant*, e in quanto tali, è difficile che diminuiscano con il reddito dal momento che lo stock per definizione è destinato a crescere.

Questi primi studi di WKC mettono in evidenza come la presenza di *delinking* sembra esser possibile solo in alcuni paesi, o parte di paesi (ad esempio, come nel caso italiano, sono in alcune province del nord-est), ma sono lontani dall'esser considerati esaustivi e lasciano ancora aperte molte questioni. Viene spesso tralasciato ad esempio il ruolo delle policy e della regolamentazione ambientale, e di come questa possa favorire il processo di *delinking*, inoltre le evidenze empiriche fin qui analizzate hanno spesso lo stato come unità minima di indagine, mentre data la natura del problema avere una serie di dati relativi a province o comuni potrebbe raccogliere meglio l'eterogeneità dei comportamenti e l'importanza degli elementi socio-economiche. Per questo motivo, nelle due analisi che verranno condotte in questa tesi, non ci si pone solo l'obiettivo di verificare la presenza o meno di una tendenza alla Kuznets a livello di stati europei prima e di province italiane poi, ma si vuole arrivare ad avere un quadro il più completo possibile di quali sono le determinanti che influiscono sul processo di generazione di rifiuti e conferimento in discarica, al

fine di poter trarre dai due casi studio delle indicazioni generali sulle forze che stanno trainando il settore. Solo dopo che sarà chiaro il quadro di ciò che sta accadendo in Europa e in Italia, si passerà all'ultimo scalino di analisi, ossia i test di convergenza sulle province italiane, grazie ai quali, avremo una indicazione di come tale processo stia avvenendo all'interno del nostro paese, se in maniera convergente o divergente. Prima di inquadrare meglio questo piccolo ultimo tassello di teoria economica però, presentiamo una tabella riassuntiva dei principali studi di WKC fino ad oggi pubblica, al modo di avere una veloce e pratica sintesi dei principali risultati di ricerca.

Figura 8: Risultati dei principali studi di WKC sui rifiuti

Autore, anno pubblicazione	Area di riferimento	anni	Tipologia rifiuti	Risultato (EKC o no)	Turning poin
(Andersen, Larsen, Skovgaard, Isoard, & Moll, 2007)	EU 15 ed EU 10	Anni fino al 2000 (variano)	Waste e material flow	Rifiuti legati ad att economica da trend non costanti	-
(Beede & Bloom, 1995)	36 paesi	Diversi anni (diversi casi studio)	Rifiuti solidi urbani	MSW associato positivamente al consumo (inelastico)	-
(Berrens, Bohara, Gawande, & Wang, 1998)	US, 3141 counties	1991	Hazardous waste	Elasticità negative e U rovesciate	20.253 \$ e 17.679 \$
(Cole, Rayner, & Bates, 1997)	Paesi OECD	1975-90	Rifiuti solidi urbani	Relazione monotonica positiva	No TP
(Fischer Kowalski & Amann, 2001)	Paesi OECD	1975-1995	Rifiuti generati e a discarica	Delinking assoluto per discarica ma non per generati	-
(Johnstone & Labonne, 2004)	Paesi OECD	1980-00	Rifiuti solidi urbani	Delinking relativo	-
(Karousakis, 2006)	Paesi OECD	1980-00	Rifiuti solidi urbani	Delinking relativo	-
(Mazzanti & Zoboli, 2005)	Paesi europei	1995-00	Rifiuti urbani e packaging	No delinking, elasticità simile 1	-
(Seppala, Haukioja, & Kaivo-Oja, 2001)	Cinque paesi industrializzati	1975-94	Direct material flow	No deliniking	-
(Berrens, Bohara, Wang, & Gawande, 1998)	US, county level	1992	Hazardous waste	Evidenza di EKC	23.000 \$

1.7 Convergenza Ambientale

Gli studi di convergenza tra le regioni o tra gli stati sono un consolidato della letteratura in ambito di crescita economica, in quanto la convergenza viene considerata una implicazione dei modelli di crescita di estrazione neoclassica. In tali studi vengono normalmente considerati due tipi di convergenza, la prima, conosciuta come *conditional convergence*, significa semplicemente che il tasso di crescita di un paese diminuisce con l'avvicinarsi al suo stato stazionario. Differente invece è l'altro concetto di convergenza, conosciuta come convergenza assoluta, che avviene quando i paesi più poveri hanno tassi di crescita più elevati dei ricchi, tali da diminuire progressivamente il divario tra i due. Pur essendo i due concetti connessi, questo non significa che la presenza del primo tipo di convergenza debba implicare una convergenza di secondo tipo, i paesi possono crescere più lentamente quando approssimano il loro livello di stato stazionario, ma questo non implica per forza che i poveri debbano raggiungere i più ricchi, perché il secondo gruppo può esser notevolmente sotto il proprio livello di stato stazionario (Barro & Sala-i-Martin, 2003). Questi due concetti sono però identici se i gruppi di paesi considerati tendono a convergere verso lo stesso identico livello di stato stazionario. Test sulla coerenza di queste ipotesi sono ben noti in letteratura e formano una solida parte del dibattito sulla crescita economica nella quale i test di convergenza assumono generalmente due differenti aspetti (per una *review* di tale letteratura si veda (Barro & Sala-i-Martin, Economic Growth, 2003; Mankiw, Romer, & Weil, 1992). Il primo tipo di test solitamente utilizzato in letteratura, conosciuta come *β -convergence*, fa riferimento a quella che noi abbiamo definito essere la convergenza assoluta, ed ha lo scopo di verificare se le economie più povere stanno effettivamente raggiungendo le più sviluppate. Il secondo concetto di convergenza presente in letteratura invece, conosciuta come *σ -convergence* è legato invece a alla dispersione della variabile di riferimento (il reddito) durante il periodo di analisi. Questa

seconda tipologia di test è condotta semplicemente effettuando per ogni anno in analisi un test di dispersione (come ad esempio lo *standard error* o il coefficiente di Gini), al fine di controllare se tale dispersione cresce o cala nel tempo. La convergenza del primo tipo tende a generare convergenza del secondo tipo, ma questo non è sempre vero. La presenza di β -convergence infatti è da considerarsi condizione necessaria, ma non sufficiente, per avere σ -convergence, perché altri fattori possono alterare la dispersione del reddito lungo il tempo, modificando tale effetto.

Basato su questi studi un nuovo corpo di letteratura è nato all'interno dell'economia ambientale e delle risorse rinnovabili, con il preciso obiettivo di comprendere come gli inquinanti (generalmente CO₂) sono distribuiti spazialmente e cambiano nel tempo. Lo scopo di questi primi studi era di capire principalmente il comportamento della CO₂, dal momento che i modelli di previsione sui cambiamenti climatici sono basati sull'assunzione che le emissioni di anidride carbonica convergano tra gli stati e si è reso necessario capire quanto questo sia realistica. Tra i primi contributi, List (1999) per esempio ha effettuato una serie di test di convergenza su di un lungo *data set panel* relativo alle emissioni USA di SO_x e NO_x, trovando convergenza nelle quantità di inquinanti emesse, sia con le tradizionali regressioni tipiche della letteratura di crescita in termine di β -convergence che con più moderni test per radici unitarie nei panel. Strazicich and List (2003) invece, usando dati sulle quantità di emissioni inquinanti in 21 paesi OECD han trovato evidenza di convergenza sia con regressioni *cross section* che con test per radici unitarie nei panel. Aldy (2006) ha effettuato una serie di test di tipo σ -convergence and β -convergence relativamente alle emissioni di CO₂ nel periodo 1960-2000 per due diversi sottoinsiemi di paesi, prima 23 paesi OECD e 88 paesi di tutto il mondo. Come risultato ha trovato presenza di convergenza nel data set relativo ai paesi OECD (anche se con risultati a volte discordanti per quanto riguarda i risultati dei test di radici unitarie) ma non ha trovato segni di convergenza nel

campione di 88 paesi mondiali. Infine Barassi e Altri (2007) ricorrendo ad una nuova serie di test per radici unitarie nei panel, e basando la loro analisi su di un campione di paesi OECD per il periodo dal 1950 al 2002, negano la presenza di convergenza tra le quantità di CO2 pro capite prodotta.

Tale serie di strumentazione, per quanto tipicamente utilizzata in studi di crescita economica o con applicazione ai cambiamenti climatici, può fornirci alcuni considerazioni importanti anche per quanto riguarda il settore rifiuti. Come già brevemente accennato in introduzione il settore rifiuti sta vivendo una profonda serie di cambiamenti, principalmente basati sul passaggio da un sistema completamente dipendente dalle discariche, ad un sistema in cui inceneritori e riciclaggio hanno un ruolo sempre più importante. Inoltre come evidenziato dalla gerarchia dei rifiuti europea (*Waste Hierarchy*) questo non è che un passaggio verso l'obiettivo finale, ossia, una riduzione della quantità di rifiuti pro capite prodotti. Se quindi da un lato sappiamo che il primo di tali processi stia avvenendo in Europa, e in Italia, i due nostri casi studio, gli strumenti di analisi della convergenza economica ci permettono di sapere come tali fenomeni si stanno distribuendo geograficamente, se in maniera omogenea o aumentando le differenze tra aree dipendenti da discariche e aree più virtuose. Tale tipologia di studi sono completamente nuovi in ambito rifiuti, e per questo motivo nell'ultimo capitolo di questa tesi sarà contenuto una prima serie di test sulla convergenza ambientale in ambito rifiuti per quanto riguarda il caso studio Italia, che essendo basato su di un così ampio data set, ben si presta a tali tipologie di analisi.

In questo primo capitolo è stato in parte delineato il *framework* di riferimento teorico per le analisi che seguono, nel quale verrà studiato il processo di trasformazione che sta avvenendo nel *Waste Management* in Europa tramite due disgiunte analisi: una basata sui 25 stati europei, ed una contenente le 103 province Italiane. Entrambi questi *data set* sono *panel* di dati, che includono informazioni per i diversi individui per un diverso numero di anni,

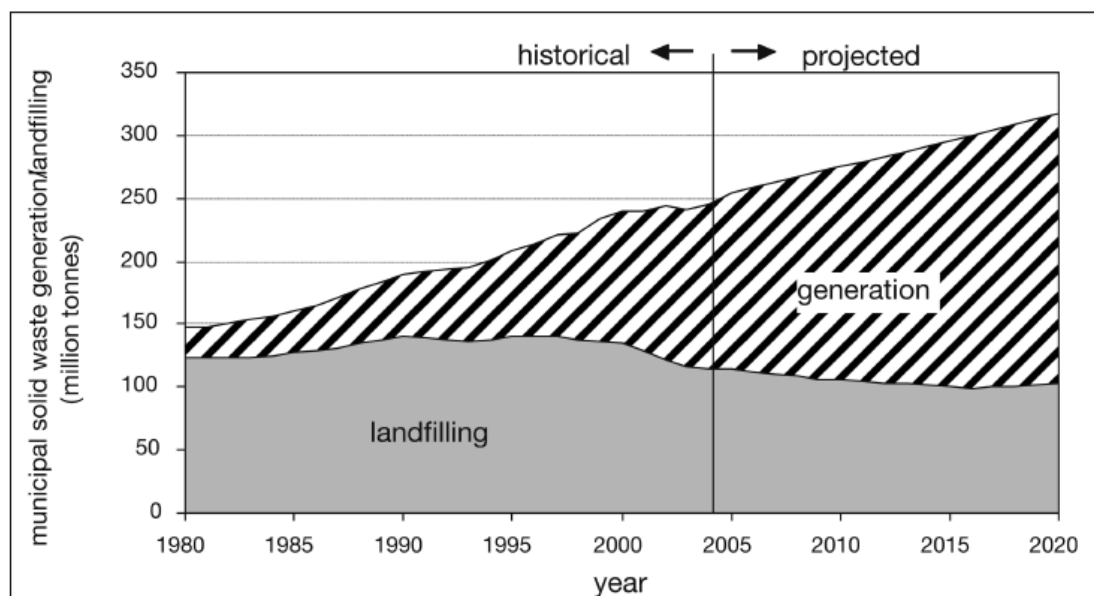
rispettivamente 11 per l'UE (dal 1995 al 2005) e 7 per l'Italia (dal 1999 al 2005). Si valuterà poi la presenza di *delinking* per quanto riguarda la generazione e il conferimento in discarica di rifiuti, aggiungendo alle specificazioni di Kuznets tradizionali una serie di controlli relativi a variabili socio economiche e di policy che possono avere un effetto fondamentale sulla relazione e la cui omissione potrebbe portare inconsistenze da omissioni di variabili rilevanti. In particolare il prossimo capitolo si occuperà del caso studio Europa, il terzo dell'analisi del trend delle province italiane, e nell'ultimo capitolo sarò condotto un primo test sulla tendenza a convergere delle quantità di rifiuti conferite a discarica, incenerite e sottoposte a raccolta differenziata tra le province italiane.

II. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN EUROPA

2.1 La situazione Europea

Nonostante la crescente enfasi e il crescente interesse rivolti negli ultimi anni verso le tematiche ambientali, e tra di esse alla gestione dei rifiuti, la quantità totale di rifiuti prodotti in Europa è sempre in costante aumento. In Europa vengono prodotte ogni anno più di 250 milioni di tonnellate di rifiuti solidi urbani e tale dato è destinato ancora a crescere, come mostrano le previsioni della Agenzia Ambientale Europea (Vedi grafico Seguente). Questa valutazione aggregata nasconde però una grande eterogeneità tra i paesi, e come abbiamo già accennato in introduzione vi sono nazioni come Cipro e Danimarca che nel 2005 han prodotto rispettivamente 789 e 737 Kg pro capite (dati Eurostat), mentre la Polonia 245 Kg. Trend diversi sono inoltre abitualmente riscontrabili per i due blocchi della comunità europea, Europa a 15 e nuovi paesi entranti (qui spesso abbreviati in EU 10). Altro elemento che accomuna tutti gli stati europei, seppur con dinamiche a volte molto divergenti, è il passaggio che sta avvenendo da più di un decennio a questa parte da un sistema di smaltimento basato quasi esclusivamente sui conferimenti a discarica ad un *Waste Management* più variegato e complesso in cui riciclaggio e incenerimento stanno assumendo un peso sempre maggiore (vedi le proiezioni).

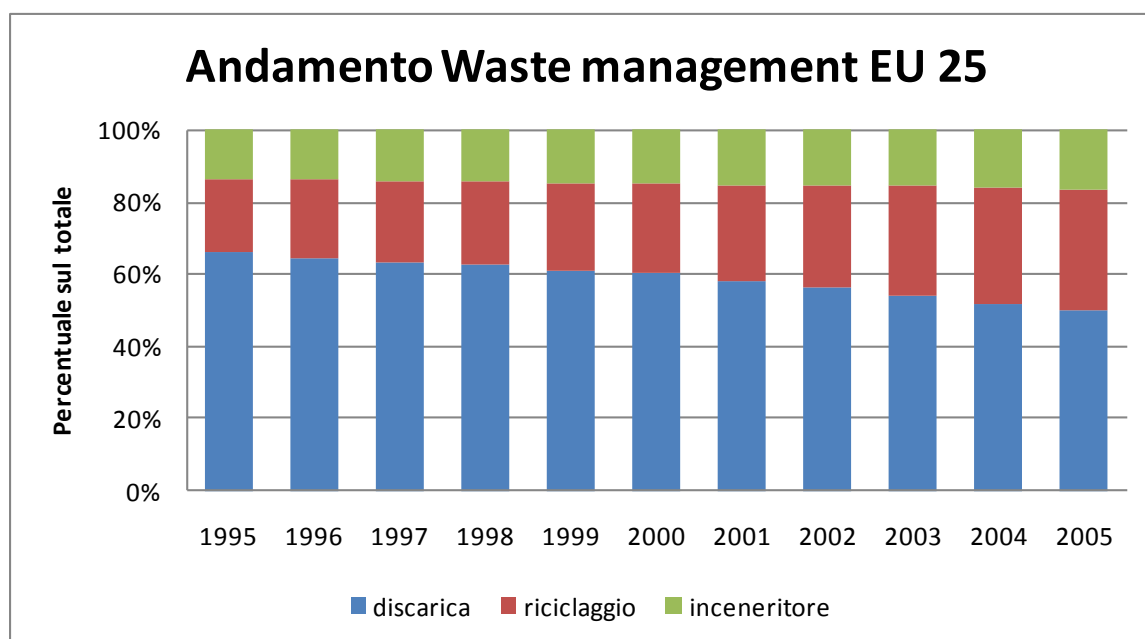
Figura 9: Proiezioni sull'andamento futuro di rifiuti prodotti e conferimenti in discarica in Europa



Fonte: (EEA, 2007)

Dai grafici sottostanti possiamo vedere l'entità di questo cambiamento nella gestione dei rifiuti in Europa, che ha visto nell'arco dei dieci anni analizzati una riduzione del 10% circa dell'uso delle discariche, passate dal essere il 60% al 50% circa del *Waste Management*, ed un sostanziale incremento del riciclaggio, passato da un 20 al 30% del totale. Anche il ricorso ad inceneritori ha visto una crescita, seppur di entità minore.

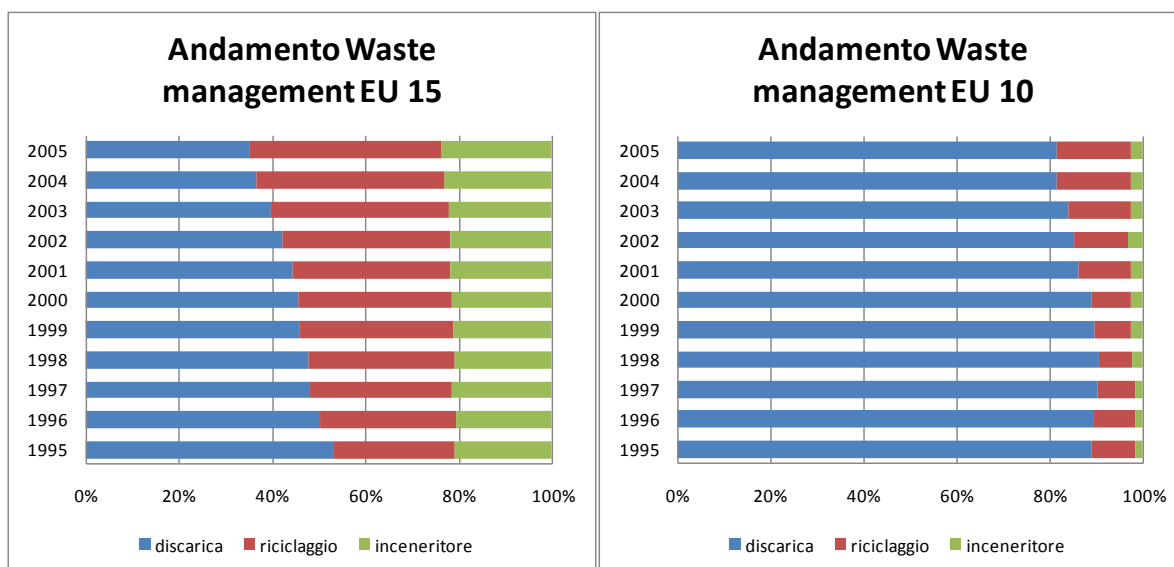
Figura 10: Andamento del Waste Management in Europa. Anni 1995-05.



Fonte: Elaborazione personale dati Eurostat

L'entità di tale processo non è però uguale tra i paesi europei, Nazioni diverse hanno dimostrato comportamenti diversi e spesso comuni alla loro macro area di appartenenza. Per tale motivo nell'analisi condotta di seguito verrà spesso fatta differenza tra EU 15 ed EU 10 tenendo conto delle differenze strutturali tra i due blocchi di paesi. Nei due grafici seguenti viene ad esempio replicata l'analisi precedente riportando a sinistra l'andamento dell'EU 15 e a destra quello dell'EU 10. Le differenze sono notevoli, l'EU 15 mostra una chiara evidenza di *landfill diversion*, dove le discariche perdono un 20% netto a favore di una grande crescita del riciclaggio, mentre l'uso di inceneritori avverte una leggera crescita mantenendosi comunque sempre su valori maggiori del 20%. Dall'altro lato, il grafico alla destra ci mostra una realtà completamente diversa per quanto riguarda i paesi del gruppo EU 10, nei quali in media il conferimento in discarica, seppur in diminuzione, è sempre su percentuali maggiori del 80%, mentre gli inceneritori passano da poco meno del 10% al 15% e il riciclaggio rimane una realtà del tutto marginale.

Figura 11: Andamento del *Waste Management* in EU 15 ed EU 10.



Fonte: Elaborazione personale dati Eurostat

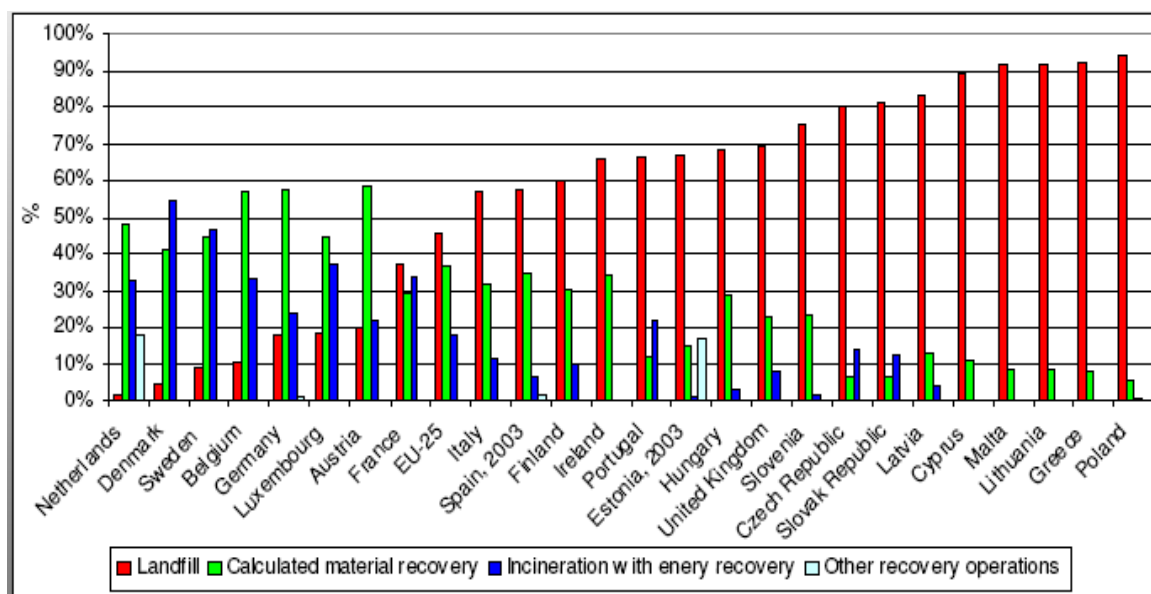
Scendendo ancora più nel dettaglio, L'EEA mostra come i paesi europei possano essere caratterizzati sotto tre diversi gruppi per quanto riguarda le loro strategie di *Waste Management*; sia in termine di importanza delle discariche che in termine di scelte attuate per raggiungere l'obiettivo di *landfill diversion* comunitario. L'EEA (2007) stessa afferma, riguardo alle differenze tra i paesi europei in merito a *Waste Management* che:

“The first waste management grouping comprises countries with high levels of both materials recovery and incineration, and relatively low levels of landfill. The second grouping includes countries with high materials recovery rates, medium incineration levels and medium dependence on landfill. The third group of countries has low levels of both materials recovery and incineration, and relatively high dependence on landfill”

Vi sono quindi, come si vede nel prossimo grafico tre diversi gruppi di paesi per quanto riguarda scelte di *Waste Management*, il primo caratterizzato da alti livelli

di riciclaggio e incenerimento e basso ricorso alle discariche, come Olanda e Danimarca, il secondo con alto riciclaggio, medio incenerimento e medio ricorso alle discariche, come Italia e Finlandia, e un ultimo gruppo che dipende quasi esclusivamente dalle discariche, come Grecia e Polonia.

Figura 12: Uso di discariche, inceneritori e riciclaggio. Anno 2004.



Fonte: EEA (2007), pag. 8.

Nonostante al primo gradino della gerarchia Europea sui rifiuti vi sia la “prevenzione”, la prima tornata di policy comunitarie si è concentrata più sulla seconda fase del processo dei rifiuti, ossia il disincentivo al conferimento a discarica e la promozione di riciclaggio e incenerimento con recupero di energia. Nasce quindi la necessità di valutare e testare empiricamente quanto queste policy siano state in grado o meno di cambiare quella relazione endogena tra crescita economica e flusso dei rifiuti. In altre parole, considerando che le politiche dei rifiuti sono motivate dalla presenza di varie esternalità negative generate in diverse fasi del ciclo dei rifiuti, una valutazione costi benefici *ex-ante* sarà in grado di valutare quale è il più efficiente livello di tassa da imporre, mentre una valutazione *ex-post*, come quella qui condotta, sarà in grado di fornire indicazioni sull’effetto di breve e lungo periodo su quello che è

l'obiettivo finale di tali politiche, ossia abbassare la *Waste Kuznets Curve*. Nell'assenza di policy efficaci infatti quello che ci si aspetta è una relazione quasi lineare tra generazione di rifiuti e crescita economica, in cui la *landfill diversion* (ossia quel processo di allontanamento dei rifiuti dal conferimento in discarica ad altre forme di smaltimento) sia influenzata solo dai prezzi di mercato e dal costo opportunità della terra. Questo capitolo presenta quindi una valutazione empirica del processo di *delinking* nel settore della generazione e gestione dei rifiuti solidi urbani in Europa introducendo nell'analisi anche variabili che tengano conto di aspetti socio economico, geografico e di policy.

2.2 Una analisi di delinking per il settore rifiuti in Europa

Il principale problema metodologico relativo all'utilizzo di un *frame work* del tipo EKC in analisi relativi ai rifiuti è legata al tipo di specificazione da utilizzare. Alcune analisi su EKC sono basate su di polinomi di secondo ordine, mentre altre usano polinomi di terzo o quart'ordine, confrontando i risultati di diverse specificazioni per testarne la relativa robustezza. Polinomi di terzo e quarto ordine però possono generare relazioni a forma di N piuttosto che di U rovesciata, introducendo nuovi problemi per la nostra comprensione dei risultati di stima. Inoltre relazioni ad N, per il settore rifiuti, sono generalmente non rilevanti, così come le relazioni ad U rovesciata. In questa analisi, partiremo quindi usando la specificazione tradizionale presente in letteratura, ossia:

$$\text{Ln(Indicatore di rifiuti)} = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln(consumo)}_{it} + \beta_2 \text{Ln(consumo)}_{it}^2 + \beta_3 (X_i) + \beta_4 (Z_i) + \varepsilon_{it}$$

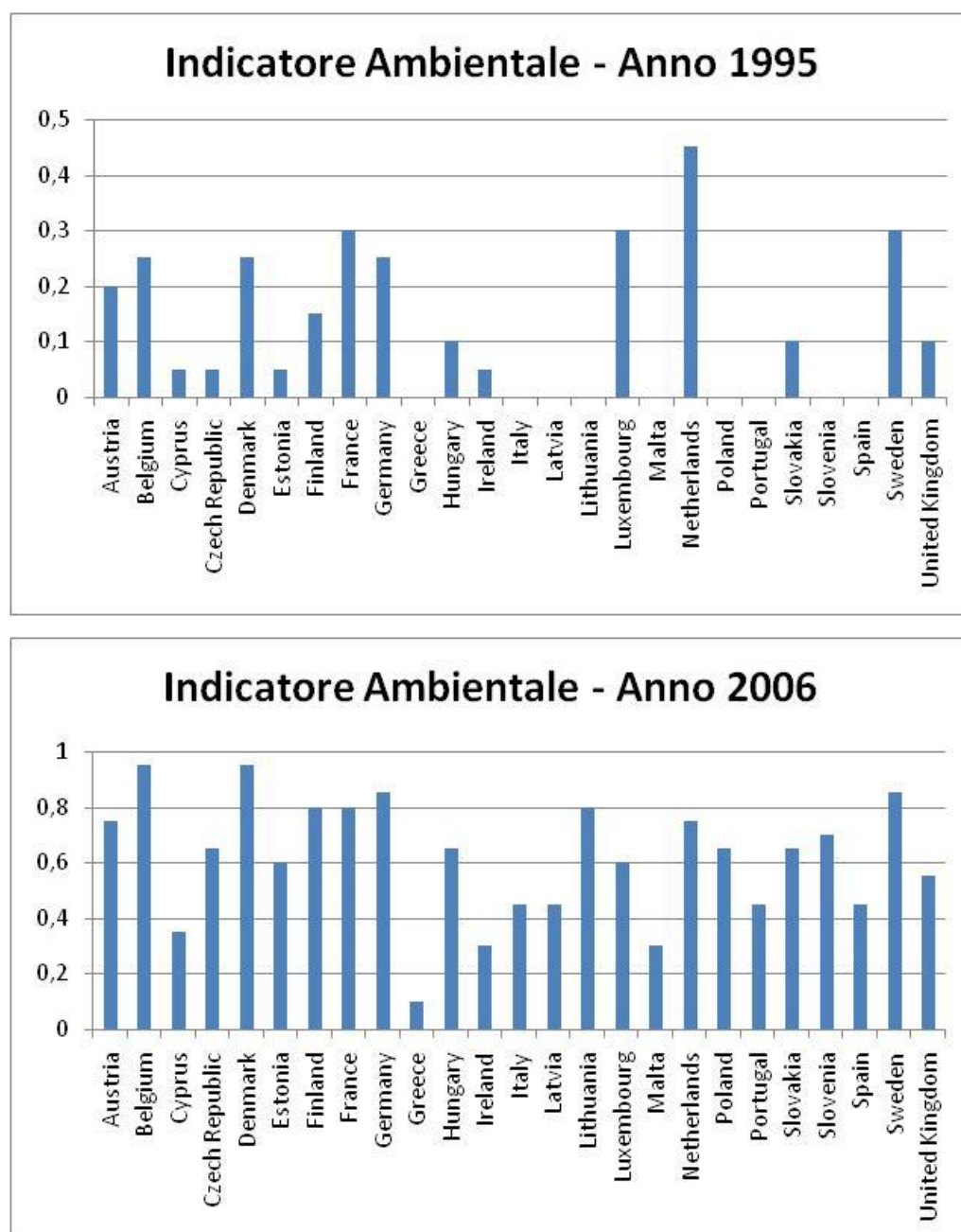
Dove i primi due termini, le intercette, variano per paese e anno. X invece fa riferimento a tutte le altre variabili strutturali e socio economiche aggiunte alla specificazione base al fine di correggere per l'eventuale emissione di variabili

rilevanti. Z invece è un vettore di variabili relative alle varie policy ambientali che possono avere effetto nel settore dei rifiuti (nelle due tabelle successive è riportata una analisi descrittiva di tutte le variabili, e inclusa è anche l'ipotesi di ricerca relativa ad ogni variabile.) Al fine di testare le ipotesi riassunte nella tabella successiva, è stato creato un data set contenente informazioni relative al settore rifiuti e alle caratteristiche socio economiche dei paesi, utilizzando le banche dati messe a disposizione da Eurostat. Tali dati fanno riferimento al periodo 1995-2005, e sono relative a 25 paesi europei (quindi prima dell'ultima annessione). Le variabili sono suddivisibili in due gruppi principali; variabili socio economiche (o variabili strutturali) e indicatori di policy ambientali in ambito rifiuti. L'indicatore di policy principale, il cosiddetto *environmental policy index*, è stato costruito utilizzando i *country Fact sheet* di Eionet¹⁶, che sono mini rapporti relativi alla presenza o meno, all'interno dei paesi comunitari di una serie di policies in materia di rifiuti. Tale indice, espresso in valori da 0 a 1, è tanto più alto quanto più un paese ha adottato politiche in ambito rifiuti, e viceversa. Si ritiene infatti che a fianco delle norme attuative che i vari stati membri possano aver posto in essere dopo il recepimento delle direttive comunitarie, vi siano all'interno degli stati stessi una serie di policy in ambito rifiuti più legate a logiche interne che non a indicazioni comunitarie, e la cui esclusione possa farci perdere una parte importante di informazioni sul ruolo delle politiche ambientali. Paesi come la Germania ad esempio, da anni attenta al problema dei rifiuti, si è dotata di una serie di misure specifiche per regolamentare il settore anni prima delle direttive comunitarie. In tale indicatore sono quindi contenute le principali politiche in ambito rifiuti a livello nazionale basandosi sulle schede fornite da Eionet, che individua per ogni paese la presenza o meno di policy o strategie per : Rifiuti solidi urbani (MSW), Rifiuti biodegradabili (BSW), Discariche, Packaging, Inceneritori, Batterie, Automobili e veicoli in generale (ELV), Farmaci, Materiale elettrico (WEE), materiale

¹⁶ Eionet è una agenzia partner della EEA, che si occupa, tra le altre cose, di policies ambientali. www.eionet.org

fotografico, copertoni, materiale edile (C&D), nonché la presenza o meno all'interno degli stati di una *landfill tax* e di una serie di divieti sui conferimenti in discarica. Avendo a disposizione inoltre dati per tutto il periodo analizzato sull'evoluzione di tali politiche, è possibile ricreare un indicatore che varia nel tempo e tra gli individui, avendo così un alto livello di eterogeneità. Senza scendere troppo nel dettaglio delle politiche nazionali sui rifiuti, possiamo notare dai grafici sottostanti come vi siano almeno due elementi importanti relativi a questo indicatore su cui vale la pena soffermarsi brevemente. Per prima cosa, è presente una grande eterogeneità di performance tra i paesi presi in esame. Nel 1995 otto stati Europei non avevano alcuna normativa in ambito rifiuti (intendiamo qui strumenti volti a raggiungere una riduzione dei rifiuti conferiti in discarica o a diminuire i rifiuti generati), mentre nel 2006 sebbene tutti gli stati siano dotati di un mix di politiche per regolamentare il settore sono ancora presenti disparità tra i vari stati europei. Va notato però, e questo è il secondo importante elemento da mettere in luce in questa analisi, che la quantità di politiche attuate dagli stati europei nell'arco di un decennio sono aumentate in maniera importante, come il confronto dei due grafici ci fa notare, evidenziando ancora una volta come la tematica della gestione dei rifiuti sia un problema molto sentito in Europa, e come a tal riguardo, nell'ultimo decennio, sia stato effettuato un enorme sforzo in termine di policy adottate.

Figura 13: Indicatore di Policy ambientale, anno 1995 e anno 2005



Fonte: Elaborazione personale basata sugli *Eionet Fact Sheets*

Accanto a questo indicatore ne è stato costruito un secondo con la medesima struttura ma relativo solo alle policy in merito alle discariche, che verrà utilizzato pertanto nello studio relativo ai conferimenti in discarica. Tali indicatori complessivi quindi, affiancati da altre variabili relative all'adozione o meno di direttive comunitarie in materia di discariche o rifiuti, hanno il doppio

obiettivo di controllare per la presenza di politiche all'interno dei paesi e di effettuare una valutazione *ex-post* delle policy adottate in grado di spiegare dove sta portando il sentiero intrapreso dal *policy-making* comunitario. Prima di passare all'analisi vera e propria riportiamo due tabelle con delle analisi descrittive delle variabili e le principali ipotesi di ricerca.

Figura 14: Principali Variabili, Valori all'anno 1995-2005

Country	C	MSW-GEN	MSW-LAND	MSW-INC
Austria	12,700-14,500	438-630	204.7-112.6	54.3-147
Belgium	11,400-13,000	456-464	218.4-43.4	162.8-154.9
Cyprus	6,900-8,800	600-739	599.6-653.1	0-0
Czech Rep.	2,100-2,800	302-289	301.9-208.7	0-36.7
Denmark	13,400-15,600	567-737	96.4-38.3	294.1-396.6
Estonia	1,100-2,300	368-436	365.3-274.1	0-0.1
Finland	9,700-13,200	414-468	267.9-275.8	0-40.7
France	11,200-13,500	476-543	213.6-195.7	178.3-183.5
Germany	13,300-14,500	533-601	245.3-88.8	97.1-147.9
Greece	6,100-8,200	302-438	311-380.5	0-0
Hungary	1,700-2,800	460-459	346-361.8	31.9-29.1
Ireland	7,300-11,300	514-740	398.1-443.9	0-0
Italy	8,800-9,900	454-542	422.2-296.4	23.9-62
Latvia	1,000-2,000	263-310	246.7-243.2	0-3
Lithuania	900-1,900	424-378	424.4-340.2	0-0.1
Luxembourg	16,300-21,000	592-705	160.6-126.7	312.2-252.5
Malta	4,900-5,100	338-611	311.2-542.8	0-0
Netherlands	10,100-12,300	549-624	157.5-9	138.5-207.5
Poland	1,600-2,500	285-245	279.5-225.9	0-1.2
Portugal	5,500-6,900	385-446	200.3-278.1	0-98.5
Slovakia	1,400-2,200	295-289	168-227.8	28.2-34
Slovenia	4,600-6,000	596-423	456.6-329.7	0-0.6
Spain	6,900-9,000	510-597	308.4-317.5	24.3-34.9
Sweden	10,500-13,000	386-482	136.1-23.3	148.6-242.1
U.K.	9,200-12,500	499-584	414-374.9	45-48.9

Figura 15: analisi descrittiva delle variabili ed Ipotesi di ricerca

	MIN	MAX	Mean	Acronimo	Statistiche descrittive per EU 25, 1995-2005	
VARIABILI DIPENDENTI						
MSW collected/generated (kg) pro capite)	239.00	753.00	484.70	MSW-GEN		
MSW landfilled (kg pro capite)	9.00	659.40	283.95	MSW-LAND		
MSW incinerated (kg pro capite)	0.00	396.60	73.47	MSW-INC		
VARIABILI INDIPENDENTI						
<i>1. DRIVERS ECONOMICI</i>					Relazione ipotizzata ^s	
final consumption household expenditure (Euro/inhabitant - at 1995 prices and exchange rates)	900.00	21,000.00	8,103.27	C	+ G Eventuale relazione a U rovesciata + I - L	
gross domestic expenditure on R&D (% of GDP)	0.19	4.25	1.37	RD	+ I - L	
<i>2. VARIABILI STRUTTURALI E SOCIO ECONOMICHE</i>						
population density	16.70	1276.00	174.80	DENS	+ G - L	
urban population (% del totale) [^]	50.60	97.20	71.36	URBPOP	? I	
household size	1.9	3.4	2.62	SIZE	- G	
single households (%)	10.12	38.30	25.04	SINGLE	+ G	
age index or 'elderly ratio' (popolazione con più di 60 anni : popolazione tra I 29 e I 59 anni)	0.3	0.5	0.358	OLDNESS	? G	
value added at factor cost, Share of manufacturing	9.10	36.30	18.54	VAMAN	- G	
<i>3. POLICY</i>						
decentralized waste management policy drivers (dummy)	0	1	0.24	DECPOLIND	? G,L,I	
incineration directive (dummy: anno/paese in cui la direttiva è stata ratificata)	0	1	0.24	INCDIR	- G + I - L	
landfill directive (dummy: anno/paese in cui la direttiva è stata ratificata)	0	1	0.27	LANDIR	- G + I - L	
waste strategy policy index (range 0 - 1)	0.00	0.95	0.34	POLIND		
landfill strategy policy index	0.00	0.25	0.09	LANDPOLIND		

Nota: Nell'ultima colonna viene riportato il segno atteso e la variabile su cui ci si aspetta che l'elemento abbia il maggior effetto. (G per generation, L per landfill, discarica, R per riciclaggio e I per incenerimento). La presenza di un (?) indica che l'effetto della variabile in esame può esser duplice, in quanto l'elemento può avere diversi effetti sulle diverse variabili in esame.

2.2.1 delinking nella Generazione di Rifiuti

La riduzione dei rifiuti prodotti, o con le parole della comunità europea la “*Waste prevention*” è l’obiettivo ultimo a cui tutte le politiche ambientali in ambito rifiuti sono ideologicamente rivolte, anche se azioni specifiche in tale direzione sono ancora molto rare. Nessun paese Europeo (salvo forse qualche piccola eccezione) si è infatti ancora dotato di azioni specifiche volte a ridurre la quantità di rifiuti generati, e anche a livello comunitario, seppur la *Waste prevention* sia al primo scalino della gerarchia dei rifiuti, non è ancora stata emanata alcuna direttiva specifica. Legislazioni relative alle caratteristiche tecniche di discariche e inceneritori, nonché policies orientate all’incentivo del riciclaggio hanno infatti prevalso finora, anche per via della loro più semplice attuazione e minore costo. Se infatti creare strumenti di policy per l’incentivo del riciclaggio e emanare norme relative a standard di qualità e salubrità per discariche ed inceneritori può esser difficile ma fattibile, una regolamentazione in grado di portare alla riduzione dei rifiuti totali prodotti ogni anno in un paese può esser molto complessa, di difficile attuazione e con alti costi di *enforcement*. Tornando alla nostra analisi, utilizzando il contesto delle EKC è possibile formulare varie ipotesi di ragionamento, considerato i dati di cui siamo a disposizione. Relativamente ai driver economici, la struttura del data set ci consente di stimare l’eventuale presenza o meno di un *turning point* per la generazione di rifiuti, negato dalle precedenti analisi. In questa analisi verrà inoltre estesa l’evidenza empirica in materia, basata prevalentemente su studi relativi ai paesi OECD, ad una serie di dati generati da fonti ufficiali europei, partendo da una serie di ipotesi di ricerca sulle variabili a nostra disposizione. Primo, ci aspettiamo che la densità di popolazione (*popdens*, o *urbpop*) possa avere un effetto altamente significativo e positivo sulla generazione di rifiuti solidi urbani, in quanto ci si aspetta banalmente che nelle zone a maggiore concentrazione urbana ci sia una maggiore produzione di rifiuti. Tale effetto

potrebbe però esser calmierato dalla presenza di eventuali economie di scala nel minimizzare i rifiuti prodotti, anche se ci si attende che questo secondo elemento non sia sufficiente a compensare il primo. Per quanto riguarda la seconda variabile presa in considerazione, ossia la composizione del nucleo familiare (*household size*), ci si aspetta a questo livello che la presenza, in media, di nuclei familiari più grandi possa ridurre la quantità di rifiuti generati. Tuttavia è possibile anche un *link* positivo tra dimensione del nucleo familiare e quantità di rifiuti prodotti, nel caso in cui piani di raccolta e sistemi di *Waste Management* domestici come il compostaggio siano poco sviluppati. Per la stessa ragione ci si aspetta che un maggior numero di abitazioni con un solo abitante possa incrementare, anche notevolmente, la quantità di rifiuti prodotti, motivo per cui è stata inserita la variabile *single households* ossia la percentuale di single che vivono da soli. E' stato poi incluso un indice di vecchiaia invece (*age index*), in merito al quale il risultato atteso incerto. Da un lato infatti ci si aspetta che le persone più anziane producano meno rifiuti dei giovani, dall'altro invece, la popolazione più anziana può esser meno abituata o fare più fatica ad abituarsi o esser meno inclini ad avere comportamenti virtuosi, come compostaggio, riciclaggio e raccolta differenziata. Tuttavia il costo opportunità del tempo libero è minore in età avanzata per cui questo potrebbe spingere gli anziani ad impegnarsi maggiormente alla riduzione dei rifiuti tramite azioni come la raccolta differenziata che per sua natura è altamente *time consuming*. Come possibili sviluppi futuri potrebbe esser interessante far interagibile tali variabili relative alle caratteristiche della popolazione con variabili relative al livello di scolarizzazione basando l'analisi su di un *data set* micro fondato. Un ulteriore sviluppo futuro, sempre avendo a disposizione dati a livello micro, potrebbe esser indirizzato ad analizzare gli effetti di tutte le componenti sociali fin qui elencate sulla produzione di rifiuti. In questo caso invece, l'inclusione di tali elementi ha prevalentemente l'obiettivo di controllare per le differenze socio economiche e di composizione demografica tra i diversi paesi europei, al fine di

non omettere variabili rilevanti nelle stime. Infine abbiamo incluso nella nostra analisi alcune variabili relative alle varie politiche applicate a livello dei singoli stati membri. La prima di queste è legata alle direttive *landfill* e *incineration* in europa, ed in particolare alla loro effettiva implementazione negli stati membri dell'unione europea. Tali *proxies* sono state costruite come *dummy variables* che prendono valore uguale a 1 in un dato anno tra il 1995 e il 2005 se il paese preso in considerazione ha ratificato la direttiva con regolamento interno, e valore pari a zero se tale operazione non è stata compiuta. Ci si aspetta che una eventuale implementazione di direttive comunitarie in materia di discarica ed inceneritore possa promuovere un processo di *delinking*. Il secondo gruppo di variabili di policy invece ha caratteristiche più legate ai singoli paesi. Prima tra queste è il *decentralised waste management policy index*, ossia un indice che riflette il grado di decentralizzazione delle policy tra gli stati. La decentralizzazione può avere ricadute positive sul *Waste Management*, in quanto ci si aspetta che una regolamentazione implementata a livello decentralizzato possa esser più flessibili e più legata alle specificità di ogni territorio. Nonostante questo, una decentralizzazione può anche avere effetti negativi di lungo periodo legati ad una cattiva gestione delle rendite da parte di soggetti pubblici e privati a livello locale. Come linea di principio, le rendite in ambito di economia ambientale non sono né buone né cattive, ma è il loro effetto sulla dinamica di lungo periodo (come ad esempio il loro stimolo all'innovazione) che conta, e alcuni studi hanno dimostrato come nel mercato dei rifiuti, incluso di discariche e riciclaggio, la presenza di rendite possa bloccare un sistema locale in un equilibrio sub ottimale (Mazzanti & Zoboli, 2006). Infine viene considerato l'indicatore di policy ambientale che come abbiamo già visto in precedenza è una possibile proxy di policy nazionali per periodo analizzato. Esso cattura tutte le possibili informazioni relative all'implementazione di politiche sui rifiuti (rifiuti solidi urbani, biodegradabili, packaging, elettrici..) indipendentemente dalle direttive comunitarie, variando nel tempo e tra i paesi. L'importanza delle

variabili di policy a tale livello di analisi è cruciale, e rappresenta il principale contributo di questa tesi. L'inclusione di entrambe queste categoria di controlli, ossia quelli socio economici e quelli di policy, è importante nell'economia di tale indagine, e la loro omissione potrebbe portare ad una sovrastima dell'effetto del solo reddito. La specificazione testata è quindi:

$$\text{Ln(rifiuti generati procapite)} = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln(consumo)}_{it} + \beta_2 \text{Ln(consumo)}^2_{it} + \beta_3 (X_i) + \beta_4 (Z_i) + \varepsilon_{it}$$

Dove X include le sopra menzionate variabili socioeconomiche (DENS, URBPOP, SIZE, SINGLE, OLDNESS, VAMAN) e Z include le leve di policy (DECPOLIND, INCDIR, LANDIR, POLIND). Per il significato di tali acronimi si rimanda alla tabella contenete le analisi descrittive delle variabili presente in precedenza.

2.2.2 Delinking nei conferimenti a Discarica

Considerando i dati presentati nel primo paragrafo di questo capitolo, relativi alla diminuzione costante dei conferimenti in discarica in pressoché tutti i paesi europei ci si aspetta come risultato del secondo step di analisi una relazione ad U rovesciata tra rifiuti a discarica e reddito, se non addirittura una relazione negativa. La contrazione a livello assoluto dei conferimenti potrebbe indicare, nel qual caso, che si è nella seconda fase di una EKC, ossia nel suo tratto discendente, alla destra del *turning point*. Se così dovesse essere un futuro test per la presenza di una eventuale relazione ad N potrebbe risultare rilevante. Negare la possibilità si un futuro *relinking* potrebbe essere troppo ottimistico come dimostrano i dati relativi all'Italia, paese in cui dopo un decennio di

continua diminuzione dei conferimenti in discarica si sta assistendo, a partire dal 2006, ad una nuova fase di crescita. Per quanto riguarda l'analisi empirica svolta, anche in questo secondo step sono state inserite le medesime variabili di controllo analizzate in precedenza, anche se con ipotesi di ricerca sensibilmente differenti. Per la densità di popolazione e il grado di urbanizzazione (*dens* e *urbpop*) ci aspettiamo ora una relazione negativa con la quantità di rifiuti conferiti in discarica. Ci si aspetta infatti che la terra abbia un costo opportunità maggiore in aree densamente popolate (valore della terra, delle attività commerciali, e di altri possibili investimenti pubblici) così come maggiori si aspettano essere i costi derivanti dalle esternalità negative che la presenza di discariche comportano. Tuttavia tale costo opportunità può variare molto tra i due sottocampioni presenti nel data set, ossia EU-15 ed EU-10, e per tale motivo tale ipotesi va analizzato caso a caso. In questa analisi sulle discariche non sono state considerate però tutte le variabili prese in considerazione in precedenza, in quanto alcune potrebbero perdere di importanza o essere di difficile comprensione. Tra quelle mantenute la spesa in ricerca e sviluppo (*GERD*) potrebbe svolgere un ruolo importante. In particolare ci aspettiamo tale variabile sia correlata negativamente con il conferimento di rifiuti in discarica, in quanto positivamente legata allo sviluppo di inceneritori, settore nel quale innovazione e sviluppo tecnologico sono determinanti fondamentali. Ma il vero set di variabili da cui ci attendiamo i risultati più interessanti sono le variabili di policy, dalle quali ci aspettiamo una valutazione di quanto le azioni comunitarie, che tanto hanno spinto su questo tasto nell'ultimo decennio, siano riuscite nel loro intento. Ci si aspetta in particolare che le *dummies* relative alla direttiva *landfill* e l'indicatore abbiano una alta significatività e siano stati in grado di trainare il processo di *landfill diversion*.

La specificazione testata è quindi:

$$\text{Ln}(\text{rifiuti a discarica procapite}) = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln}(\text{consumo})_{it} + \beta_2 \text{Ln}(\text{consumo})_{it}^2 + \beta_3 (X_i) + \beta_4 (Z_i) + \varepsilon_{it}$$

Dove X (DENS o URBPOP) e Z (DECPOLIND, INCDIR, LANDIR, POLIND) fanno riferimento ai controlli descritti in precedenza.

2.2.3 Delinking nell'utilizzo di Inceneritori

Nello studio sulle relazioni tra quantità di rifiuti inceneriti e crescita economica il concetto di WKC assume una rilevanza ed un valore diversi. Infatti quello che ci aspettiamo non è una relazione ad U rovesciata tra la quantità di rifiuti inceneriti e la crescita economica, bensì che il ricorso ad inceneritori, almeno per i paesi del gruppo EU 15, cresca con il reddito. Questo risultato atteso sarebbe il segnale che le politiche europee in tema di gestione di rifiuti stanno avendo il risultato sperato e che si sta raggiungendo l'obiettivo di diminuire il ricorso alle discariche incentivando riciclaggio ed inceneritori. Tale aspettativa è evidente già dalla semplice analisi visiva delle statistiche descrittive riportate in precedenza, che vedono crescita delle quantità di rifiuti inceneriti, fenomeno che ci si aspetta esser fortemente legato con la *landfill diversion*. Discorso differente va fatto invece per i paesi del gruppo EU 10, in molti dei quali non vi sono impianti di incenerimento, motivo per cui nella tabella descrittiva vedono molti valori pari a zero (Vedi Figura 14). Tuttavia, ci si può aspettare anche una relazione ad U rovesciata, seppur attesa in fasi successive della crescita economica e dello sviluppo del settore dei rifiuti rispetto a quella in cui siamo ora. Gli inceneritori sono infatti legati a *diminishing marginal returns* e costi esterni crescenti, per cui è possibile che non si abbia una crescita continua del ricorso a tale tecnologia, e che possano arrivare ad un punto di culmine della loro adozione, per poi rimanere costanti. Quindi l'interpretazione è diversa da quella delle solite EKC, e una relazione monotona crescente dell'indicatore non sta a significare un aumento dell'impatto ambientale, bensì l'opposto (se si mantiene la gerarchia europea dei rifiuti che preferisce discariche a inceneritori). Tuttavia va ricordato che, anche in un contesto in cui vengano promosse altre

forme di smaltimento dei rifiuti al di là delle discariche, non è detto che la scelta effettuata debba ricadere per forza sull'inceneritore, dal momento che altre strade sono possibili, come riciclaggio e *compost*. Per questo motivo è difficile formulare una chiara ipotesi sulle variabili fin qui analizzate. Come accennato in precedenza per quanto riguarda l'attività di discarica, il segno delle variabili analizzate può variare a seconda delle scelte di *Waste Management* adottate dai paesi. Se assumiamo infatti che le aree densamente popolate tendano a registrare una diminuzione del ricorso discarica, il costo opportunità e il costo ambientale degli inceneritori dovrebbe essere una alternativa interessante, e il segno atteso della densità di popolazione essere positivo. Se invece assumiamo che il medesimo paese prediliga scegliere il riciclaggio come strategia alternativa vedremo allora la relazione tra aree densamente popolate e inceneritore può diventare negativa. Un aspetto cruciale testato qui invece è l'intensità di R&D all'interno dei paesi. Anche se in questo caso vi possono essere paesi *outliers* che a fronte di un'alta spesa in R&D/PIL prediligono strategie di *Waste Management* volte alla promozione del riciclaggio, in media ci aspettiamo di trovare una correlazione forte tra la spesa in ricerca e sviluppo di un paese e il suo ricorso agli inceneritori. L'esempio della Germania può essere considerato emblematico; tale paese infatti mostra una elevata spesa in ricerca e sviluppo e vanta un ampio ricorso a inceneritori di ultima generazione. Si cercherà in questa analisi quindi di valutare se tale elemento è comune agli stati europei o se è caratteristica solo tedesca. Data la sua collinearità con i driver economici principali la R&D è stata anche inserita come una esplicativa alternativa al reddito, la cui eventuale non linearità è testata per tener conto di effetti marginali decrescenti della ricerca e sviluppo sul ricorso agli inceneritori.

Relativamente alle leve di policy valgono le stesse considerazioni fatte per l'analisi relativa alle discariche; ci si aspetta cioè un forte significato delle direttive, così come ci si aspetta un forte legame con tutte le altre policy, fortemente orientate verso una *landfill diversion*.

Le due specificazioni adottate, quella tradizionale e quella con R&D/GDP al posto del solo reddito sono dunque:

$$\text{Ln(rifiuti inceneriti procapite)} = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln(consumo)}_{it} + \beta_2 \text{Ln(consumo)}_{it}^2 + \beta_3 (X_i) + \beta_4 (Z_i) + \varepsilon_{it}$$

Oppure:

$$\text{Ln(rifiuti inceneriti procapite)} = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln(RD/GDP)}_{it} + \beta_2 \text{Ln(RD/GDP)}_{it}^2 + \beta_3 (X_i) + \beta_4 (Z_i) + \varepsilon_{it}$$

Dove X (DENS or URBPOP) e Z (DECPOLIND, INCDIR, LANDIR, POLIND) fanno riferimento a controllo socio-economici e policy proxies.

2.3 Analisi Empirica

2.3.1 Introduzione metodologica

L'analisi dei tre indicatori di impatto ambientale (MSW generati, MSW a discarica e MSW inceneriti) è svolta prendendo in considerazione specificazioni mano a mano più complesse e complete, organizzate in steps successivi, in grado di cogliere il contributo di ogni singola variabile. Per prima cosa viene testata una specificazione base, che include solo il driver economico principale, poi una specificazione con i driver strutturali introdotti come variabili di controllo e infine viene effettuato un test sui diversi indicatori di policy ambientale. Tutte le regressioni sono state effettuate sia ad effetti fissi che ad effetti random, e la migliore è stata scelta con l'ausiglio del test di Hausman. Laddove inoltre sia risultato statisticamente possibile (per via di significatività e

disponibilità di dati), le stime sono state replicate nei sotto campioni EU-25 ed EU10, al fine di valutare le differenze, laddove presenti tra il comportamento delle due anime della nuova Europa. A tutti i livelli di analisi le variabili contenute dei vettori X e Z sono state inserite separatamente, al fine di evitare problemi di collinearità, e solo i risultati robusti saranno mostrati nelle tabelle. Le specificazioni principali sono state poi sottoposte a stime di tipo *random coefficient model* e dinamiche, al fine di effettuare un ulteriore test di robustezza permettendo una maggiore flessibilità dei parametri. Per quanto riguarda il primo tipo di stime è stato utilizzato un modello *random coefficient* alla Swamy, che permette di tenere conto anche dell'eterogeneità individuale a livello di pendenze specifiche e non solo di diverse intercette come nei modelli FE ed RE, mentre per quanto riguarda le stime dinamiche, è stato testato un modello GMM che permette di tenere in considerazione la dinamica includendo ritardi della variabile dipendente nelle stime effettuate.

2.3.2 MSW Generati - EU 25

L'analisi riportata nella tabella seguente non mostra evidenza di WKC per i rifiuti solidi urbani generati a livello europeo. La significatività del termine lineare indica un effetto positivo e significativo del consumo, con una elasticità tra 0.114 e 0.23 attraverso le diverse specificazioni. L'EU 15 mostra gli stessi risultati, ma con una elasticità maggiore (tra 0.70 – 0.8). Tali elasticità, sono inferiori a quelle trovate in precedenza a livello europeo da altri studi (Mazzanti & Zoboli, 2005) e sembrano implicare che i paesi dell'EU 10 stiano assistendo ad un più attivo processo di *delinking*. Pur non valendo l'ipotesi di una U rovesciata, c'è comunque evidenza di *delinking* relativo in tutti i campioni analizzati. L'abbassamento delle elasticità in corso, rispetto agli studi precedenti, va visto inoltre positivamente in quanto può essere un indice, seppur lento, di un generale cambiamento di tendenza. L'introduzione dei controlli socio

economici non altera i risultati fin qui trovati, ne per il campione EU 25 che per il sottogruppo EU 15. Gli elementi maggiormente significativi sono densità di popolazione, percentuale di popolazione urbana e peso della manifattura sul totale delle attività economiche. Il segno di questa ultima variabile è negativo, in linea con le nostre aspettative: le economie più ricche e maggiormente basate sul terziario producono più rifiuti solidi urbani, come comunemente previsto dalla letteratura. Per quanto riguarda le variabili relative a densità di popolazione e grado di urbanizzazione, tale risultato dice che gli effetti di dimensione dovuti all'alta concentrazione di popolazione in determinate zone geografiche (gli *Scale Effects* evidenziati nel capitolo teorico) prevalgono sulle eventuali economie di scala che si generano all'interno delle municipalità altamente abitate (come ad esempio modelli *deposit e refund*, *compost*, riuso o riciclaggio). Le variabili relative alla composizione dei nuclei famigliari (dimensione ed età) non sono significative, il che potrebbe essere una riprova del fatto che le policy finora attuate in Europa non sono mai state dirette alla diminuzione dei rifiuti totali prodotti, e per tale motivo non stupisce che diversi tipi di nuclei famigliari non reagiscano in modo diverso. Ci si può aspettare infatti che laddove una policy provi ad incentivare comportamenti virtuosi, vi possano esser differenze nell'attuazione tra giovani ed anziani, o tra nuclei famigliari grandi o composti da persone single. Di conseguenza non sorprende che aggiungendo le variabili di policy non solo il risultato non sia alterato, bensì tali variabili risultino non significative. Questo significa che, a livello aggregato, sia la direttiva *landfill* che la direttiva *incineration* che l'indicatore di policy (contenente ricordiamo l'implementazione di policies a livello nazionale) non hanno avuto nel periodo preso in considerazione alcun effetto nel promuovere un *delinking* tra rifiuti generati e crescita economica. Tale effetto è poi confermato dall'analisi nei sottocampioni, nei quali le variabili di policy risultano non significative. Questo stupisce solo in parte, e riflette due elementi fondamentali, primo la quasi totale assenza a livello europeo di strumenti direttamente orientati a ridurre la quantità

di rifiuti prodotti, secondo, l'effetto nullo o comunque marginale delle politiche orientate alla *landfill diversion* nel promuovere una riduzione dei rifiuti generati.

Figura 16: Rifiuti generati (EU-25)

Model	FEM	FEM	FEM	FEM	REM	FEM	FEM	FEM
C	0.230***	0.163***	0.117**	0.158***	0.188***	0.114*	0.118**	0.164***
Dens	0.629***
Urbpop	...	4.263***	1.760***	42.58***	0.290	1.760***	1.761***	1.777***
Vaman	-0.28***	...	-	-	-	-
Size	0.117
Oldnes s	0.120
Decpoli nd	-0.015
Polind	0.002	-0.0005	...
Landdir
Incdir	-0.022

TP	/	/	/	/	/	/	/	/
N	275	275	264	275	264	264	264	264

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati.

2.3.3 Rifiuti generati: Confronto tra EU-15 ed EU-10

Per quanto riguarda la generazione dei rifiuti l'analisi nei sottocampioni EU-15 ed EU-10 mantiene una buona robustezza delle stime, riportate interamente nelle due tabelle successive. Dal confronto però vengono si notano alcune importanti differenze di performance tra le due macro aree. Dalle stime di base, ad esempio, possiamo notare come il gruppo EU 15 mostri una elasticità del consumo più elevata di non quella riscontrata in precedenza nell'analisi congiunta. Questo spinge a pensare che siano le migliori performance del gruppo EU 10 ad aver trainato il *delinking* registrato nell'analisi

aggregata. Se infatti il gruppo dei nuovi entranti stanno mostrando una dinamica alla Kuznets, con la presenza di una U rovesciata e un basso *turning point*, i paesi del gruppo EU-15 stanno generando, in maniera insostenibile una quantità crescente di rifiuti, che non mostra segni di *decoupling* rispetto ai driver economici principali, ma solo un lieve segno di *delinking* relativo. Le spiegazioni di tale fenomeno possono esser molteplici, i nuovi paesi entranti per prima cosa possono aver beneficiato, entrando nell'EU, dalla improvvisa e stringente necessità di avere a che fare con strette regolamentazioni ambientali in corrispondenza a relativamente bassi livelli di reddito, che possono averli spinti ad un rapido e veloce cambiamento in una fase in cui l'economia non aveva ancora forti *lock in* e dipendenze da modelli di consumo a grande produzione di scarti. Secondo, alcune pratiche di *Waste Management* diffuse nelle aree rurali di tali paesi, come l'incinerazione domestica di parte dei rifiuti prodotti, possono aver creato distorsione nei dati raccolti ed aver in parte alterato i dati di tali paesi. Forse contro intuitivo tra l'altro è notare che la relazione positiva tra densità di popolazione/grado di urbanizzazione e generazione di rifiuti solidi urbani, sia principalmente guidata da paesi del gruppo EU 10. Questo può esser spiegato dal possibile *trade off* anticipato in precedenza in relazione a tale variabile, ossia che nei paesi del gruppo EU 15 vi sia presenza di economie di scala che in parte controbilanciano la maggior quantità di rifiuti prodotti laddove si concentra tanta popolazione della popolazione, che porta ad un segno negativo nella relazione, mentre nei paesi del gruppo EU 10 tende ad accadere l'opposto. SIZE (dimensione del nucleo familiare) e OLDNESS (indice di vecchiaia) invece mostrano un andamento opposto nei due sottocampioni, significativo e positivo in EU15 e non significativo il primo e negativo il secondo nel gruppo EU 10. Questo potrebbe esser spiegato dal fatto che nel primo sottocampione viene registrata da tali variabili un più forte coinvolgimento verso le tematiche ambientali da parte delle generazioni più giovani, mentre nel sottogruppo EU 10 invece potrebbe esser raccolto l'effetto

di una forte correlazione tra presenza di anziani e aree rurali, in cui la generazione di rifiuti è intrinsecamente più bassa. Infine, i nuovi paesi entranti, presentano un coefficiente negativo e significativo relativamente a POLIND e INCDIR, risultato in linea con il trend di *decoupling* registrato già nelle specificazioni base.

Figura 17: Rifiuti generati (EU 15)

Model	FEM	FEM	FEM	FEM	REM	FEM	FEM
C	0.772***	0.816***	0.787***	0.825***	0.811***	0.776***	0.830**
C ²	°
Dens	0.254
Urbpop	...	-0.203	-0.059	-0.004	-0.234	0.009	0.002
Vaman	0.092
Size	0.279**	0.357***	0.292**	0.279**
Oldness	0.340**	0.348**	0.289*	0.345**
Decpolind	0.018
Polind	0.001	...
Landdir	-0.001
TP	/	/	/	/	/	/	/
N	165	165	165	165	165	165	165

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. ° significativa al 10% se inclusa, anche se il TP relative sarebbe stato molto al di fuori del campione (in corrispondenza ad un consumo pari a 136.000 €), confermando la bassa significatività statistica ed economica del termine quadratico. Tutte le regressioni che han dato questo risultato sono state stimate senza termine al quadrato.

Figura 18: Rifiuti generati (EU 10)

Model	FEM	FEM	FEM	REM	FEM	FEM
C	5.49***	4.76***	5.82***	5.63***	6.32***	5.68***
C ²	-0.365***	-0.315***	-0.383***	-0.361***	-0.413***	-0.362***
urbpop [°]	13.25***	12.55***	13.32***	13.66	13.13***	12.98***
Vaman	...	-0.15***
Size	0.120
Oldness	-1.694***	-1.39***	-1.72***	-1.69***
Polind	-0.129*
Landdir	-0.025	...
Incdir	-0.087***
TP	1,845	1,911	1,970	2,435	2,103	2,610
N	110	110	110	110	110	110

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. ° DENS mostra performance peggiori di URB POP e genera in alcuni casi una perdita di significatività delle stime.

2.3.4 Rifiuti conferiti in discarica

L'analisi relativa ai conferimenti in discarica, riportata nella tabella seguente, mostra un'evidenza di WKC, ossia la presenza di un *decoupling* tra il driver economico principale (consumo) e il flusso di rifiuti, in linea con quanto atteso dopo l'analisi preliminare dei dati. Il processo di *landfill diversion* è iniziato in Europa mediamente attorno al 1995, e questo spiega la presenza di *decoupling* registrata sin dalle specificazioni base.

Figura 19: Rifiuti conferiti a discarica (EU-25)

Model	FEM	FEM	REM	REM
C	3.382**	3.658***	4.156***	3.390***
C ²	-0.242***	-0.248***	-0.260***	-0.236***
urbpop ^o	-3.694**	-1.554**	-1.714**	-1.340**
Decpolind	...	0.576**
Landdir	-0.324***	...
polind [^]	-0.632***
TP	1,083	1,595	3,610	3,951
N	275	275	275	275

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. ^ indica che stiamo utilizzando l'indicatore specifico relative alle attività di discarica.

L'introduzione delle variabili di controllo non altera quanto ottenuto precedentemente, confermando il *delinking* assoluto. Altri fattori significativi sono densità e grado di urbanizzazione. L'ultimo in particolare mostra un legame negativo ed una più forte significatività statistica. Tale risultato era altamente atteso soprattutto per il sottocampione EU 15, in quanto una alta significatività ed un coefficiente negativo relativamente alla densità di popolazione ed al grado di densità urbana, dimostra che dove i costi opportunità sono alti (nelle aree urbane e nelle aree densamente popolate) e le esternalità negative hanno effetto su di un più vasto numero di persone, vi è una spinta maggiore ad abbandonare le attività di discarica. Come abbiamo già accennato nella parte teorica, esempio di questo è il fatto che studi sulle dinamiche delle discariche hanno proliferato in aree, come l'Asia, in cui la densità di popolazione è particolarmente alta (di nuovo, vedi Lang 2005, Ozawa 2005). La significatività di tali coefficienti (a parte DENS per EU 25) è sia per EU 25 che EU 15 molto elevata, ed il coefficiente alto. Questi fattori possono esser in grado di spiegare il grado di *delinking* e di *landfill diversion* raggiunto in tali aree, ancora prima e probabilmente più significativamente dell'introduzione delle variabili di policy. Le due direttive in ambito rifiuti invece, la *landfill directive*

e l'*incineration directive*, sono altamente significative e negativamente correlate alle quantità di rifiuti conferiti in discarica, come atteso. Tali risultati sono inoltre confermati per entrambi i sottocampioni. L'introduzione di tali variabili non altera inoltre i precedenti risultati, siamo ancora in presenza di una relazione ad U rovesciata, e il *turning point* rimane ma corrisponde ora a livelli di reddito leggermente maggiori. Questo è un risultato importante, che evidenzia come a fronte di una incapacità delle politiche europee di ridurre la quantità di rifiuti prodotti esse siano state invece in grado di incentivare il processo di *landfill diversion*. Relativamente invece ai due indicatori di policy, il *decentralised waste management index* (DWM), che assume tre valori, pari a low/medium/high, è significativo all'1% ed ha un coefficiente positivo. Questo sembra suggerire che maggiormente il *Waste Management* è decentralizzato più difficile è disincentivare il ricorso a discariche. La reale interpretazione rimane una questione aperta, che richiederebbe ulteriori analisi, anche se va detto che tale risultato non è da considerarsi del tutto contro intuitivo. In un sistema con un alto livello di decentralizzazione delle scelte di gestione del settore dei rifiuti (basti prendere l'Italia come esempio) ci sono spesso incentivi per le autorità locali ad aumentare le attività di discarica o riciclaggio, a seconda che l'una o l'altra produca una più alta rendita nei mercati locali. Considerando che le rendite per le attività di discarica sono spesso molto alte, un alta decentralizzazione della gestione dei servizi di smaltimento dei rifiuti (DWM) potrebbe favorire dinamiche distorte. Questo però non deve suggerire che una presenza di DWM debba generare effetti di tale tipo ovunque, va infatti considerato che tale variabile è *time-invariant*, e cattura solo eterogeneità tra i paesi, che può esser bassa in confronto ad altre variabili di policy. L'indicatore di policy ambientale invece, è affetto da una correlazione con il driver economico principale (consumo), a differenza delle altre tre variabili di policy fin qui analizzate. Questo non stupisce, in quanto ci si può aspettare che i paesi più ricchi si siano mossi prima degli altri in materia di prevenzione e protezione ambientale, basti

prendere la Germania come esempio. Per quanto riguarda i risultati qui riportati per la variabile POLIND quindi, va notato che i risultati qui presenti sono stati anche confermati da 2SLS (*two stage instrumental variable regression*) che usa il consumo come driver dell'indicatore ambientale nel primo stadio, e poi include i relativi predicted values nella specificazione utilizzata per analizzare l'indicatore ambientale. In entrambi i casi POLIND è altamente e negativamente correlato con la quantità di rifiuti procapite conferiti a discarica, e la presenza di endogeneità non compromette i risultati fin qui ottenuti.

2.3.5 Rifiuti conferiti a discarica: Confronto tra EU 15 ed EU 10

Così come fatto in precedenza per i rifiuti generati anche in questo caso è stata replicata l'analisi nei due sottocampioni EU 15 ed EU 10, ai fini di evidenziarne omogeneità e differenze. La relazione di base è uguale in entrambi sottogruppi, con una evidenza alla Kuznets ugualmente presente seppur con un *Turning point* più basso per quanto riguarda i nuovi paesi entranti, come del resto ci si può aspettare. La differenza che colpisce maggiormente tra le due sottoanalisi è sicuramente il risultato del termine URBPOP, il quale presentava segni opposti nei sottogruppi anche in relazione ai rifiuti generati. L'effetto di URBPOP e DENS è infatti negativo nel campione EU 15 e positivo campione EU 10. In quest'ultimo gruppo in particolare l'evidenza sembra suggerire che la presenza di un più alto grado di urbanizzazione rallenta il processo di allontanamento dei rifiuti dalla discarica. Questo può esser dovuto dal fatto che i due gruppi di paesi sono in due diversi stadi dello sviluppo economico ed urbano, con la conseguenza che l'EU 10 a fronte di relativamente buone performance per quanto riguarda il settore dei rifiuti, stia vivendo un forte processo di urbanizzazione in pochi centri abitati, in grado di far saltare quanto affermato finora in termine di relazione tra dinamiche della popolazione e

landfill diversion. Se il rapido sviluppo di questi paesi inoltre tende a concentrare tanti abitanti in poche grandi città, e dall'altro lato si spinge verso un abbandono delle attività di discarica, tale segno non stupisce. Nei paesi del blocco EU 15 invece dove il processo di urbanizzazione è più consolidato, il segno riscontrato è meno, come atteso. La motivazione economica di tale fenomeno può essere legata anche ad un divario nel costo opportunità della terra, più basso nel gruppo EU10. Se così fosse, la riduzione prevista nel medio periodo di tale differenziale, potrà spingere in futuro i paesi del gruppo EU 10 a migliorare ulteriormente le proprie performance di *landfill diversion*. Infatti per registrando questi paesi un processo di delinking, va notato come alcuni di essi dipendano ancora prevalentemente dalle discariche. Infine, per quanto riguarda le variabili di policy, l'analisi nei sottocampioni corrobora i risultati precedentemente ottenuti.

Figura 20: Rifiuti conferiti a discarica (EU15)

Model	FEM	FEM	REM	FEM	FEM
C	65.09**	42.13***	48.96***	61.52***	55.94***
C ²	-3.53***	-2.33***	-2.69***	-3.27***	-2.96***
urbpop	-21.01**	...	-6.65**	-20.72***	-20.75**
Dens	...	-2.39**
decpolind	0.689*
landdir ^o	-0.375***	...
polind [^]	-0.160***
TP	10,092	8,440	8,958	12,169	12,699
N	165	165	165	165	165

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. ^ indica che stiamo utilizzando l'indicatore specifico relative alle attività di discarica.

Figura 21: Rifiuti conferiti a discarica (EU10)

Model	FEM	FEM	REM	REM
C	6.49***	4.49**	7.89***	5.80***
C ²	-0.449***	-0.313**	-0.522***	-0.386***
Urbpop	12.40***	...	10.84***	12.86**
Dens	...	1.39***
Landdir	-0.215***°	...
Polind [^]	-0.240***
TP	1,376	1,303	1,914	1,831
N	110	110	110	110

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***; TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. ^ indica che stiamo utilizzando l'indicatore specifico relative alle attività di discarica.

2.3.6 Incineration

Questo ultimo livello di analisi è stato condotto in maniera leggermente differente dalle precedenti. Non tutti i paesi infatti sono dotati di impianti di incenerimento, elemento che si riflette in una alta presenza di valori pari a zero nel nostro *data set*. Per tale motivo si è scelto di condurre l'analisi solo su quei paesi che si sono negli anni dotati di inceneritori, ottenendo così un campione composto del gruppo EU 15 meno Irlanda e Grecia. Nella prima regressione, presentata nella tabella sottostante, osserviamo la presenza di un *delinking* assoluto con un TP molto alto, pari a 22.168 euro. Tale evidenza, nella prima delle specificazioni analizzate (la prima colonna a sinistra nella tabella seguente), è dovuta alla presenza di un *outlier*, ossia il Lussemburgo, che ha un reddito (e di conseguenza consumo) molto più elevato della media e un livello di rifiuti inceneriti relativamente minore della media. Il Lussemburgo è infatti il solo paese ad avere un reddito al di sopra del *turning point*, che alla luce di tale considerazione appare coerente. Se infatti lo escludiamo dall'analisi, il termine quadratico perde di significatività e la relazione diventa lineare, con una elasticità maggiore di 1 (1.67). Questo primo livello di analisi ci consente quindi

di affermare che nel periodo analizzato il trend per i paesi europei, ed in particolar modo del gruppo EU15, è verso un sempre maggiore ricorso agli inceneritori. Il TP, anche se da considerarsi probabilmente contingente, ha un significato differente qui rispetto alle analisi condotte in precedenza; il ricorso ad inceneritori non è di per se ne un “bene” ne un “male” (Dijkgraaf and Vollebergh 2004) e ci si aspetta che un eventuale relazione decrescente rispetto al reddito debba essere spiegato da rendimenti decrescenti di scala (tutte le tecnologie di smaltimento dei rifiuti, anche il riciclaggio sono soggetti a rendimenti marginali decrescenti), ed eventualmente una maggiore preferenza per alcune società verso altre forme di smaltimento dei rifiuti, come compostaggio e riciclaggio, considerate più verdi.

Figura 22: Rifiuti inceneriti (EU 15[^])

Model	REM	REM [§]	FEM	FEM	REM	FEM	FEM
C	20.293***	1.676***	22.450***	24.287***	19.328**
C ²	-1.014**	...	-1.143***	-1.269***	-0.965**
urbpop	0.651	...	0.111	0.252	1.157	4.451***	1.192***
RD	1.414***	3.623***
decpolind	-0.868***
incdir	0.076*
polind	0.380***	0.151*
TP	22,168	/	18,409	14,319	22,348	/	/
N	137	126	137	137	137	137	137

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***, TP è espresso in consumo pro capite, Il test F mostra una generale significatività della regressione e gli R² mostrano valori ragionevolmente elevati. [^] indica che Grecia e Irlanda sono state scartate, il panel è comunque non bilanciato in quanto il Portogallo a valori pari a 0 per alcuni anni. [§] Lussemburgo escluso.

Le altre covariate non sono rilevanti, la densità di popolazione e la concentrazione di popolazione urbana hanno segni positivi ma non sono significative. L'introduzione nella regressione delle variabili di policy da invece alcune informazioni importanti. Sia la *dummy* relativa all'implementazione a livello di singolo paese della direttiva sugli inceneritori, che l'indicatore di policy ambientali, sono statisticamente significativi, e sono positivamente correlati con

la quantità di rifiuti conferiti agli impianti di incenerimento, come ci si poteva aspettare dall'analisi dei trend delle discariche. Questo conferma la nostra assunzione di base relativa alle policy europee, ed è un trend comune a tutti i paesi sin qui analizzati. L'indice di decentralizzazione delle policy invece, mostra un effetto negativo rispetto alle dinamiche di incenerimento, In media quindi, la nostra regressione dimostra che laddove le policy sono maggiormente decentralizzate le discariche tendono in media ad essere preferite agli inceneritori. L'incidenza di tale risultato è da considerarsi interessante in un contesto europeo, in quanto paesi come Germania, Spagna ed Italia basano proprio sulla decentralizzazione la loro strategia di gestione dei rifiuti. Infine, nelle ultime due colonne della precedente tabella viene testata l'altra specificazione presentata in precedenza, in cui R&D/GDP viene preso come driver economico principale, come alternativa al consumo (dal momento che le due sono fortemente correlate). Come ci si poteva aspettare, il risultato è una forte relazione positiva tra rifiuti inceneriti e la spesa in ricerca e sviluppo rispetto al reddito. Tale risultato altamente atteso sottolinea l'importanza della spesa in ricerca e sviluppo per un settore come gli inceneritori, caratterizzati da tecnologie innovative, rapidi cambiamenti e economie di scala. In questa ultima specificazione (che esclude il Lussemburgo), come del resto nel caso precedente, solo il termine lineare è significativo, e la ricerca e sviluppo è significativa e positivamente correlata con la quantità di rifiuti inceneriti. Va poi notato che introducendo insieme ricerca e sviluppo e indicatore di policy l'effetto della ricerca e sviluppo prevale, riducendo l'effetto delle policy, che rimangono comunque significative e positivamente correlate con la dipendente. Questo ultimo risultato ci suggerisce come, nell'insieme, sembrano essere le dinamiche innovative, più che le leve di politica a promuovere il ricorso ad impianti di incenerimento in Europa.

2.4 Estensioni del modello: modelli dinamici e modelli a pendenze eterogenee

In questa ultima sezione verranno forniti i risultati di alcuni test ulteriori compiuti sul *data set*, ossia analisi *random coefficient*, e panel dinamici. Dati i pochi dati disponibili per quanto riguarda il settore inceneritori inoltre, in tale paragrafo terremo in considerazione solo le specificazioni relative a discariche e generazione dei rifiuti. Prima di tutto verrà effettuato uno *Swamy random-coefficient linear regression model*, al fine di valutare la consistenza dei risultati ottenuti in precedenza con una tecnica che consente alle pendenze di variare tra i diversi individui. La specificazione sarà identica all'EKC considerata in precedenza, ma considerando il termine β come $\beta_i = \beta + \xi_i$, con $i = 1, \dots, N$ ¹⁷. Dopo di che un'altra specificazione viene considerata, al fine di testare se l'inclusione della dinamica nell'analisi altera o meno i risultati precedenti. Anche questa seconda analisi, basata su stime GMM va considerata come un test di robustezza statistica dei risultati trovati precedentemente, e segue la seguente specificazione:

$$\text{Ln(indicatore ambientale)} = \alpha \text{Ln(indicatore ambientale)}_{t-1} + \beta_1 \text{Ln(C)}_{it} + \beta_2 \text{Ln(C)}_{it}^2 + \beta_3 (Z_i)_{it} + \varepsilon_{it}$$

Dove Z fa riferimento alle variabili di policy e α è il coefficiente della variabile dipendente ritardata. Nelle due tabelle seguenti sono riportati i risultati per rifiuti generati e conferiti in discarica, in cui sono raccolti i risultati di stima con queste due nuove tecniche. Per non appesantire oltremodo la lettura inoltre

¹⁷ La pendenza è quindi libera di muoversi

vengono presentate solo le specificazioni EKC di base e poi un ulteriore specificazione che include le variabili di policy.

Figura 23: Rifiuti generati (Eu 25); Swamy random-coefficients linear regression model e analisi dinamica

Model	Random-coefficient	GMM-Diff One Step	GMM-Diff One Step
C	0.714***	0.129***	0.159***
MSW-GEN (-1)		0.817***	0.784***
POLIND01	-0.116	...	-0.140***
Slope test	0.000
Sargan test	...	0.000	0.000
N	275	250	250

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***.

Figura 24: Rifiuti conferiti a discarica (Eu 25); Swamy random-coefficients linear regression model e analisi dinamica

Model	REM	REM	REM	GMM-Diff One Step	GMM-Diff One Step
C	2.221***	0.674***	0.682***	-0.123***	-0.398***
C ²	-0.173***
MSW-LAND (-1)	1.190***	0.495***
LANDDIR	-0.182***
POLIND	...	-0.043**	-0.033**
LANDPOLIND	-0.143***
Slope test	0.000	0.000	0.000
Sargan test	0.000	0.000
TP	605
N	275	275	275	250	250

Note: (...) significa non inclusa; la significatività al 10%, 5% e 1% è indicata rispettivamente come *, ** e ***.

Per quanto riguarda la generazione di rifiuti solidi urbani, possiamo vedere dalla prima delle due tabelle, come tener conto delle diverse pendenze specifiche

genera un incremento dell'elasticità della relazione, senza alterare però in maniera significativa i risultati di stima. Come in precedenza l'indicatore di policy non è statisticamente significativo. I risultati delle stime GMM non sono differenti e la relazione è sempre monotonicamente crescente, e la sola differenza dal modello precedente è la significatività dell'indicatore di policy. Nonostante questa differenza, possiamo quindi dire che il cuore della relazione rimane inalterato. Anche per quanto riguarda i rifiuti conferiti in discarica (i cui risultati sono contenuti nella seconda delle tabelle riportate) vengono confermati i risultati ottenuti in precedenza. Il *random coefficient model* mostra le stesse tendenze riscontrate in precedenza, un basso *turning point* e la *dummy* relativa all'implementazione della *landfill directive* è altamente significativa e correlata negativamente con la quantità di rifiuti conferiti a discarica. Gli indicatori di policy ambientale inoltre hanno mantenuto la loro significatività, ma solo in specificazioni senza il termine al quadrato. L'introduzione della dinamica nella relazione invece porta a una relazione monotonicamente decrescente tra consumo e rifiuti conferiti in discarica, che ha senso se consideriamo che in tutte le precedenti specificazioni il TP avviene in relazione a livelli molto bassi di consumo. L'inclusione di un ritardo del consumo nel modello quindi ci fa catturare solo la parte discendente della curva, quella che avviene alla destra del TP. Inoltre, nel modello dinamico, entrambe le variabili di policy sono altamente significative e negativamente correlate con la quantità di rifiuti in discarica, stesso risultato ottenuto precedentemente.

2.5 Considerazioni Conclusive

In questo secondo capitolo è stato condotto uno studio basato sul consolidato *framework* delle curve di Kuznets ambientali (EKC), al fine di valutare da un lato la presenza di *delinking* per quanto riguarda la generazione di rifiuti urbani in Europa e le principali forme di stoccaggio (discarica e

incenerimento) e dall'altro il ruolo di elementi socio economici e di policy all'interno di tale contesto. Questo ultimo livello inoltre ci consente di avere una prima valutazione, a dieci anni dalla loro introduzione, delle politiche europee in ambito rifiuti. Tale analisi è fondata su di un ampio e originale *data set* basato quasi esclusivamente su dati Eurostat, che permette una profonda analisi dei cambiamenti avvenuti nell'ultimo decennio in tema di *Waste Management Europeo*. La variabilità sia individuale che temporale, e la disponibilità di dati per 25 paesi dell'unione europea, permette inoltre di fare un'analisi su due livelli, prima aggregata, e poi suddivisa nei due sottocampioni che compongono le due anime dell'Europa, il gruppo dei 15 paesi, e i nuovi dieci paesi entranti. In questo contesto, l'analisi dei rifiuti generati in Europa mostra come non vi sia una evidenza di WKC (*Waste Kuznets curve* – curva di Kuznets in ambito di rifiuti), ma viene tuttavia evidenziata la presenza di un *delinking* relativo, con elasticità minori rispetto ad analisi condotte in passato. Per quanto riguarda invece il gruppo EU 10 ci sono alcune evidenze più forti di *delinking*, ma ulteriori indagini sono richieste al fine di avere una comprensione più approfondita di tale aspetto. L'inclusione di aspetti di policy in tale scenario non altera i risultati fin qui riportati, e questo suggerisce la necessità di attivare politiche a livello Europeo specificamente indirizzate a ridurre la quantità di rifiuti generati ogni anno, in quanto le attuali politiche comunitarie e nazionali, più indirizzate verso la *landfill diversion* e la promozione di riciclaggio e riuso di materiale, non sono ancora riuscite a raggiungere tali obiettivi. L'analisi è stata poi estesa anche a rifiuti conferiti in discarica ed a inceneritore, che ha mostrato come il primo di questi due sia in costante calo e il secondo in rapido aumento, trainati dalla crescita economica e, molto importante, dalle politiche ambientali. Sia le *dummy* relative al recepimento delle direttive comunitarie in merito a discariche e inceneritore, che l'indicatore di policy ambientale sono statisticamente significativi e negativamente correlati con la quantità di rifiuti a discarica in tutte le specificazioni provate. Anche altri fattori, come densità di

popolazione e grado di urbanizzazione giocano un ruolo importante, e in assenza delle politiche ambientali la *landfill diversion* (il progressivo abbandono delle discariche) sembra esser guidata dal costo opportunità della terra e dai costi esterni generati dalle attività di discarica. Gli inceneritori invece sono maggiormente legati ad elementi come la spesa in ricerca e sviluppo di un paese, piuttosto che ai driver di policy, che mantengono comunque una significatività. Da un punto di vista metodologico va poi sottolineato come le presenti analisi hanno mostrato l'importanza di tenere conto nelle analisi relative ai rifiuti prodotti e smaltiti di tutti quegli elementi che possono avere influenza sul settore, e la cui omissione porterebbe ad una sovrastima dei parametri presi in esame.

Concludendo, possiamo affermare che nonostante un *delinking* completo sia ancora lontano dall'esser raggiunto a livello europeo, specialmente per la generazione di rifiuti solidi urbani, alcuni risultati positivi arrivano dall'implementazione delle politiche sui rifiuti in ambito di discariche e inceneritori. Inoltre il ruolo di elementi di carattere socio economico, come la densità di popolazione e il costo opportunità della terra non devono esser trascurate, così come fattori di innovazione tecnologica (come ci insegna il valore di R&D per gli inceneritori). Nell'insieme appare comunque chiaro come gli sforzi compiuti dalla comunità europea negli ultimi anni siano stati principalmente orientati verso una promozione di inceneritori e riciclaggio a discapito delle discariche, e ancora poco si sia fatto per ridurre la quantità di rifiuti prodotti a monte. Inoltre solo pochissimi paesi (Ungheria, Italia e alcune regioni delle Fiandre) hanno stabilito degli obiettivi pro capite di generazione di rifiuti (in termine di tonnellate per abitante) o hanno proposto "*delinking benchmark*" (fissare l'obiettivo di avere una crescita dei rifiuti prodotti non maggiore della crescita del PIL). Sono proprio questo tipo di strumenti che, se implementati a livello comunitario, potrebbero stimolare un miglioramento delle performance complessive del settore. Vi è però il rischio che le policy,

specie se attuate a livello decentralizzato, possano aver contribuito a creare e sostenere rendite intrinseche al settore e potrebbe esserci il rischio che le politiche europee in ambito di rifiuti possano rimanere legate ad alcune specifiche attività, senza puntare mai veramente ad una riduzione dei rifiuti generati alla fonte, obiettivo più volte ribadito ma mai ancora effettivamente preso in considerazione dalle normative comunitarie e nazionali.

III. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN ITALIA

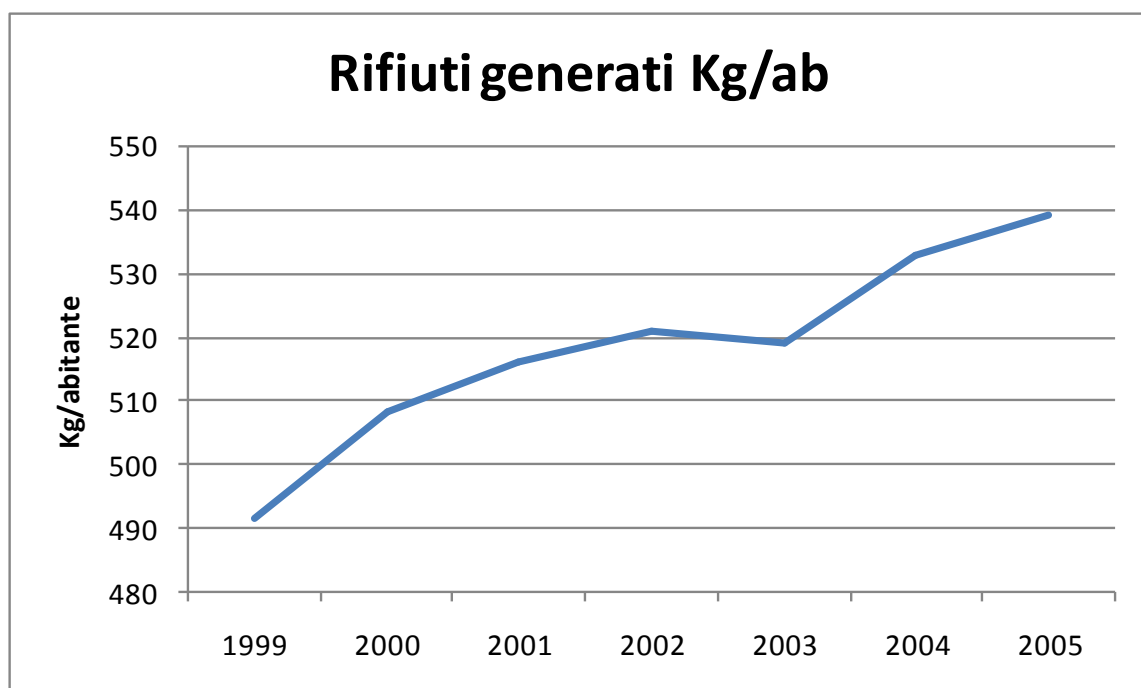
3.1 La Situazione Italiana

Una volta valutate le caratteristiche e le dinamiche del settore rifiuti in Europa, ci occupiamo in questo capitolo dello studio del processo di *landfill diversion* e gestione dei rifiuti in Italia. Tale analisi, basata sugli strumenti sviluppati precedentemente, ci permette di avere una visione più approfondita del processo di riorganizzazione che sta avvenendo, basandosi su di un ricco *data set* provinciale e regionale messo a disposizione da APAT, l'Agenzia Italiana per Ambiente e Territorio (APAT, 1999; 2000; 2001; 2002), (APAT, 2003; 2004; 2005; 2006). Una così ampia disponibilità di dati, rara nel contesto europeo dei rifiuti, ci permette di avere una più profonda analisi del settore, gestito in Italia generalmente a livello regionale o provinciale. Sfruttando questa ampia eterogeneità, sarà possibile in primo luogo riproporre su scala italiana l'analisi di base EKC effettuata nel precedente capitolo, con l'obiettivo di valutare l'eventuale presenza di *delinking* nei rifiuti conferiti a discarica, ma soprattutto, e qui sta il vero valore aggiunto di questo capitolo, si potrà avere una prima valutazione di quali sono le determinanti che hanno guidato e stanno guidando la riorganizzazione del *Waste Management* italiano. Sempre in questa logica, nel prossimo capitolo verranno effettuati una serie di studi di convergenza ambientale relativi alle quantità di rifiuti conferiti a discarica, inceneriti e da raccolta separata, al fine di valutare, tramite una batteria di test commutati dalla letteratura di crescita economica, se le performance del settore rifiuti stanno convergendo verso un punto comune oppure si stanno muovendo

in direzioni separate creando disparità tra le zone del paese. Prima di passare a queste analisi però chiuderemo il presente paragrafo con una breve analisi descrittiva del nostro campione di dati, al fine di avere un inquadramento generale del problema che stiamo trattando.

Le tendenze generali del settore di rifiuti in Italia ricalcano i trend europei, caratterizzati da una crescita in termini assoluti della quantità di rifiuti generati e raccolti accompagnata da una forte riduzione del ricorso a discariche in favore di altre forme di smaltimento, quali inceneritori e raccolta differenziata. Dal grafico sottostante vediamo infatti come dal 1999 al 2005 in Italia si sia assistito ad un incremento in valore assoluto dei rifiuti prodotti pari a circa il 10%, con un incremento effettivo da 490 Kg procapite annuo a 540 Kg procapite l'anno.

Figura 25: rifiuti generati in Italia, milioni di Kg



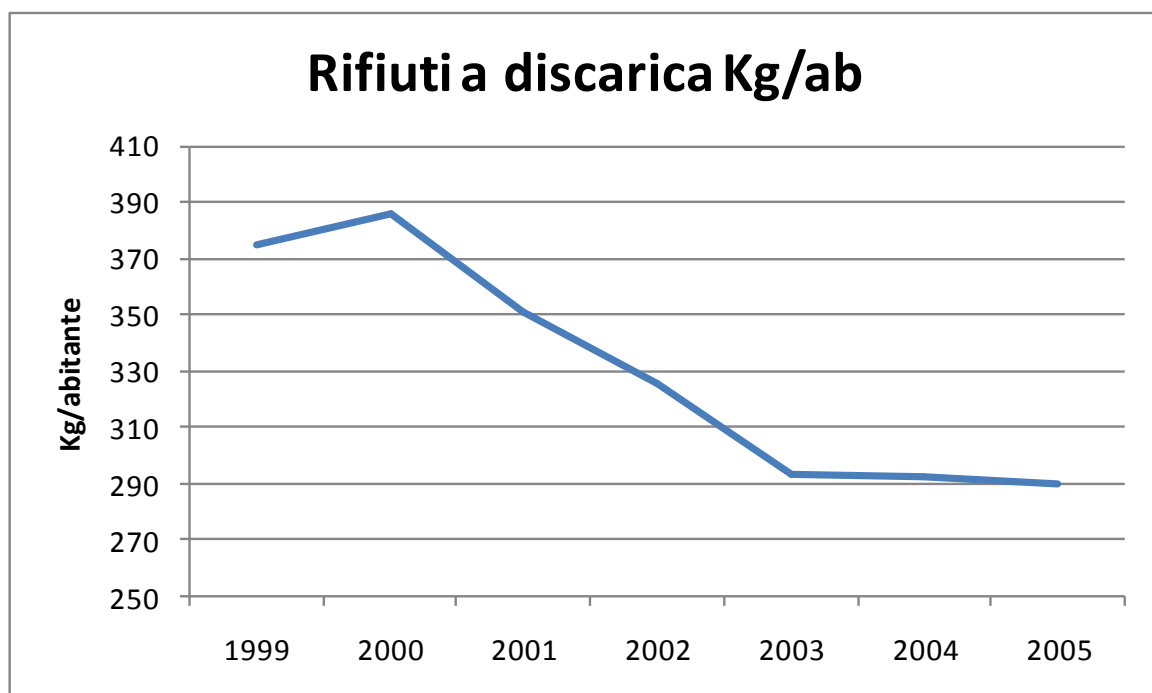
Fonte: Elaborazione personale, Dati APAT

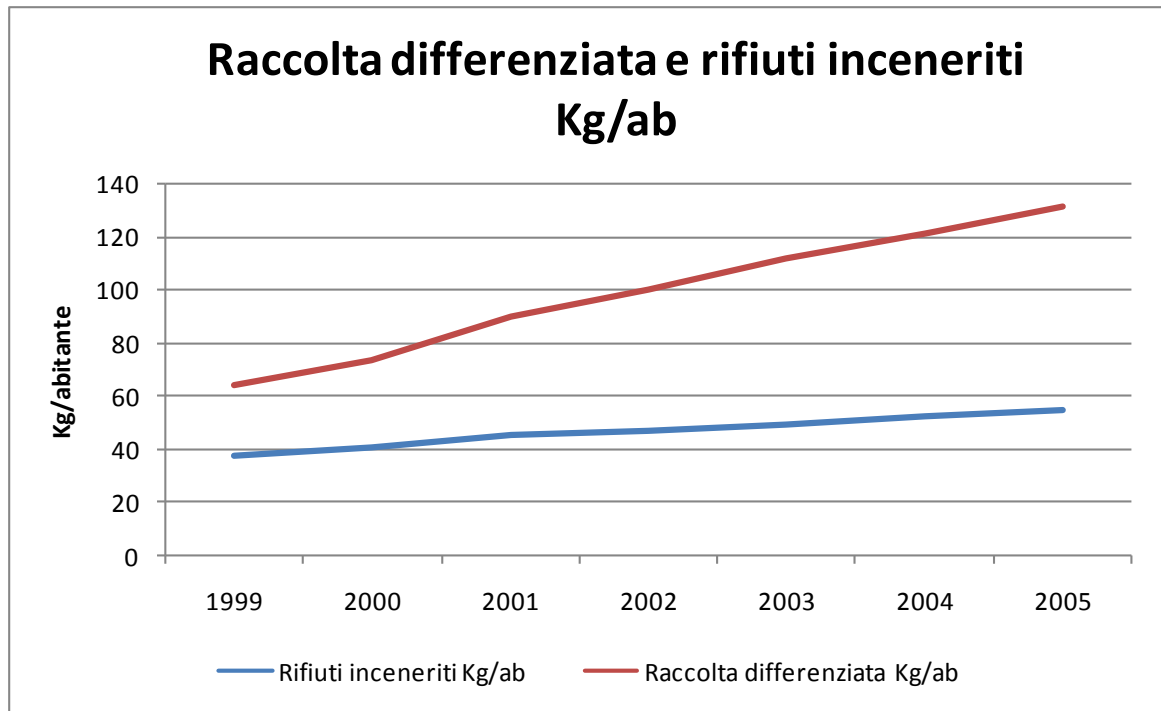
Tale dato, nonostante sia indice di una allarmante tendenza crescente della generazione dei rifiuti non stupisce, in quanto è perfettamente in linea con la media dei paesi europei. Più interessante è invece notare come alcuni studi recenti (Mazzanti, Zoboli, & Montini, 2007) non negano la presenza di *delinking* assoluto per quanto riguarda la generazione di rifiuti urbani in Italia. Tale studio infatti, basato sempre su di una analisi provinciale e regionale, trova un'evidenza in favore di una EKC per i rifiuti generati in Italia, seppur relativamente ad alti livelli di reddito. Questa evidenza è presente sia nelle relazioni base che dopo l'introduzione di alcune variabili di controllo, soprattutto analizzando i dati provinciali, più robusti dei regionali. Il *Turning Point* risultante varia a seconda delle specificazioni in un *range* da 22580 a 31611 euro, valori che seppur molto alti sono compresi nel *data set*. I TP minori sono in generale relativi a specificazioni contenenti altre variabili di controllo, in generale capaci di calmierare l'effetto del reddito. Il TP rimane comunque relativo a valori di reddito molto elevati e ben al di sopra di media della distribuzione (pari a 17653 €), evidenziando come sia solo una piccolissima parte di ricche province italiane ad avere performance positive. Nonostante un risultato di tale genere sia comunque da considerarsi positivo, non basta a considerare l'Italia un paese che sta vivendo un processo di *delinking* in cui la generazione di rifiuti è destinata nel breve periodo a ridursi. E' comunque un elemento importante ed indicativo di una grande eterogeneità di performance provinciali nel settore rifiuti, caratteristica strutturale del nostro paese da cui non si può prescindere in questa analisi.

Come abbiamo già visto per l'Europa però, anche in Italia si sta assistendo ad un lungo percorso di riorganizzazione del settore rifiuti volto a ridurre i conferimenti a discarica in favore di altre forme di raccolta e smaltimento. Dai grafici seguenti infatti possiamo notare come dal 1999 al 2005 vi sia stata una contrazione di circa il 20% dei rifiuti procapite conferiti a discarica, passati da poco meno di 400 Kg procapite nel 1999 a 290 Kg

procapite circa nel 2005. Tale dato evidenzia come anche in Italia, come in Europa, siano stato compiuti sforzi enormi per promuovere forme alternative di smaltimento dei rifiuti, e come il ricorso alle discariche sia diminuito. Dal secondo dei due grafici sotto riportati notiamo infatti come la raccolta differenziata ed il ricorso ad inceneritori siano aumentati nel periodo preso in considerazione. L'entità di tale incremento è però molto differente, come possiamo notare dalla diversa pendenza delle due curve. La quantità procapite di rifiuti a raccolta differenziata infatti più che raddoppia nel periodo preso in considerazione, passando da 60 a 130 Kg per abitante, mentre la quantità di rifiuti inceneriti registra un aumento del 50%.

Figura 26: Raccolta differenziata, discariche ed inceneritori, Kg per abitante.

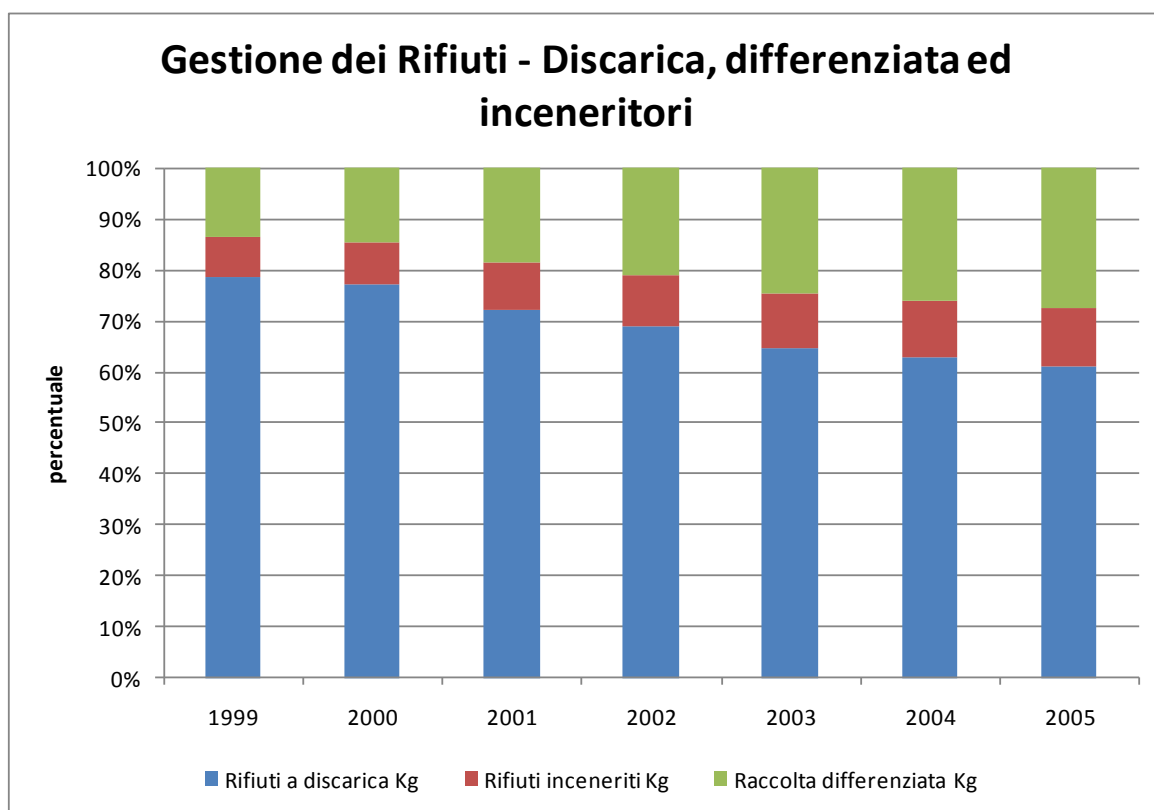




Fonte: Elaborazione personale dati APAT

Tale crescita, seppur positiva, lascia comunque l'Italia tra quel gruppo di paesi europei (il secondo nella suddivisione presentata nel precedente capitolo) che dipendono ancora in maniera importante dalle discariche, e che sono destinati a dipenderne ancora per anni a venire. Dal grafico sottostante infatti possiamo notare come il nostro paese dipendesse per l'80% dalle discariche nel 1999 e per circa il 60% nel 2005, quindi ancora più della metà. Sempre dal grafico sottostante vediamo poi come la percentuale di raccolta differenziata (la barra verde) sia aumentata in maniera significativa, mentre il ricorso ad inceneritori rimanga ancora una attività marginale in Italia.

Figura 27: Raccolta differenziata, discariche ed inceneritori, percentuali.



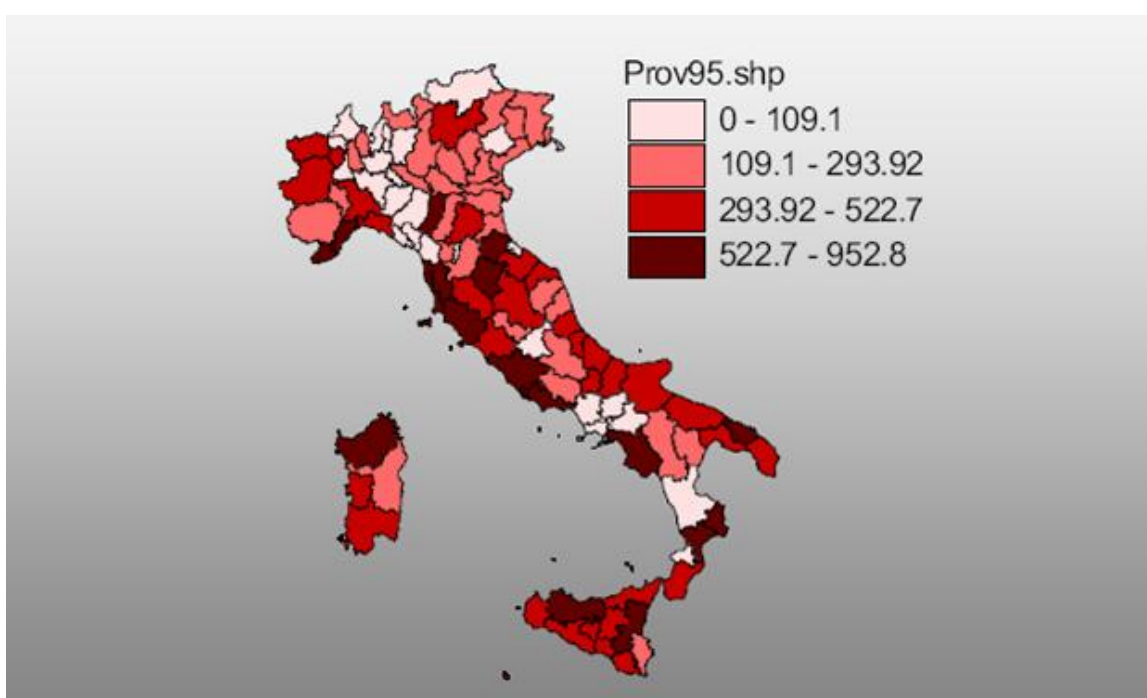
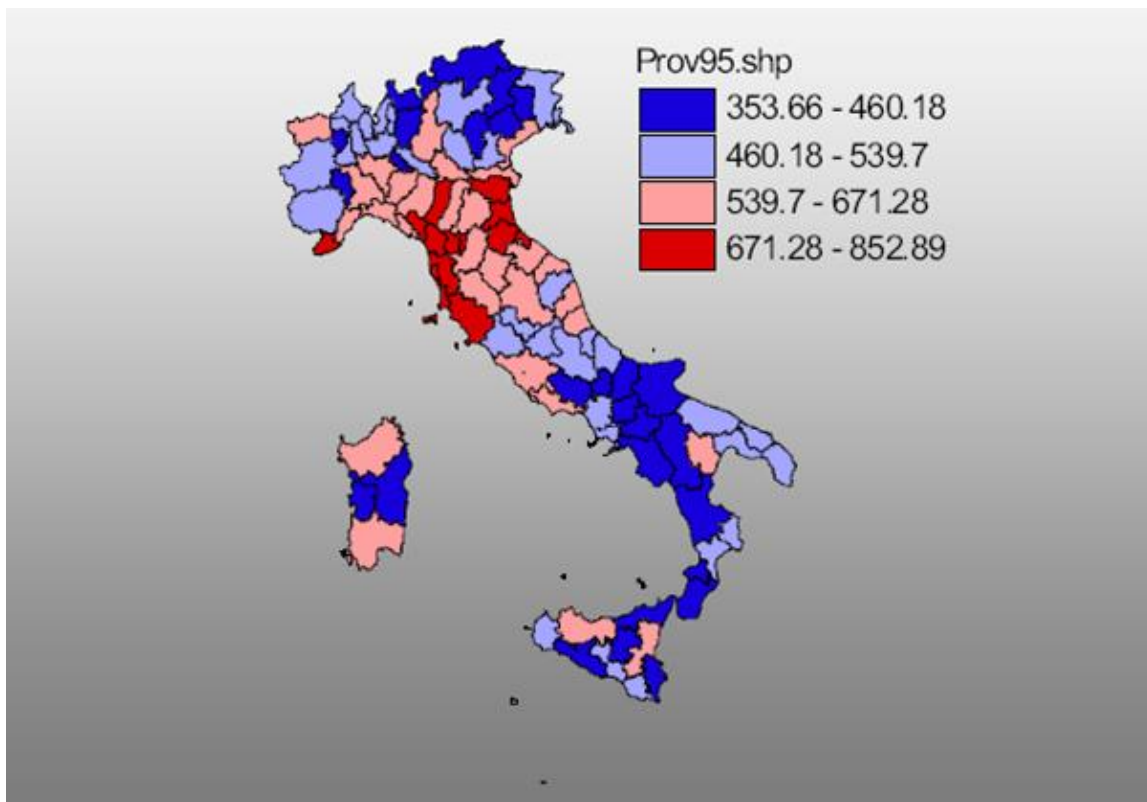
Fonte: elaborazione personale Dati APAT

Come visto in precedenza per i rifiuti generati però, anche in ambito di *Waste Management* si registrano performance e comportamenti differenti tra le varie province Italiane, con una eterogeneità che spesso va al di là della classica divisione Nord Sud. Nei grafici seguenti infatti vengono illustrate, con diverse intensità di colore, le differenze riscontrate tra le varie province. La cartina dell'Italia è stata divisa nelle 103 province analizzate¹⁸ dando una densità di colore crescente ai territori che producono più rifiuti o che ne destinano di più alle diverse forme di smaltimento. E' così possibile avere una fotografia delle differenze presenti tra diverse province e diverse aree del paese all'anno 2005, al fine di avere un primo quadro delle disparità di performance di cui si parlava,

¹⁸ Tutta l'analisi è stata condotta sulle 103 province presenti nel 1999, in quanto APAT, per questioni di omogeneità nelle rilevazioni, non ha mai suddiviso il *data set* in seguito alla creazione delle nuove province avvenute recentemente.

anche in luce degli studi di convergenza che verranno presentati nel prossimo capitolo. La prima delle seguenti figure assegna ad esempio una crescente intensità di rosso ad una maggiore quantità di rifiuti prodotti pro capite (misurata in Kg per abitante), e una intensità crescente di blu alle province che ne producono meno. Dalla lettura della figura viene confermato quanto detto in precedenza, ossia che la quantità di rifiuti prodotta pro capite cresce all'aumentare del reddito (regioni ricche come Toscana ed Emilia Romagna sono le più rosse, ossia quelle che producono più rifiuti) mentre nelle zone del sud, con redditi procapite più basso tendono a prevalere zone blu o azzurre. Tuttavia, il Nord est, caratterizzato da un alto reddito pro capite, ha buone performance di produzione di rifiuti, elemento che va a spiegare la tendenza di *delinking* riscontrato nello studio di Mazzanti e Altri (2007) citato in precedenza. La seconda delle figure presentate di seguito invece fa riferimento alla quantità di rifiuti conferiti in discarica tra le province italiane. In questo caso una crescente intensità di rosso, come mostrato in legenda, fa riferimento ad un maggior ricorso alle discariche, mentre una colorazione più tenue indica una minore quantità di rifiuti a discarica. Da questo grafico è più difficile trarre considerazioni forti, non vi sono spiccate differenze tra nord e sud del paese, province ad alta dipendenza da discarica sono distribuite in ugual modo sul territorio. Unico elemento che salta subito all'occhio è come la zona del nord est del paese, ed in particolare le regioni Veneto e Friuli Venezia Giulia, sia anche in questo caso la più virtuosa, avendo mediamente un ricorso alle discariche basso.

Figura 28: Rifiuti prodotti (sopra) e conferiti a discarica (sotto), Kg per abitante



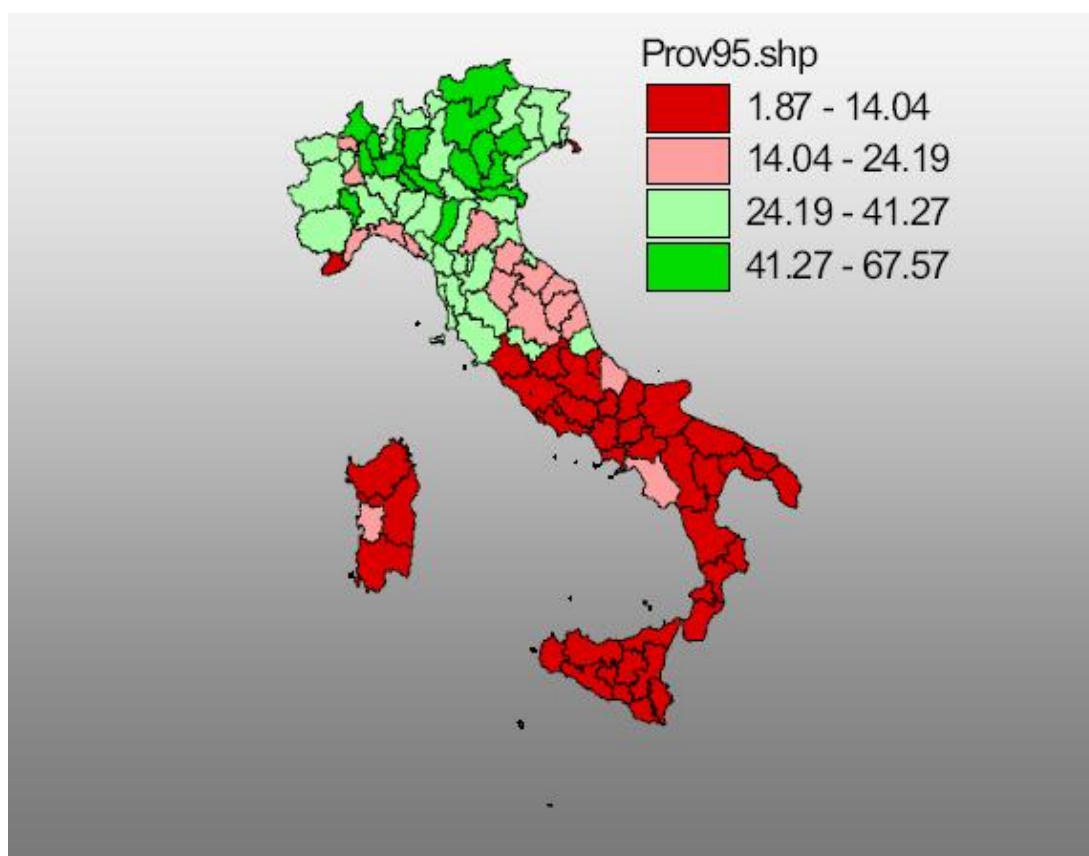
Fonte: Elaborazione Personale

E' relativamente alle ultime due figure relative a raccolta differenziata ed inceneritori invece che emergono le grandi differenze tra il Nord e il sud del Paese. La prima delle due figure sottostanti infatti fa riferimento alla percentuale di rifiuti raccolti in maniera differenziata nel paese, dove le province rosse si attestano sotto al 25 per cento, e quelle verde (sempre con i diversi gradi di intensità del colore) sopra il 25%. E' qui netta la differenza (al 2005) tra nord e sud, con il nord prevalentemente verde (ad eccezione di Marche e Liguria) e il sud quasi esclusivamente rosso intenso (meno di 15%). Per quanto riguarda l'ultima delle figure, ossia la quantità di rifiuti inceneriti, vanno notati due aspetti: primo tra tutti che il numero di province italiane che fa ricorso ad inceneritori come strategia di smaltimento rifiuti è relativamente basso (41 province su 103), secondo che tali province sono concentrate principalmente nel centro nord. Anche in questa figura infatti verde significa maggiore ricorso ad inceneritori, mentre, tutte quelle province bianche registrano una quantità di rifiuti inceneriti pari a 0. E' presto però per affermare che le differenze tra le due zone geografiche sono strutturali, il processo di rimodernamento del settore rifiuti è tutt'ora in corso ed è quindi ancora presto per capire dove porterà, inoltre una più attenta comprensione del problema richiede una analisi dinamica, e non limitata allo studio di un solo anno (2005), ed è proprio questo l'obiettivo che si porrà l'ultimo paragrafo di questo capitolo.

Questa breve introduzione ci permette di avere un quadro più chiaro della situazione Italiana, paese in cui la quantità totale di rifiuti generati sta crescendo in valore assoluto, nonostante in alcune province virtuose si stia assistendo ad un processo di *delinking*. A lato di questo trend crescente per quanto riguarda la generazione dei rifiuti, l'Italia pur rimanendo fortemente dipendente alle discariche come principale forma di smaltimento dei rifiuti sta lentamente modificando le proprie scelte di *Waste Management*, promuovendo lo sviluppo di inceneritori e il ricorso alla raccolta differenziata. Questa premessa pone le basi però a due importanti domande che i prossimi due paragrafi

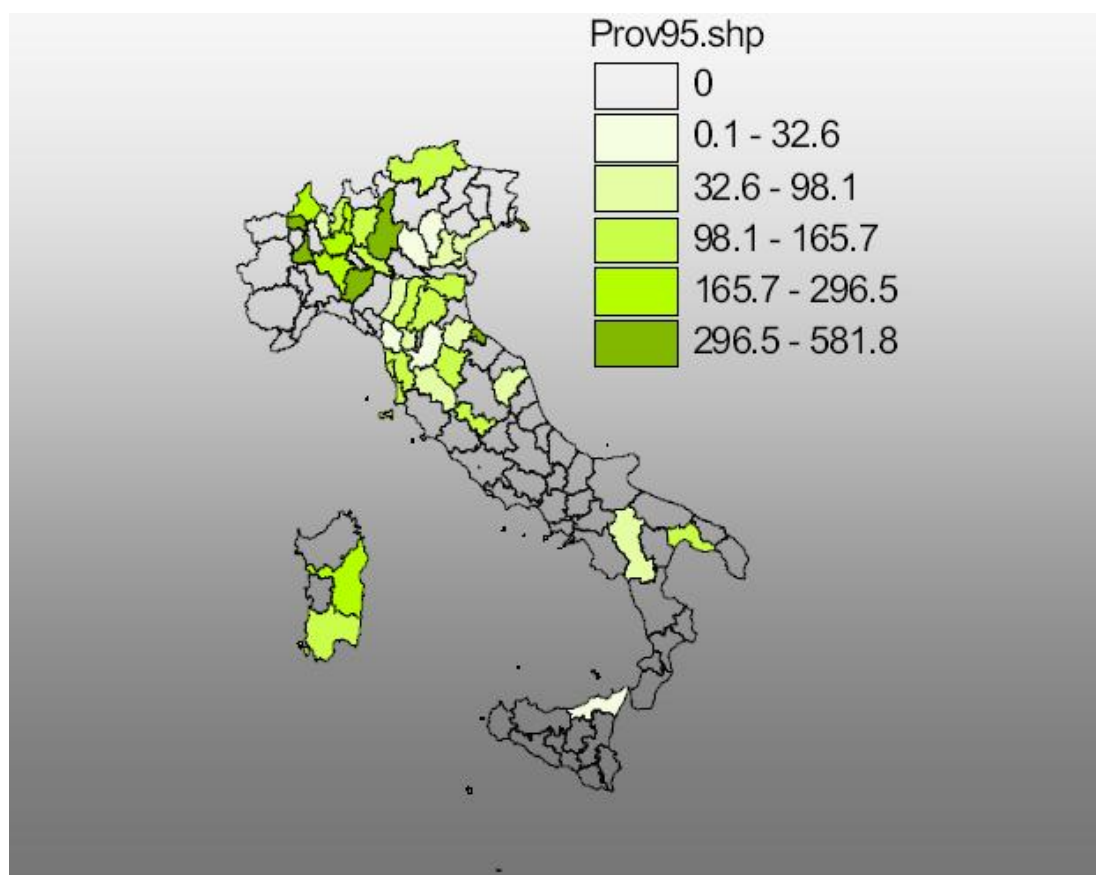
tenteranno di colmare, ossia, quali sono gli elementi che hanno favorito e promosso questo presunto percorso di *landfill diversion*, che verrà affrontato nel prossimo paragrafo, e come tale processo di riorganizzazione del sistema di smaltimento stia avvenendo tra le province, se secondo un percorso convergente verso un punto comune, oppure lungo un sentiero che tenderà ad acuire le differenze individuali, oggetto d'analisi appunto dell'ultimo paragrafo.

Figura 29: Rifiuti riciclati. Kg per abitante.



Fonte: Elaborazione personale Dati APAT

Figura 30: Rifiuti inceneriti. Kg per abitante.



Fonte: Elaborazione personale dati APAT

3.2 Il processo di *Landfill diversion* in Italia: le determinanti

Già dalla analisi descrittiva dei dati abbiamo potuto vedere come in Italia sia in corso un processo di *landfill diversion*, ossia una diminuzione dei conferimenti in discarica a favore di altre forme di smaltimento rifiuti. Partendo da questo punto di partenza, nei prossimi paragrafi verrà effettuata una analisi econometria approfondita, al fine di avere una misura dell'entità del fenomeno e un'idea di quali sono le determinanti che hanno influito su questo cambiamento. Da un punto di vista metodologico tale analisi ha le stesse

caratteristiche della precedente, per cui non spenderemo altre parole a spiegarne le peculiarità, e ci addentreremo subito nel vivo della analisi.

Tutte le stime effettuate sono state condotte su due distinti *data set* relativi rispettivamente a province e regioni italiane e basate sui dati messi a disposizione da APAT, l'agenzia Italiana per ambiente e territorio. La banca dati copre il periodo 1996-2004 per quanto riguarda le 20 regioni italiane, e il periodo 1999-2005 per quanto riguarda le 103 province analizzate. Ai dati relativi al flusso di rifiuti sono stati poi uniti ad una serie di altri dati relativi a variabili socio economiche recuperate da altre fonti ufficiali. Nonostante la letteratura sul settore solitamente consideri il consumo più adatto del GDP negli studi di WKC e più in generale negli studi sui rifiuti, l'assenza di tale dato a livello provinciale ci ha obbligato ad utilizzare il valore aggiunto come *driver* economico principale in questa analisi (Andersen, Larsen, Skovgaard, Isoard, & Moll, 2007). A livello regionale invece sia PIL che consumo domestico sono stati testati. Inoltre, come per il capitolo precedente, sono state aggiunte all'analisi alcune variabili di controllo per alcuni elementi considerati rilevanti per quanto riguarda il settore rifiuti, come la percentuale di raccolta differenziata, la densità di popolazione e la quantità di rifiuti inceneriti. L'analisi include inoltre variabili di policy, come la percentuale di comuni e di popolazione provinciale coperta dal nuovo regime tariffario, la percentuale di costi di *Waste Management* che nella determinata provincia sono coperti dalla tassa e la presenza di una *landfill tax*. Infine viene inserito come controllo il flusso turistico, che ci si aspetta possa avere influenza importante sulla generazione e gestione dei rifiuti in molte aree italiane. Nella tabella seguente viene presentata una descrizione delle variabili, le loro statistiche descrittive e le ipotesi di ricerca formulate *ex-ante*.

Figura 31: Analisi descrittiva delle variabili ed ipotesi di ricerca, *data set* provinciale e regionale (pagina successiva)

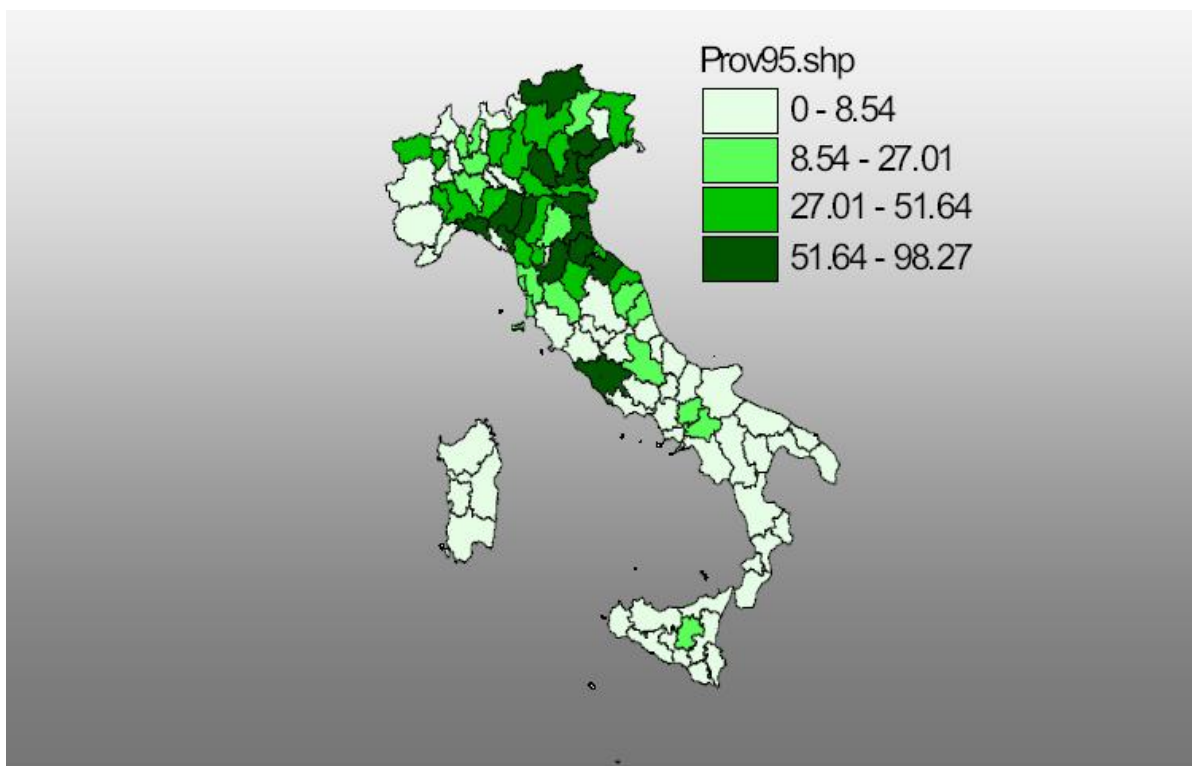
Acronimo	Descrizione della variabile	Media	Min	Max	Ipotesi di ricerca
LAND-WASTE	Rifiuti conferiti a discarica, dato annuale (kg procapite)	326,38	0	1133,78	Variabile dipendente
VA	Valore aggiunto procapite, valore annuale (€2000)	17653.6	9369.12	28796.07	L'obiettivo è di testare se c'è presenza o meno di delinking assoluto o relativo
DENS	Popolazione/superficie (abitanti/km2)	244.10	36.43	2640.92	Correlazione positiva o negativa, in relazione ad effetti quali economie di scala o presenza o meno di elevati costi opportunità in aree densamente popolate.
COLLEC	Raccolta differenziata (%)	18.40	0.03	67.57	Effetto negativo sui conferimenti in discarica
INC-WASTE	Rifiuti inceneriti, dato annuale (kg procapite)	49.93	0	581.81	Effetto negativo sui conferimenti in discarica
TAR POP	Percentuale di province soggette alla nuova tariffa sui rifiuti (%)	9.00	0	99.72	
TAR MUN	Percentuale di popolazione coperta dalla nuova tariffe sui rifiuti (%)	5.03	0	100.00	Probabile effetto negativo sulle quantità di rifiuti conferiti in discarica, attraverso effetti di <i>feed back</i> indiretto, nonostante si tratti di policy dirette alla regolamentazione dei rifiuti generati. Potrebbero essere variabili soggette a problemi di endogeneità per via della correlazione positiva con il reddito.
COST-REC	Percentuale dei costi sostenuti servizio provinciale di gestione rifiuti coperti dalla tassa (dati relativi al solo 2004) (%)	85.61	53.3	104.2	
TOURIST	Numero di presenze turistiche annuali (pro capite)	7.18	0.40	58.83	Effetto positivo sulla quantità di rifiuti conferiti a discarica pro capite.

Acronimo	Descrizione della variabile	Media	Min	Max	Ipotesi di ricerca
LAND-WASTE	Rifiuti conferiti a discarica, dato annuale (kg procapite)	358.07	80.00	620.00	Variabile dipendente
GDP	Valore aggiunto procapite, valore annuale (€2000)	20,331	12,741	27,905	L'obiettivo è di testare se c'è presenza o meno di delinking assoluto o relativo
CONS	Consumo del nucleo familiare	9,716.8	6,504.5	13,423.6	L'obiettivo è di testare se c'è presenza o meno di delinking assoluto o relativo
DENS	Popolazione/superficie (abitanti/km2)	176.12	36.43	426.11	Correlazione positiva o negativa, in relazione ad effetti quali economie di scala o presenza o meno di elevati costi opportunità in aree densamente popolate.
COLLEC	Raccolta differenziata (%)	15.85	0.70	47.76	Effetto negativo sui conferimenti in discarica
INC-WASTE	Rifiuti inceneriti, dato annuale (kg procapite)	36.00	0	170.00	Effetto negativo sui conferimenti in discarica
LAND-TAX	Imposta provinciale sui conferimenti a discarica (€/kg, dati relativi al 2004-2005)	0.015	0.005	0.023	Effetto negativo sui conferimenti in discarica
TAR POP	Percentuale di province soggette alla nuova tariffa sui rifiuti (%)	8.91	0	65.68	Probabile effetto negativo sulle quantità di rifiuti conferiti in discarica, attraverso effetti di <i>feed back</i> indiretto, nonostante si tratti di policy dirette alla regolamentazione dei rifiuti generati. Potrebbero essere variabili soggette a problemi di endogeneità per via della correlazione positiva con il reddito.
TAR MUN	Percentuale di popolazione coperta dalla nuova tariffe sui rifiuti (%)	4.19	0	36.49	
COST-REC	Percentuale dei costi sostenuti servizio provinciale di gestione rifiuti coperti dalla tassa (dati relativi al solo 2004) (%)	63.40	47.05	72.03	
TOURIST	Numero di presenze turistiche annuali (pro capite)	8.44	1.72	41.26	Effetto positivo sulla quantità di rifiuti conferiti a discarica pro capite.

Relativamente alle sopracitate variabili di policy va precisato che la tariffa sulla gestione dei rifiuti qui testata è stata introdotta dalla legge 22/1997 ed è volta a sostituire la vecchia tassa sui rifiuti, ancora presente in molti comuni italiani (la legge 22/1997 prevede infatti un regime di transizione lento e progressivo tra le due forme di tassazione). Nel vecchio sistema, la tassa dipendeva dalla dimensione della casa dei nuclei famigliari, mentre il nuovo sistema è basato sul principio del *full cost pricing* del servizio di *Waste Management*. La nuova tariffa è costituita in modo tale che una parte di essa sia correlata alla dimensione della abitazione e del nucleo familiare (numero di persone), mentre una seconda parte è associata al valore atteso di rifiuti prodotti, calcolato sulla base dei trend passati e può essere ridotta (tra il 10 e il 20%) se il nucleo familiare adotta sistemi di compostaggio domestico e/o sistemi di raccolta porta a porta dei rifiuti da giardino. L'effettiva implementazione di questo nuovo tipo di sistema tariffario da parte delle province è tuttavia ancora parziale e dipendente da decisioni delle amministrazioni locali, probabilmente legate ad un maggior o minor *commitment* delle comunità verso la problematica rifiuti. Quello che si può notare è che l'implementazione di questo strumento pur avendo un discreto grado di eterogeneità anche all'interno delle macro aree del paese (nord-sud-centro-Isole) tende ad esser maggiore nel nord del paese. Il passaggio dal vecchio sistema della tassa alla nuova tariffa da un punto di vista teorico dovrebbe anche catturare l'effetto incentivante del nuovo regime, anche se l'impatto sulla generazione di rifiuti, se presente, non è visibile nel breve periodo. Infine possiamo notare come il numero di province che applicano il sistema tariffario sta crescendo annualmente, con una predominanza delle province del Nord. I comuni che hanno adottato la tariffa sono passati da 564 a 747 nel 2005 e, a livello regionale l'incremento più grande si ha avuto in Veneto (212 comuni nel 2005) e in Lombardia (160 comuni). Tali risultati sono illustrati nelle figure successive, dove la cartina dell'Italia divisa in province ci mostra il diverso grado di applicazione di tale tariffa mentre i grafici sottostante ci

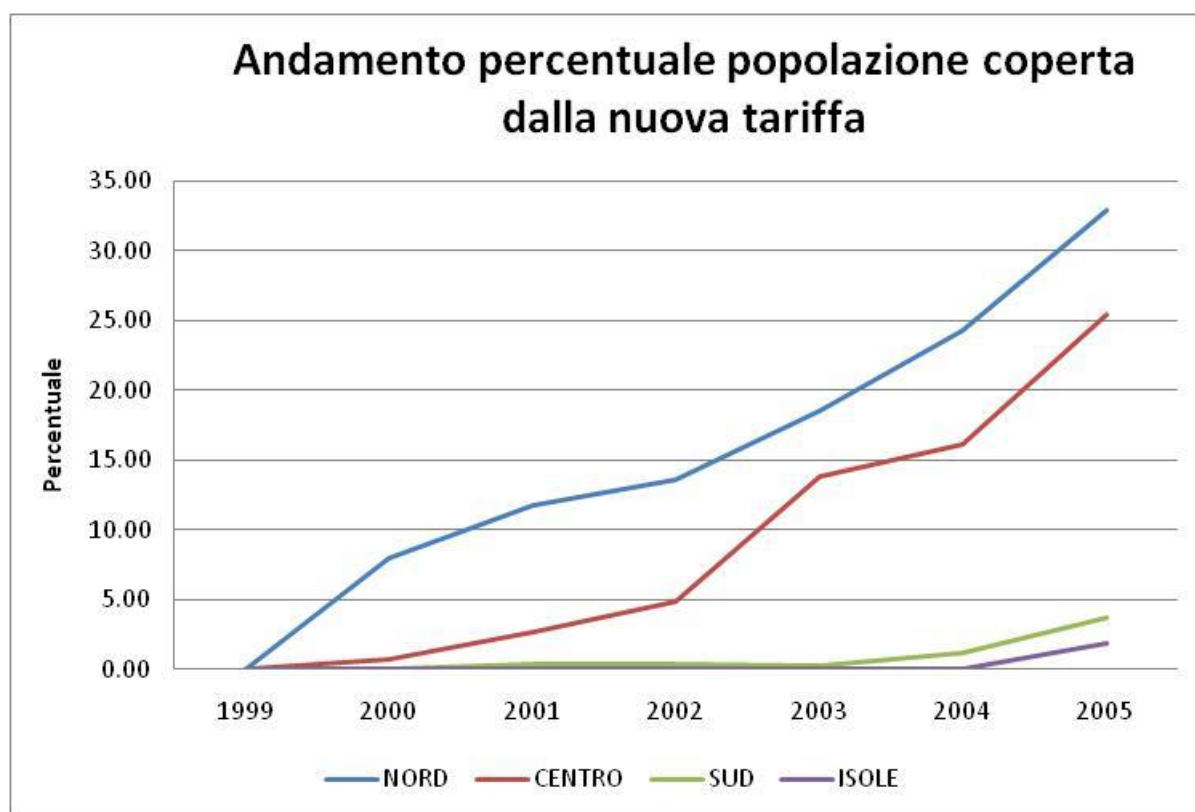
mostrano l'andamento nel tempo della percentuale di popolazione coperti dalla nuova tariffa. Nella cartina la maggiore intensità di verde significa un'alta percentuale di popolazione coperta dalla tariffa sul suolo provinciale (precisamente più del 50%), mentre le aree provinciali non colorate corrispondono ad una copertura di popolazione tra lo 0 e l'8%. Il Veneto rimane comunque la regione, a tutto il 2005, con la più alta percentuale di popolazione coperta dal nuovo sistema tariffario. Se andiamo invece a studiare l'evoluzione nel tempo dell'applicazione della tariffa (nei grafici sottostanti) vediamo come nel nord e nel centro del paese il ricorso a questo nuovo strumento sia aumentato significativamente mentre centro e sud siano, a tutto il 2005, in una situazione di stallo.

Figura 32: percentuale popolazione coperta da tariffa



Fonte: Elaborazioni personali Dati APAT

Figura 33: Percentuale popolazione coperta da tariffa, evoluzione 1999-2005



Fonte: Elaborazione personale dati APAT

3.2.1 Il Modello

Il modello empirico di riferimento si basa su una relazione alla Kuznets per lo studio del *delinking* nei processi ambientali, che può essere ricondotto a questa specificazione generale:

$$\text{Ln}(\text{rifiuti a discarica}) = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln}(\text{driver economico})_{it} + \beta_2 (\text{driver socio-economici})_{it} + \beta_4 (\text{policy ambientale})_{it} + \epsilon_{it}$$

Che è la stessa relazione stimata nel precedente capitolo, dove i primi due termini sono intercette che variano per individuo (ora regione, ora provincia) e anno. Diverse specificazioni verranno poi testate includendo come variabile dipendente sia rifiuti conferiti a discarica pro capite (o per area), sia i rifiuti totali a discarica. A seconda della dipendente utilizzata, il driver economico principale (Valore Aggiunto) sarà utilizzato rispettivamente in termini procapite o totali. I termini β_2 e β_3 fanno riferimento alle variabili di controllo Socioeconomico e di policy riassunte nella tabella precedente insieme alle relative ipotesi di ricerca. Come già spiegato nel precedente capitolo, l'inclusione di tali variabili ha l'obiettivo sia di controllare se la relazione principale possa esser influenzata da altri elementi di eterogeneità tra province e regioni, che di fornire una valutazione ex-post delle policy fin qui adottate in Italia in ambito rifiuti.

Nel solo caso del *data set* provinciale, viene stimato un modello semi logaritmico per fare fronte a problemi di valori pari a zero nella variabile dipendente che non corrispondono a *missing value* ma ad assenza di rifiuti conferiti a discarica¹⁹.

3.3 Risultati empirici: L'analisi Regionale

Il Data set regionale è composto da un *panel* di 140 osservazioni, con 20 regioni osservate su di un orizzonte temporale di 7 anni, dal 1999 al 2005. La maggior parte delle variabili variano nel tempo e le stime sono effettuate generalmente tramite *Fixed effect model* confrontati con *Random Effect Model* seguiti da un test di *Hausman*. L'analisi empirica è basata e suddivisa in tre *step*

¹⁹ In particolare 5 province non hanno discariche, e alcune altre province hanno valori pari a zero negli ultimi anno dovuti alla chiusura di discariche durante il periodo analizzato.

successivi, prima di tutto una analisi delle specificazioni di base, in cui l'indicatore di rifiuti viene spiegato solo con il driver economico principale, dopo di che vengono introdotti gli elementi strutturali e socio economici come controlli della relazione ed infine vengono testati gli effetti degli elementi di policy prima elencati. Relativamente a questi ultimi, alcuni aspetti di policy anno sia variabilità temporale che infra-individuo, mentre altri, come la *landfill tax*, per via di una assenza di disponibilità di dati, non variano nel tempo. Tuttavia la *landfill tax* non è aggiustata abitualmente su base annuale, e questa mancanza di variabilità può essere considerato un problema minore. La tassa inoltre è gestita a livello regionale, per cui tale tipo di analisi può essere considerato un primo tentativo di avere una valutazione degli effetti della tassa su questo aspetto del *Waste Management* Italiano. Tutte le variabili in questo caso sono espresse in forma logaritmica, mentre come vedremo successivamente questo non sarà vero per la variabile dipendente per quanto riguarda l'analisi provinciale.

Andando a valutare i risultati di stima, vediamo come nelle specificazioni di base, contenute nelle tabelle seguenti, le forme lineari non sono significative, benché i coefficienti associati al VA abbiano l'atteso segno negativo. La relazione diventa invece significativa se introduciamo nell'analisi il termine quadrato, che mostra la presenza di una relazione a forma di U, e quindi una eventuale presenza di *re-linking*²⁰. Tuttavia, questa sembra solo, al momento, una minaccia potenziale. Il *turning point* trovato infatti è attorno ad un livello pari a 19000 euro pro capite, e la media del VA è attorno ai 20000 euro. Questo significa che, senza introdurre correzioni, diventare ricchi può portare una crescita nei rifiuti procapite conferiti a discarica.

²⁰ Ossia, quella tendenza che si ha nelle economie avanzate quando dopo una prima fase di crescita degli inquinanti rispetto al reddito ed una seconda fase di diminuzione, si ha una terza fase in cui la tendenza è di nuovo alla crescita. La relazione in questo caso ha una forma ad "N", con due punti di flesso.

Figura 34: Rifiuti conferiti a discarica procapite: dati regionali dal 1999 al 2005

Variabili	Specificazioni			
	1	2	3	4
Costante	-	2.225 (0.420)	-	148.78 (0.188)
GDP/POP	-0.2819 (0.737)	-0.3350 (0.229)	-85.93 (0.006)***	-30.11 (0.189)
(GDP/POP) ²	4.35 (0.006)***	1.512 (0.194)
N	140	140	140	140
Modello [§]	FEM	REM	FEM	REM
Hausman test (p-value)	0.9464		0.0207	

Nota: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***); [§]p-value < 0.10 preferisce FEM.

Figura 35: Rifiuti conferiti a discarica per area: dati regionali dal 1999 al 2005

Variables	Specification			
	1	2	3	4
Costante	-	2.084 (0.661)	-	345.61 (0.010)**
GDP/POP	-0.2781 (0.732)	-0.2826 (0.557)	-84.30 (0.005)***	-70.14 (0.010)**
(GDP/POP) ²	4.276 (0.005)***	3.549 (0.010)**
N	140	140	140	140
Modello	FEM	REM	FEM	REM
Hausman test (p-value) [§]	0.9946		0.4768	

Nota: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***); [§]p-value < 0.10 preferisce FEM.

L'inclusione di variabili di controllo cambia però leggermente le stime ottenute, come possiamo vedere dalla tabella in calce al paragrafo. L'inclusione della densità di popolazione ad esempio risulta essere altamente significativa, mentre il potere esplicativo del VA diminuisce. Sembra quindi che le variabili socio economiche possano contare di più che non i semplici driver economici. Va in particolare notato il risultato ottenuto dalla variabile “densità di popolazione”, che anche in questo caso può indicare che laddove i costi opportunità della terra sono più alti (nelle aree urbane densamente popolate per esempio) e le esternalità negative (disamenità, inquinamento) delle discariche

influenzano un numero maggiore di persone, il processo di *landfill diversion* è più forte. Contrariamente da quanto ci si potesse aspettare invece le dummy relative alle tre diverse aree geografiche del paese (Nord – Centro – Sud) non sono significative, così come il flusso di turisti non ha alcun effetto sulle performance di *Waste Management*, mentre era risultato da precedenti studi come i flussi turistici influenzassero la quantità totale di rifiuti prodotti (Vedi Mazzanti, Montini, Zoboli, 2008). Un altro fattore invece che influenza la quantità di rifiuti conferiti a discarica è, come ci si poteva aspettare, la percentuale di raccolta differenziata. Tale variabile, se introdotta nella analisi, risulta infatti non solo altamente significativa, ma presenta un segno negativo. Un incremento della raccolta differenziata comporta quindi mediamente una riduzione dei conferimenti a discarica. Va notato infine che, come atteso, avendo a disposizione unità regionali, il test di Hausman tende a preferire effetti fissi in tutte le specificazioni prese in esame. Per quanto riguarda invece gli altri elementi analizzati, vediamo come il numero di inceneritori (ponderati sia per popolazione che per area) non risultino significativi nelle stime, mentre il numero di discariche (ponderate di nuovo per popolazione e superficie) ha una relazione positiva con la quantità di rifiuti conferiti in discarica. Tale risultato, pur sembrando a prima vista tautologico, segna e prova l'esistenza di effetti di *lock-in* dovuti a passati investimenti in impianti di discarica. Tali effetti possono influenzare le diverse tecnologie, anche per quanto riguarda impianti di riciclaggio e inceneritori. Il punto importante qui però è che la decisione di investire in un impianto di discarica può tenere una determinata regione attaccata a tale tipologia di tecnologia per tutta la durata dell'investimento, che dato il tipo di impianti di cui stiamo parlando sono investimenti tipicamente di medio termine e non completamente reversibili.

Infine, come ultimo *step* di questa analisi abbiamo inserito nelle specificazioni le variabili di policy riferite al *waste management* (percentuale di tariffe e percentuale di costi di gestione coperti dalla tariffa) e alla landfill tax, la quale

non è risultata significativa. Sembra infatti che non sia il costo diretto imposto dalla *landfill tax* a incentivare la riduzione del ricorso a discarica, quanto piuttosto altri elementi visti in precedenza come il costo opportunità della terra e il ruolo di tecnologie innovative di smaltimento rifiuti (ad esempio riciclaggio e raccolta differenziata). La non significatività della *landfill tax* può esser però dovuta anche alla sua recente implementazione in Italia, ed anche al basso livello che tale tassa ha, specie se confrontata con quella di altri paesi. Tuttavia, come già evidenziato nel capitolo di *survey*, dubbi sull'effetto della *landfill tax* sono stati sollevati anche relativamente al caso inglese, paese precursore per quanto riguarda il ricorso a questo strumento (Morris et al (1998), Morris and Read (2001) and Burnley (2001)). Questo può esser dovuto dal fatto che il ricorso alla discarica è l'ultimo tassello del processo di gestione dei rifiuti, e strumenti precedenti a questo livello (come ad esempio la promozione di inceneritori e raccolta differenziata) è più facile influenzino il processo. Questa analisi ha poi permesso di valutare altri due elementi che potrebbero aver influenzato le scelte di *Waste Management* delle province italiane, ossia l'introduzione della nuova tariffa sui rifiuti e la variabile copertura costi, che rappresenta la percentuale di costi del servizio rifiuti che è stata coperta nell'anno di riferimento dalla tariffa. Entrambi questi elementi possono esser visti come una *proxy* della dinamica di privatizzazione del sistema, che sta avvenendo tramite un sistema di tariffazione legata alla quantità totale di rifiuti prodotti, con il fine ultimo di arrivare ad una completa copertura dei costi di gestione. Tale passaggio riflette concettualmente il passaggio da una gestione più pubblica ad una orientata più verso una impostazione privata. Se è vero infatti che le Utilities in Italia sono prevalentemente pubbliche o a partecipazione condivisa tra pubblico o privato, questo cambiamento di visione all'interno del servizio dei rifiuti porta i servizi verso un management di stampo più privatistico. Per quanto riguarda i risultati di stima, sebbene tutti i segni siano negativi come atteso, l'unico coefficiente significativo è quello relativo alla

percentuale di comuni, all'interno della regione, coperti dalla tariffa. Questo risultato può significare che traino del processo di *landfill diversion* sia stato più il numero di comuni che hanno aderito al nuovo sistema che la percentuale di popolazione coperta dalla tariffa, percentuale che può essere alta per via di pochi grandi comuni che hanno fatto tale passo. Considerando poi come spesso la governance dei servizi di rifiuti è ben più larga dei piccoli confini comunali, questo dato non stupisce affatto. Inoltre queste due variabili, oltre ad essere indice di una transizione del sistema tariffario, possono anche riflettere un alto commitment alle questioni rifiuti dei comuni che vi hanno aderito, e tale elemento, specialmente nelle prime fasi di implementazione, può aver influito significativamente sui risultati ottenuti. Tale evidenza empirica andrà però confrontata con i risultati dell'analisi provinciale, presentati nel prossimo paragrafo.

Figura 36: altre specificazioni. Rifiuti conferiti a discarica, dati regionali. (20 regioni, 1999-2005)

Variabili	Specificazioni									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Costante	-	2.278	-	3.133	2.29	-	2.924	1.929	-	-
GDP	-0.6829	-0.348	2.362**	-0.4361	-0.255	-0.04208	-0.3151	0.4106	-0.7430	-0.5296
Densità	-7.34***				-0.166*	-6.93**	-0.2277	-0.2397	-7.74***	-5.89***
Nord ovest		0.126								
Nord est		-0.104								
Centro		0.290								
Sud										
Isole		0.225								
Raccolta differenziata			-0.22***							
Flusso turistico				0.0516						
N. incen/area					-25314.2					
N. land sites/area						3449***				
Land tax							-0.0554			
Copertura costi								-1.430		
TARPOP									0.0007	
TARMUN										-0.006*
N	140	140	140	140	140	140	140	100	140	140
Model	FEM	REM	FEM	REM	REM	FEM	REM	REM	FEM	FEM
Hausman test	0.000	-	0.0002	0.3973	-	0.0000	-	-	0.0000	0.0000

Note: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***). Le celle vuote significano che la variabile non è inclusa nella regressione; Hausman p-value < 0.10 significa che FEM è preferito.

3.4 Analisi provinciale

Questo secondo livello di analisi essendo basato su di un *data set* provinciale contenente 103 osservazioni per 7 anni, offre la possibilità di studiare le determinanti del processo di *landfill diversion* in maniera più approfondita, sfruttando una maggiore eterogeneità di dati e avendo a disposizione un numero di osservazioni nettamente maggiore e di conseguenza una maggiore robustezza delle stime. Tale secondo livello di analisi costituisce quindi un test della robustezza dei risultati precedenti, nonché lo spunto per nuove riflessioni e a parte per quanto riguarda i risultati ottenuti per la *landfill tax*, possiamo dire che l'analisi provinciale sia generalmente più robusta. Tuttavia, le differenze tendono ad essere minime, dando risultati in tutto e per tutto coerenti tra di loro. Il principale problema metodologico in questo secondo livello è legato alla natura della variabile dipendente, i rifiuti conferiti a discarica pro capite, che a livello provinciale, presentano valori pari a zero. Come accennato in precedenza infatti 5 delle 103 province registrano valori pari a zero per tutti gli anni osservati, in quanto non registrano conferimenti in discarica per tutto il periodo analizzato, mentre altre province come Milano hanno chiuso tutte le loro discariche durante il periodo preso in esame, registrando valori pari a zero dopo un determinato anno. Da un punto metodologico quindi l'analisi presenterà tre diversi modelli, relativi a tre diverse specificazioni della variabile dipendente. Prima di tutto verrà presentato un modello lin-log, dove solo la variabile dipendente è espressa in forma non logaritmica, poi un modello log-log, che data la natura della dipendente genera un *panel* non bilanciato dove gli zero sono omessi e il numero di osservazioni viene ridotto da 658 a 721, e infine verrà testato modello dinamico. I modelli di riferimento per questa analisi provinciale, nella doppia specificazione lin-log e log log sono quindi i seguenti:

$$\text{rifiuti a discarica} = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln}(\text{VA pro capite})_{it} + \beta_2 \text{Ln}(\text{VA pro capite})_{it}^2 + \beta_3 \text{Ln}(X)_{it} + \beta_3 \text{Ln}(Z)_{it} + \epsilon_{it}$$

$$\text{Ln}(\text{rifiuti a discarica}) = \beta_{0i} + \alpha_t + \beta_1 \text{Ln}(\text{VA pro capite})_{it} + \beta_2 \text{Ln}(\text{VA pro capite})_{it}^2 + \beta_3 \text{Ln}(X)_{it} + \beta_3 \text{Ln}(Z)_{it} + \varepsilon_{it}$$

Dove, anche in questo caso i primi due termini sono le intercette che variano per paese e per anno, X fa riferimento alle variabili socio-economiche e Z alle variabili di policy.

3.4.1 Specificazione Semi-logaritmica

L'analisi semi logaritmica, i cui risultati sono presentati nella tabella successiva, è stata condotta mantenendo in tutte le specificazioni le variabili VA e densità di popolazione e aggiungendo singolarmente le covariate una alla volta al fine di evitare problemi di collinearità. Per quanto riguarda la specificazione base, sia Valore aggiunto che densità di popolazione hanno segno negativo, con significatività rispettivamente al 10 e all'1 per cento e il test di Hausman preferisce il modello ad effetti fissi, come del resto succederà anche in tutte le altre specificazioni provate. Questo primo risultato, in linea con il livello regionale, conferma la presenza di *delinking* sottolineando però come l'inclusione di elementi di controllo può fornire spiegazioni aggiuntive al processo in corso. Includendo poi nell'analisi, accanto ai due regressori base, il flusso di turisti pro capite, osserviamo come la significatività del Valore aggiunto scenda sotto il 10% e il solo elemento a rimanere significativo sia la densità di popolazione. La raccolta differenziata risulta invece altamente significativa e correlata con il reddito, anche se la sua inclusione fa perdere di significatività al VA (ma non alla densità di popolazione). Questo risultato è dovuto alla correlazione tra VA e percentuale di raccolta differenziata, che

tende ad esser maggiormente presente nelle aree più ricche del paese. Altri controlli inseriti nell'analisi sono stati poi il numero di inceneritori per area e il numero di discariche per area (entrambi non trasformati in logaritmo in quanto presentano valori pari a zero). In questo caso però, sebbene i coefficienti di tali variabili mostrano i segni attesi (meno per il numero di inceneritori e più per il numero di discariche) la significatività non raggiunge nemmeno il 10%. Gli effetti di *Lock-in* non sembrano qui esser significati, ma ritorneremo su questo punto molto importante più avanti nell'analisi, con il test sui *panel* non bilanciati e con il modello dinamico. Nuovi spunti di riflessioni vengono forniti invece dall'analisi delle policy ambientali. Se da un lato infatti la non significatività della *landfill tax* è confermata, le variabili relative al passaggio dalla tassa alla tariffa sui rifiuti offrono alcuni risultati diversi rispetto a prima. La variabile copertura costi non dà qui risultati statisticamente significativi mentre le altre due variabili testate precedentemente, ossia la percentuale di popolazione e di comuni coperti dal nuovo sistema tariffario, sono negativamente correlate alla quantità conferita in discarica e significative. Questo significa che entrambe le *proxy* adottate per misurare l'effetto di tale transizione hanno l'impatto atteso sul conferimento in discarica. Va notato qui che i coefficienti non sono molto elevati, ma la loro significatività è all'1%. Questo risultato da un lato va a confermare quanto ottenuto precedentemente, dall'altro va ad aggiungere robustezza all'idea che tali nuovi strumenti di *Waste Management* possano avere un effetto sui rifiuti conferiti in discarica.

Figura 37: rifiuti a discarica pro capite (modello semi-log, Panel bilanciato), analisi provinciale (N=721, 103 province, 1999-2005)

Variabili	Specificazioni								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Costante						2.78***	2.92***		
Valore Aggiunto	-0.191*	-0.169	-0.011	-0.20*	-1.59***	-0.21***	-0.164**	-0.142	-0.139
Densità pop	-1.403***	-1.423***	-1.269***	-1.41***	-0.03***	-0.034	-0.037	-0.809**	-0.726**
Flusso turisti		-0.036							
Raccolta differenziata			-0.026***						
N. incen/area [^]				-1492.00					
N. land sites/area [^]					197.40				
Landfill tax						0.043			
Copertura costi							-0.179		
TARPOP [^]								-0.001***	
TARMUN [^]									-0.003***
F test (prob)	0.0000	0.0000	0.00000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Modello [§]	FEM	FEM	FEM	FEM	FEM	REM	REM	FEM	FEM
Hausman test	0.000001	0.000001	0.000048	0.00000	0.00000	-	-	0.0227	0.0143

Note: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***). Le celle vuote significano che la variabile non è inclusa nella regressione; Hausman p-value < 0.10 significa che FEM è preferito. [^] Variabili non in forma logaritmica. Le covariate sono state aggiunte alla specificazione base una alla volta per evitare problemi di collinearità.

3.4.2 Panel Sbilanciato

I risultati del *panel* sbilanciato, riportati nella tabella precedente, mostrano una diversa significatività del termine quadratico nella relazione. In questo caso infatti il termine al quadrato è significativo, ed a esso è associato un *Turning point*, che per il modello base è di 19.400 euro. Tale risultato è in linea con quanto ottenuto nell'analisi regionale ed evidenzia una relazione a forma di U, che sembra suggerire che le aree più ricche stiano vivendo una esperienza di *relinking* tra crescita economica e rifiuti conferiti a discarica. La densità di popolazione inoltre, anche in questo caso, risulta altamente significativa e negativamente correlata con la quantità di rifiuti conferiti a discarica, confermando quanto asserito in precedenza in merito all'importanza del costo opportunità della terra. Il flusso turistico in questo caso invece è un fattore significativo e il segno negativo registrato indica che le attività di discarica sono mitigate dalla presenza di un alto numero di turisti. Anche in questo caso la spiegazione può esser legata al costo opportunità del terreno, che in presenza di aree turistiche è più alto e rende meno conveniente investire in discariche. Inoltre le esternalità negative prodotte dalle attività di discarica, in primis come disamenità per il paesaggio, sono elementi che possono minare il settore turismo, motivo per cui possono esser osteggiate. Venezia e Rimini ad esempio sono due città in cui il turismo ha una valenza molto importante, e che non a caso hanno orientato loro strategie di *Waste Management* sempre più verso riciclaggio e incenerimento. Per quanto riguarda la raccolta differenziata invece, come precedentemente, anche in questo caso la variabile è significativa, anzi la sua significatività è aumentata rispetto alla precedente stima. A differenza di prima invece, in questo caso, il numero di inceneritori per area è significativo, così come è significativo il coefficiente relativo alla quantità di rifiuti inceneriti, confermando le precedenti ipotesi relative alla presenza di effetti di *lock-in* per quanto riguarda le tecnologie. Questo elemento è importante e ribadito in

questa specificazione dalla doppia significatività del numero di inceneritori per area e dalla quantità di rifiuti inceneriti. Se da un punto di vista concettuale questo conferma la nostra ipotesi che esista un *lock-in* tecnologico, da un punto di vista metodologico, tale risultato, ed in particolare la diversa significatività di questa variabile rispetto alle stime precedenti, mette in luce la necessità di cercare un modo di modellare gli zeri nella variabile dipendente. Contrariamente a quanto ci si può aspettare però, la densità di siti dedicati a discariche non è statisticamente positivo; gli effetti di *lock-in* tecnologico legati a passati investimenti in discarica, sebbene erano significativi per l'analisi regionale, non risultano significativi a livello provinciale, né nel *panel* bilanciato che nel *panel* sbilanciato.

Se ci focalizziamo invece sulle variabili relative alle policy in ambito rifiuti, possiamo notare come già nelle altre specificazioni, anche in questo caso *landfill tax* e copertura costi non sono statisticamente significative e non ci aiutano a spiegare il processo di *landfill diversion* che sta avvenendo. Infine, relativamente ad un'evoluzione verso un sistema tariffario, entrambi i modi di esprimere la variabile relativa all'adozione della tariffa da risultati significativi, confermando quanto ottenuto precedentemente. Possiamo quindi affermare che nel complesso il modello log-log conferma i precedenti risultati, anche se le significatività variano molto tra una specificazione e l'altra, e anche se il panel sbilanciato evidenzia che oltre determinati livelli vi possa essere una presenza di *relinking*. Questo elemento in particolare non va sottovalutato, soprattutto se collegato alla tendenza generale che vede una crescita, seppur meno che proporzionale dei rifiuti all'aumentare del reddito (fenomeno che come abbiamo visto sembra colpire l'Italia in maniera minore di altri paesi). L'evidenza relativa ai flussi di turismo invece sottolinea come la presenza di alti flussi turistici disincentivi il ricorso a discariche a favore di altre forme di smaltimento. Per quanto riguarda le variabili di policy invece la loro significatività è rimasta pressoché inalterata rispetto ai precedenti modelli.

Riassumendo la *landfill diversion* è solo in parte legato al driver economico principale, mentre grande importanza è svolta da altri elementi socio economici. In particolare tale processo è più forte quando i costi economici derivanti da fattori strutturali, come l'alta densità di popolazione sono alti, e il settore di gestione dei rifiuti ha buone performance (basti pensare al legame negativo ed altamente significativo qui riscontrato tra la percentuale di raccolta differenziata e la quantità di rifiuti conferiti a discarica).

Appare Tuttavia chiaro da tale analisi come l'effetto degli strumenti economici sia ancora debole. La *landfill tax* non è mai risultata significativa, e il nuovo percorso che sta avvenendo in Italia verso una gestione del settore basata su principi di *cost-recovery* e *full pricing*, non sta influenzando significativamente il processo di *landfill diversion*. Ulteriori analisi in tale punto sono però richieste, in quanto la scarsità a reperire dati sulla *landfill tax* e sulla copertura dei costi ne ha reso in questo caso più difficile l'analisi.

Figura 38: Rifiuti conferiti a discarica (modello log-log, panel sbilanciato) analisi provinciale (N=658, 98 province, 1999-2005)

Variabile	Specificazione										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Costante							145.83	144.81			
VA	-51.09**	-52.97**	-24.947	-49.65**	-63.75***	-45.076*	-29.04	-28.46	-60.81**	-66.00***	-78.89***
VA ²	2.587**	2.713**	1.282	2.511**	3.263***	2.284*	1.448	1.439	3.101**	3.374***	4.080***
Densità popolazione	-6.28***	-6.96***	-5.20***	-6.53***	-6.321***	-6.03***	-0.036	-0.072	-4.152**	-3.789**	-4.341**
Flusso turisti		-0.88***									-0.607***
Raccolta differenziata			-0.128**								
N. incen/area [^]				-18696.2**							
Rifiuti inceneriti pro capite					-5.777***						-5.409***
N. land sites/area						0.058					
Landfill tax							0.393				
Cover cost								-1.157			
TARPOP [^]									-0.005**		
TARMUN [^]										-0.011***	-0.011***
F test (prob)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Model	FEM	FEM	FEM	FEM	FEM	FEM	REM	REM	FEM	FEM	FEM
Hausman test (p-value) [§]	0.0007	0.0000	0.0478	0.0015	0.0001	0.0052	0.0652	0.0739	0.0000

Note: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***). Le celle vuote significano che la variabile non è inclusa nella regressione; Hausman p-value < 0.10 significa che FEM è preferito. [^] Variabili non in forma logaritmica. Le covariate sono state aggiunte alla specificazione base una alla volta per evitare problemi di collinearità.

3.4.3 Ulteriori test di controllo: Modello dinamico

In questo ultimo paragrafo vengono riportati i risultati di un modello dinamico, stimato tramite GMM, in grado di includere tra i regressori i ritardi della variabile dipendente. L'idea alla base di questo ultimo test è tenere in considerazione quanto le realizzazioni correnti della variabile dipendente, ossia la quantità conferita a discarica, possano essere influenzate dalle decisioni prese in passato. In particolare questo è un altro modo, più rigoroso, di tenere conto degli effetti di *lock-in* tecnologico di cui si è parlato nel precedente, e che possono influenzare le province per molti anni a venire. La specificazione utilizzata diviene quindi la seguente, in cui β_1 è il coefficiente assegnato alla variabile dipendente ritardata.

$$\text{Rifiuti a discarica pro capite} = \alpha_t + \beta_1(\text{Rifiuti procapite})_{it} + \beta_2 \log(\text{Valore aggiunto})_{it} + \beta_3 \log(\text{variabili socio-economiche})_{it} + \beta_4 \log(\text{variabili di policy})_{it} + \varepsilon_{it}$$

Considerando inoltre che il *data set* presenta valori pari a zero, per tale modello abbiamo mantenuto una specificazione lin-log, che ci consente di mantenere tutte le osservazioni senza perdere dati, che come già più volte sottolineato non sono *missing values* ma decisioni di non avere discariche. Nella specificazione precedente quindi oltre al termine relativo alla variabile ritardata sono presenti i soliti due termini aggiuntivi, β_2 e β_3 , che controllano relativamente per caratteristiche socioeconomiche e presenza delle policy. I risultati principali di analisi sono stati raccolti nella tabella seguente che segue i criteri utilizzati in precedenza.

Dalla prima colonna della tabella notiamo come anche in questo caso gli elementi alla base dell'analisi tengano; la relazione principale tra rifiuti a discarica e reddito ha un coefficiente negativo e significativo, come atteso, e la densità di popolazione mostra come, anche in questo caso, sia confermato l'alto valore dei costi opportunità di altri usi della terra. Dove infatti il costo opportunità si aspetta esser maggiore (ad esempio in aree urbane o comunque in aree densamente popolate) e le disamenità possono influenzare un numero maggiore di persone, i meccanismi di mercato rendono la *landfill diversion* molto più forte. Inoltre, e qui si apre lo spazio per possibili nuove ricerche future, è possibile che molte altre caratteristiche demografiche, come l'età della popolazione, la composizione dei nuclei famigliari, il tipo di attività economica prevalente, i principali gruppi etnici di appartenenza ed altri elementi possano influire sulle scelte di utilizzare discariche o meno (Vedi ad esempio Atlas (2002) e Jenkins e Altri (2004)). Un ultimo elemento evidenziato dalla specificazione base è l'alta significatività della variabile dipendente ritardata, che conferma la presenza di effetti di *lock-in* nelle scelte di aprire una discarica. La decisione infatti di investire in una strategia di discarica può bloccare la provincia in un sentiero tecnologico per tutta la durata dell'investimento, che date le dimensioni e le caratteristiche degli impianti non sono solitamente facilmente reversibili.

Passando alle variabili di controllo possiamo notare come anche in questo caso la percentuale di raccolta differenziata abbia un alta significatività statistica, e sia negativamente correlata alla quantità di rifiuti a discarica. In tale regressione, come si nota da colonna 2 non è presente il VA, per via del suo alto grado di correlazione con la variabile in questione. Altro interessante risultato, sempre relativo alle altre tecnologie di smaltimento è dato dal numero di inceneritori per area, che risulta in questo significativo e negativamente legato a alla quantità di rifiuti a discarica. Anche in questo caso, tale risultato va a confermare quanto detto in precedenza riguardo alle tecnologie, ossia che la

presenza di investimenti nel passato può avere effetti di medio periodo e causare un *lock-in* tecnologico.

Per quanto riguarda le variabili di policy, possiamo notare come la landfill tax si sia confermata non sia significativa. Su tale risultato si può presumere abbiano influito un mix di fattori quali un basso livello della tassa (soprattutto se confrontato con quello di altri paesi Europeo), la scarsa qualità dei dati a disposizione e la diversa importanza data a tale strumento da parte delle diverse municipalità. Per quanto riguarda le altre variabili di policy, vediamo in questo caso come la variabile relativa alla copertura costi e quella relativa alla percentuale di municipalità coperte dalla tariffa siano risultate significative e con segno negativo, ossia fattori a favore del processo di *landfill diversion*. Questo rafforza i risultati ottenuti precedentemente, suggerendo che quelle province che stanno attuando un cambiamento del sistema tariffario stiano anche spingendo verso una riorganizzazione del sistema di gestione dei rifiuti sempre meno dipendente dalle attività di discarica.

Con l'introduzione della dinamica nel modello sono stati raggiunti principalmente due obiettivi. Da un lato è stato fatto un ulteriore test di robustezza sui precedenti risultati di stima e dall'altro si è stati in grado di dare il giusto spazio ad un importante aspetto nella dinamica del settore rifiuti, ossia gli effetti di medio periodo che investimenti in grandi impianti di smaltimento possono creare. Il risultato principale, altamente atteso, è una significatività del termine ritardato, che può esser letta appunto come una forte dipendenza dalle scelte passate, capace di vincolare i comportamenti delle province e tenerle legate a scelte prese nel passato almeno nel breve/medio periodo.

Figura 39: Rifiuti conferiti a discarica (modello semi-log, panel bilanciato, GMM sys). Analisi provinciale (N=721, 103 province, 1999-2005).

Variabili	Specificazioni						
	1	2	3	4	5	6	7
LAND WASTE _{t-1}	0.643***	0.557***	0.651***	0.644***	0.510***	0.632***	0.479***
VA	-66.237***		-48.339**	-69.007***	-43.812*	-60.049***	-72.695***
Densità popolazione	-13.279**	-11.394*	-4.124	-12.819**	-18.376***	-13.626**	-17.910**
Raccolta differenziata		-34.572***					
INC-AREA [^]			-2711***				
LANDFILL TAX				8.657			
COST-REC					-147.521***		
TARPOP [^]						-0.211	
TARMUN							-0.739**
N	721	721	721	721	721	721	721
Sargan Test	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Note: Le significatività sono mostrate (10%*; 5%**; 1%***). Le celle vuote significano che la variabile non è inclusa nella regressione; Hausman p-value < 0.10 significa che FEM è preferito. [^] Variabili non in forma logaritmica. Le covariate sono state aggiunte alla specificazione base una alla volta per evitare problemi di collinearità.

3.5 Considerazioni conclusive

In questo terzo capitolo l'enfasi dell'analisi si è spostata su di un livello più basso rispetto a quanto fatto in precedenza, sfruttando un data set contenente osservazioni relative alle province italiane per il periodo 1999-05. Partendo da tale contesto il fine dell'analisi è stato, come nel caso precedente, analizzare nel profondo il processo di *landfill diversion* che sta avvenendo in Italia, come del resto nei paesi Europei, da un decennio a questa parte. Per ottenere tale risultato, sono stati utilizzati i consolidati strumenti tipici delle analisi di *delinking* ambientale, includendo nel *frame work* di analisi non solo elementi economici, ma anche istituzionali, sociali e di policy. Tutto questo è stato reso possibile da un *data set* messo a disposizione da APAT, agenzia Italiana per ambiente e territorio, quasi unico nel suo genere, che ci permette di avere dati puntuali sulla situazione italiana, a fronte di una generalità scarsità di informazioni in tale settore. Tale disponibilità di dati ha permesso di comprendere nello scenario studiato anche elementi istituzionali e di policy, in grado di fornire una valutazione *ex-post* delle determinanti del processo di riorganizzazione del settore rifiuti, processo che come ricordiamo, è tutt'ora in atto.

L'analisi è stata condotta sia a livello regionale che provinciale, e i risultati ottenuti si possono considerare tra di loro consistenti, con una qualche piccola differenza. Nel complesso possiamo confermare la presenza di un processo di *delinking* assoluto per quanto riguarda i rifiuti conferiti a discarica, per quanto il solo Valore aggiunto non sia sufficiente a spiegare la complessità del fenomeno avvenuto. Altri fattori di diversa natura infatti concorrono a spiegare il processo in atto, primo tra tutto la densità di popolazione, che evidenzia come meccanismi di mercato quali il costo opportunità della terra, nonché il maggior impatto di esternalità negative nelle zone altamente popolate possano essere un forte disincentivo al ricorso alle attività di discarica. Inoltre alcune

specificazione evidenziano anche un ruolo significativo delle presenze turistiche; i sistemi locali maggiormente basati sul turismo tendono ad evitare o limitare il ricorso a discariche. Da un lato infatti il turismo genera un aumento nel costo della terra, rendendo meno conveniente il ricorso a discariche e da un altro lato le esternalità negative legate a tale tipologia di impianti possono avere un effetto negativo sull'industria turistica. Ma non solo gli elementi strutturali sono da considerarsi significativi, anche alcuni variabili di policy incluse nel corpo delle analisi hanno dimostrato di aver un legame negativo con i conferimenti a discarica. Se da un lato infatti la tassa sulle discariche non è risultata significativa in nessuna delle specificazioni provate, le altre variabili relative alla transizione che alcune province e comuni stanno avendo verso un sistema di tassazione più *user-oriented*, forniscono in quasi tutte le specificazioni provate un risultato significativo, indicando che un utilizzo razionale della regolamentazione tende ad esser associato con una riduzione della quantità dei rifiuti conferiti a discarica. Tale fenomeno è evidenziato anche dal grande valore esplicativo che ha la variabile relativa alla percentuale di rifiuti a raccolta differenziata. Anche tale risultato infatti ci indica che quei territori attenti al problemi rifiuti e che più stanno investendo in una loro corretta gestione tendono a ridurre i conferimenti in discarica. Ultimo elemento infine risultante da tale analisi è la presenza di effetti di *lock-in* tecnologico nelle tecnologie di inceneritori o di discarica, per quanto risultati significativi solo in alcune specificazioni testate (analisi regionale e analisi dinamiche su dati provinciali). Passati investimenti in grandi impianti di smaltimento influenzano le scelte presenti, data la loro natura di investimenti di lunga durata e difficilmente reversibili.

Possiamo infine concludere dicendo che il processo di *landfill diversion* è più forte laddove i costi economici derivanti da una alta densità di popolazione sono maggiori e laddove sono stati adottati meccanismi nuovi di gestione dei rifiuti, come raccolta differenziata o il nuovo sistema tariffario. Il solo driver

economico (Valore aggiunto) non basta quindi a spiegare il processo di *delinking* in atto, e come visto in precedenza per il caso Europeo, azioni di policy sono necessarie al fine di influenzare la traiettoria futura di questa relazione. Resta aperta la questione della *landfill tax*, non risultata significativa a questo livello di analisi, ma che data la sua rilevanza a livello europeo, necessiterà di future analisi al fine di capirne meglio limiti, potenzialità ed effetti.

IV. LA GESTIONE DEI RIFIUTI IN ITALIA: ALCUNI TEST DI CONVERGENZA

Come visto nel precedente capitolo, in Italia si sta assistendo da almeno un decennio a questa parte ad un processo di *delinking* per quanto riguarda la quantità di rifiuti conferiti a discarica, processo grazie al quale nuove tecnologie di smaltimento e raccolta rifiuti (differenziata, inceneritori...) si stanno sostituendo alla sola e tradizionale attività di discarica. Se da un lato nel capitolo precedente è stata fatta luce sulle determinanti e l'entità di questo fenomeno, rimane comunque una domanda aperta, ossia se tale processo stia convergendo verso un punto comune o se le disparità evidenziate precedentemente stiano continuando ad acuirsi. Uno strumento utile per poter iniziare una serie di ragionamenti a tale riguardo è dato dai test di convergenza, i quali ci permettono di avere indicazioni precise su come il *Waste Management* sta cambiando. In particolare effettueremo due diverse tipologie di analisi. Per prima cosa verranno effettuati test di *β -convergence*, i quali ci permetteranno di capire se le province che all'inizio del periodo erano più arretrate stanno raggiungendo quelle più efficienti, in termini di una maggiore velocità di convergenza (*speed of convergence*, come solitamente chiamata in letteratura). Tale test, assumendo che tutte le province stanno percorrendo un sentiero che le porterà verso un determinato stato stazionario (ad esempio un percentuale di raccolta differenziata sul totale pari a 0, oppure un determinato x%), ci saprà dire se le province più arretrate (ossia più lontane da tale stato stazionario) hanno una velocità di cambiamento più elevato rispetto a quelle più avanzate (nel senso di più vicine al loro stato stazionario). In altri termini tale test ci dice se la velocità

a cui le province arretrate stanno cambiando è maggiore di quella a cui stanno cambiando le province più avanzate. Se così fosse, nel medio periodo il processo potrebbe convergere, e le province arretrate sarebbero in grado di raggiungere le altre (il cosiddetto *catching-up*). L'altro tipo di test di convergenza invece, chiamato σ -convergence fa riferimento alla dispersione della variabile presa in considerazione, confrontando anno per anno una determinata misura di dispersione, come ad esempio la deviazione standard. In tal modo possiamo sapere se relativamente ad una determinata variabile, come ad esempio la quota di raccolta differenziata, le differenze tra le varie province stanno aumentando o meno. Se infatti la deviazione standard della variabile aumenta durante il tempo preso in considerazione, questo significa che le differenze tra le varie province si stanno accentuando, e viceversa. In tale modo possiamo avere una facile misura del processo, e valutare quanto stia cambiando la dispersione della variabili chiave nel nostro sistema. Se da un lato infatti sappiamo che in Italia vi sono grosse differenze per raccolta differenziata e ricorso ad inceneritori tra nord e sud, non sappiamo come questa situazione sia cambiata nel tempo, e tramite questo secondo tipo di test possiamo capire se la dispersione tra tali variabili (e quindi le differenze tra le province) sono aumentate o diminuite nell'arco temporale a nostra disposizione.

4.1 Convergenza nel settore rifiuti in Italia: Dati e ipotesi di ricerca

L'intera analisi sarà svolta utilizzando il *data set panel* presentato nel capitolo precedente, contenente osservazioni per le 103 province per 7 anni, dal 1999 al 2005, e farà riferimento ai tre metodi principali di smaltimento di rifiuti, ossia discarica, raccolta differenziata e inceneritore. Oltre alle variabili relative alle quantità di rifiuti verranno utilizzati alcuni altri controlli, al fine di tenere conto di alcuni elementi socio economici che possono influire sul processo di convergenza. Come illustrato nella tabella seguente, contenente una analisi

descrittiva della variabili utilizzate, verrà inclusa nell'analisi la capacità residua delle discariche, elemento che può promuovere *landfill diversion*. Possiamo assumere infatti che, una volta vicini alla fine della vita utile delle discariche le province si possano chiedere se sia più conveniente aprire una nuova discarica o trovare nuovi mezzi di smaltimento rifiuti. Questo non deve stupire e si riconduce a quanto detto in precedenza in merito ai fenomeni di *lock-in* tecnologico; una volta aperta una discarica un comune è vincolato al suo utilizzo fino al suo esaurimento ed in prossimità di tale evento potrà esser incentivato a cercare nuove forme sostitutive. Sono poi reintrodotte le dummy geografiche relative alle differenti aree italiane, ossia nord-centro e sud. Abbiamo già visto nel precedente paragrafo come vi siano nette differenze tra queste diverse aree del paese, e tralasciando questo dettaglio si potrebbero perdere informazioni rilevanti. Inoltre è uso negli studi di convergenza aggiungere controlli relativi alle diverse aree geografiche laddove ritenuti significativi. Si può pensare infatti che diverse aree geografiche non convergano verso lo stesso livello di stato stazionario, ma che aree diverse convergano verso *steady-state* diversi. Per questo motivo l'inclusione di *dummy* geografiche ci permette di tener conto di questo fenomeno, facendo in modo che, qualora risultassero significative, si possa tenere conto dei diversi punti di arrivo a cui economie così diverse possono tendere (Vedi Barro, Sala-i-martin, (1991; 2003)). In questo non vi è un giudizio di valore, è semplicemente un modo diverso di tener in considerazione quanto evidenziato anche nel capitolo precedente, ossia che al di là della sola variabile economica, vi sono molti altri fattori socio economici e culturali che influiscono sulla scelta di adottare una o altre tecnologie di smaltimento rifiuti.

Figura 40: analisi descrittiva delle variabili

Acronimo	Descrizione variabile	Media	Min	Max
LAND-WASTE	Rifiuti a discarica (kg pro capite)	326.38	0	1133.78
SEPCOLL	Rifiuti a raccolta differenziata (Kg pro capite)	98.46222	0.1071825	345.5238
INCINERATED	Rifiuti inceneriti (Kg pro capite)	49.92598	0	581.8122
RESCAP	Capacità residua discarica (m ³)	409292.9	0	6353073
North	Dummy variable = 1 se la provincia è nel Nord	0.5520111	0	1
Island	Dummy variable = 1 se la provincia è nelle Isole	0.3210521	0	1
Central	Dummy variable = 1 se la provincial è nel Sud	0.1761442	0	1

4.2 β -convergence

In questa prima parte dell'analisi verrà condotta una batteria di test di β -convergence su tutte le forme di smaltimento rifiuti, partendo dai rifiuti conferiti a discarica, poi rifiuti a raccolta differenziata, ed infine rifiuti inceneriti. Nella specificazione contenente i rifiuti conferiti a discarica è stato inserito come controllo la quantità residua, in quanto potrebbe avere un effetto importante sulle scelte di *Waste Management*. I test sono condotti usando due differenti tecniche di stima; una prima specificazione segue i più tradizionali studi di convergenza, nei quali la variabile dipendente è espressa come il tasso di crescita medio della variabile attraverso il tempo, e la variabile dipendente è il valore

della stessa variabile al primo anno. Questa operazione di trasformazione dei dati genera una grande *cross section* con una sola osservazione per provincia, stimata quindi con tecniche OLS di base. Il risultato è molto semplice da leggere, un coefficiente significativo e negativo del regressore significa che siamo in presenza di un processo che sta convergendo condizionalmente, in quanto la velocità di convergenza (*speed of convergence*) dipende dal livello della variabile al primo anno. La specificazione usata è scritta qui sotto, mentre nella Figura 41: Convergenza nelle quantità a discarica – Stime OLS sono riportati i risultati di stima.

$$1/(T-1) \sum_{t=1999}^T (\log \text{rifiuti}_{it} - \log \text{rifiuti}_{it-1}) = \alpha + \beta \log \text{rifiuti}_{i,1999} + \gamma \text{lnz}_i + \varepsilon_i$$

Figura 41: Convergenza nelle quantità a discarica – Stime OLS

	OLS	OLS	OLS
Waste 1999	-0.0263754	0.0618511	-0.0315431*
Res cap		0.0020782	
North			-0.0627888
Constant	0.0320581	-0.4865604**	.0944393

Nota: La significatività dei coefficienti è indicata in tabella (10%*; 5%**; 1%***).

Questa prima specificazione non dà risultati interessanti, i coefficienti non sono mai significativi e nemmeno l'inclusione della capacità residua altera i nostri risultati. Anche le *dummy* geografiche non sono significative, ma in questo caso tale risultato non sorprende. I grafici a inizio del capitolo precedente infatti mostravano, per il ricorso alle discariche, una situazione a macchia di leopardo in cui le differenze tra nord e sud non sono molto marcate. Nel complesso comunque le stime fin qui condotte non hanno mostrato alcun risultato

significativo. Considerata la natura del *data set* però, può aver senso specificare la relazione in un'altra maniera, che ci permetta di sfruttare al meglio tutte le informazioni *panel* in esso contenute. La relazione presentata precedentemente infatti può anche esser espressa in maniera simile ma sfruttando maggiormente l'eterogeneità presente nel campione. Invece di regredire la crescita media contro l'osservazione al primo anno, si può usare come variabile dipendente la variazione nel tasso di crescita e come regressore la variabile stessa ritardata di un anno. Così facendo possiamo mantenere lo stesso tipo di relazione e al contempo sfruttare maggiormente l'eterogeneità contenuta all'interno del *data set*. Per fare ciò però strumentiamo la variabile ritardata con l'anno precedente, al fine di evitare problemi di endogeneità (la variabile ritardata e gli errori del modello sono auto correlati). Per maggiore chiarezza, la specificazione presentata qui sotto, mentre in Figura 42 sono riassunti i risultati di stima.

$$\log \text{rifiuti}_{it} - \log \text{rifiuti}_{it-1} = \alpha_{it} + \beta \log \text{rifiuti}_{it-1} + \gamma \log \text{rifiuti}_{it-1} \times \log \text{cap res}_{it-1} + \varepsilon_i$$

Figura 42: Convergenza nelle quantità a discarica – Stime Panel IV

	Fixed effect (IV)	Fixed effect (IV)	fixed effect (IV)
Land waste L 1	-0.4608069***	-2.343976***	-0.4612921***
Res cap		0.0599784***	
North			-0.5103986
Constant	2.234526***	8.997033***	2.518477***
R-squared	0.4222	0.4300	0.2228
Instrumented: L.llandwaste Instruments: L2.llandwaste			

Nota: La significatività dei coefficienti è indicata in tabella (10%*; 5%**; 1%***).

Con questo secondo tipo di specificazione otteniamo invece risultati molto migliori; in entrambi i casi i coefficienti sono significativi e nella seconda specificazione l'inclusione della capacità residua risulta ugualmente significativa. Queste regressioni dimostrano come il processo di *landfill diversion* che ha caratterizzato l'Italia nell'ultima decade stia seguendo un percorso convergente verso un unico punto, nel quale le province che fanno storicamente più ricorso alle discariche stanno cambiando questa attitudine più velocemente delle altre. Utilizzando i termini della letteratura di convergenza, possiamo dire che le province più arretrate (in termini di *Waste Management*) stanno raggiungendo le altre (*catching-up*). Anche la variabile relativa alla capacità residua delle discariche è significativa ed ha il segno atteso, il che significa semplicemente che esser vicini alla fine della vita utile di una discarica è un incentivo per investire in forme alternative di smaltimento rifiuti. Le *dummy* geografiche invece sono ancora una volta non significative.

Per quanto riguarda le altre due forme di smaltimento, ossia raccolta differenziata e inceneritori, l'analisi segue lo stesso identico percorso fin qui esposto. In Figura 43 ad esempio sono raccolti i risultati per quanto riguarda le stime OLS per raccolta differenziata ed inceneritori, quelle cioè effettuate utilizzando la prima delle due specificazioni illustrate in precedenza, mentre in Figura 44 sono presenti i risultati dell'analisi *panel* effettuata con l'altra specificazione.

Figura 43: Convergenza in Raccolta differenziata ed inceneritori – Stime OLS

	OLS – Sep collect	OLS – Sep collect	OLS – incineretion	OLS – incineretion
Sep Collect 1999	-0.0909531***	-0.1408037***		
Incineration 1999			-0.2115601***	-0.21424***
North		0.1369822***		0.299006
Central		-0.0710202***		-0.15497
Island		-0.0691084**		-0.22507
Constant	0.5101116***	0.6200783***	0.4728108	0.4849474
R-squared	0.7583	0.8319		

Nota: La significatività dei coefficienti è indicata in tabella (10%*; 5%**; 1%***).

Figura 44: Convergenza in Raccolta differenziata ed inceneritori – Stime Panel IV

	fixed effect (IV) – Sep collect	fixed effect (IV) – incineretion
Separate collection L 1	-0.3772127***	
Incineration L 1		-1.612605***
Constant	1.741307***	7.53695***
Instrumented: L.landwaste Instruments: L2.landwaste		

Nota: La significatività dei coefficienti è indicata in tabella (10%*; 5%**; 1%***).

Relativamente a raccolta differenziata ed inceneritori, entrambe le tecniche di stima danno risultati simili che in tutti i casi confermano la presenza di β -convergence nell'ammontare di rifiuti inceneriti e nella percentuale di rifiuti a raccolta differenziata. Inoltre le *dummy* geografiche sono altamente significative per quanto riguarda le stime relative alla raccolta differenziata ed hanno i segni attesi. Infatti, come possiamo notare dalla tabella precedente, il segno relativo alla *dummy* nord è positivo e quelli relativi a Isole e centro sono negativi. Questo risultato era altamente atteso, considerando che è proprio relativamente alla raccolta differenziata che avevamo notato una più netta differenza tra nord e sud del paese.

Riassumendo brevemente i risultati di questa prima batteria di test, possiamo vedere come il processo di *landfill diversion* in Italia e la conseguente riorganizzazione del settore rifiuti sia avvenuto in un contesto in cui le province meno efficienti in termini di *Waste Management* stanno riducendo il loro gap rispetto a quelle più efficienti. La velocità di questo processo di convergenza, dato dai coefficienti delle variabili esplicative nelle regressioni presentate precedentemente, ci dicono che tale convergenza è più veloce per quanto riguarda la riduzione di rifiuti a discarica e più veloce per rifiuti inceneriti e rifiuti a raccolta differenziata. Questo non è sorprendente se pensiamo che i principali obiettivi di policy già a livello comunitario sono verso la *landfill diversion*, mentre gli inceneritori sono spesso impopolari e richiedono alti investimenti non sempre possibili, mentre la raccolta differenziata, anche se tendenzialmente desiderabile da tutte le municipalità, rimane ancora una realtà marginale in molte zone di Italia. La presenza di β -convergence da sola è condizione necessaria ma non sufficiente per avere una attuale riduzione delle differenze tra le province, come abbiamo già evidenziato nella parte teorica. Altri elementi infatti possono influenzare questa relazione e una maggiore velocità delle aree arretrate può non esser stata sufficiente a colmare il gap con le aree avanzate per diversi motivi (ad es. differenze molto accentuate sin dall'inizio, oppure le due aree tendono a convergere verso *steady state* molto diversi). Per tale ragione l'analisi proseguirà con uno studio della σ -convergence del processo, che ci potrà fornire maggiori informazioni sulla dispersione nel tempo degli indicatori sui rifiuti.

4.3 σ -convergence

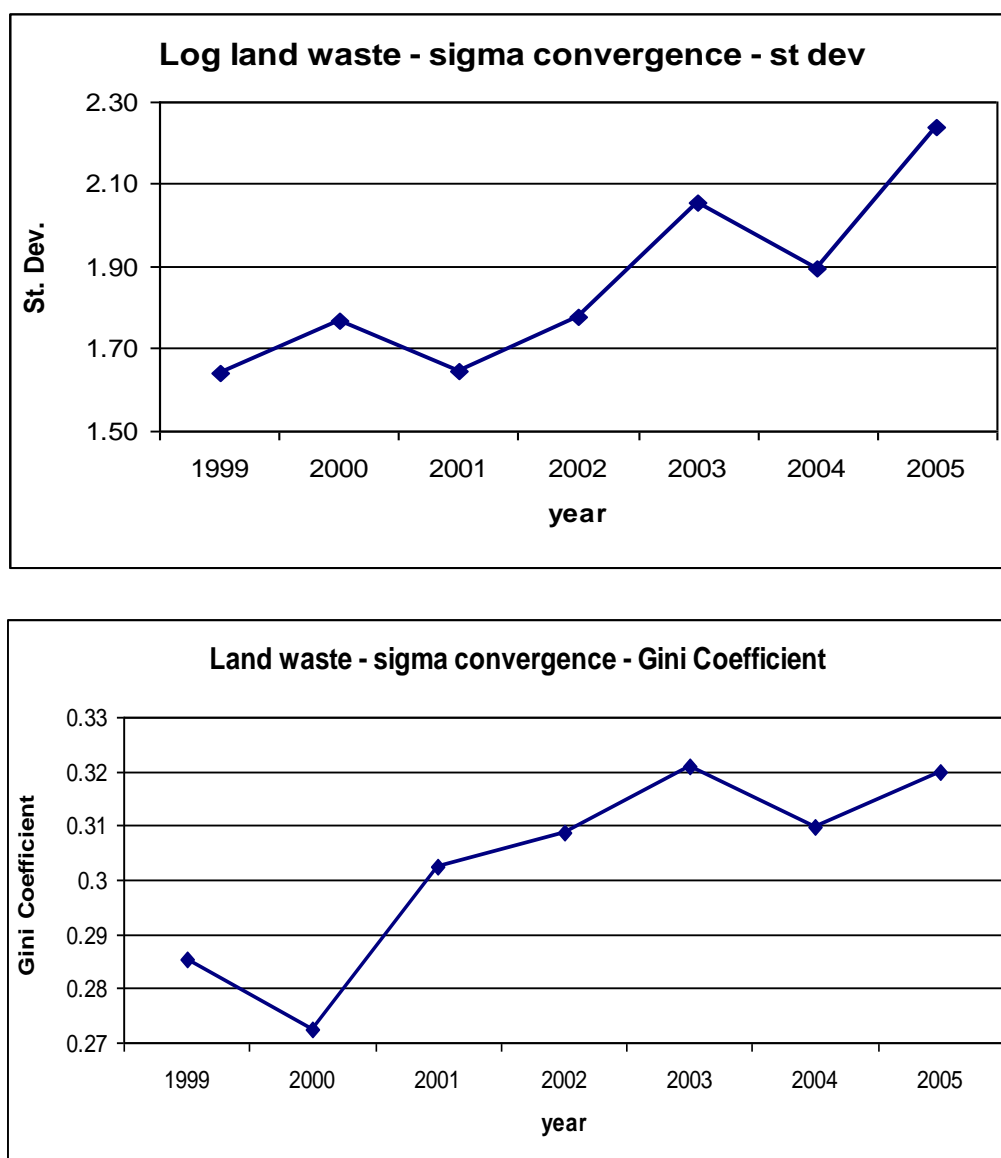
Testare per la presenza di σ -convergence significa valutare se nella serie di dati in esame si assiste ad una riduzione della dispersione della variabile nel

tempo. Nel nostro contesto questo significa valutare se nell'arco temporale preso in considerazione la dispersione (ad esempio, lo *standard error*) tra le province Italiane per quanto riguarda i tre indicatori ambientali presi in considerazione (Rifiuti a discarica, inceneriti e a raccolta differenziata) è diminuita. Se questo sta avvenendo, siamo in presenza di σ -convergence, ossia le differenze tra le province stanno diventando via via minori. Se dall'altro lato questo processo non sta avvenendo questo può significare che una serie di elementi stanno interferendo nel processo, e la provata presenza di β -convergence da sola non è stata in grado di ridurre le differenze tra i paesi. Da un punto di vista tecnico, questo test è molto immediato da leggere, basta infatti riportare su un grafico avente come asse delle ascisse il tempo e delle ordinate una misura di dispersione (solitamente *standard deviation*, o *Gini coefficient*) e valutare l'andamento di tale misura nel tempo. Se il grafico ha un andamento crescente siamo in presenza di un aumento delle differenze tra le province, se decrescente le differenze si stanno via via colmando e il processo sta seguendo un percorso di σ -convergence. L'analisi condotta, adotta entrambe le misure proposte, sia lo *standard error* dei log della variabile, che il coefficiente di Gini della stessa. Questi due indicatori sono simili in performance e l'utilizzo di entrambi deve semplicemente essere visto come un test di robustezza. I risultati per i tre diversi indicatori ambientali: quantità di rifiuti a discarica, quantità di rifiuti inceneriti e quantità di rifiuti a raccolta differenziata, sono raccolti nelle figure seguenti, e l'analisi del loro trend ci potrà dare indicazioni sulla presenza o meno di σ -convergence nei processi.

Iniziamo la nostra analisi, partendo come abbiamo fatto precedentemente, dalla quantità di rifiuti conferiti a discarica. Come possiamo vedere dalla

Figura 45, la dispersione relativa ai rifiuti a discarica sta lentamente aumentando nel tempo per entrambi gli indicatori analizzati, indicando che le disparità tra le province stanno aumentando nel tempo.

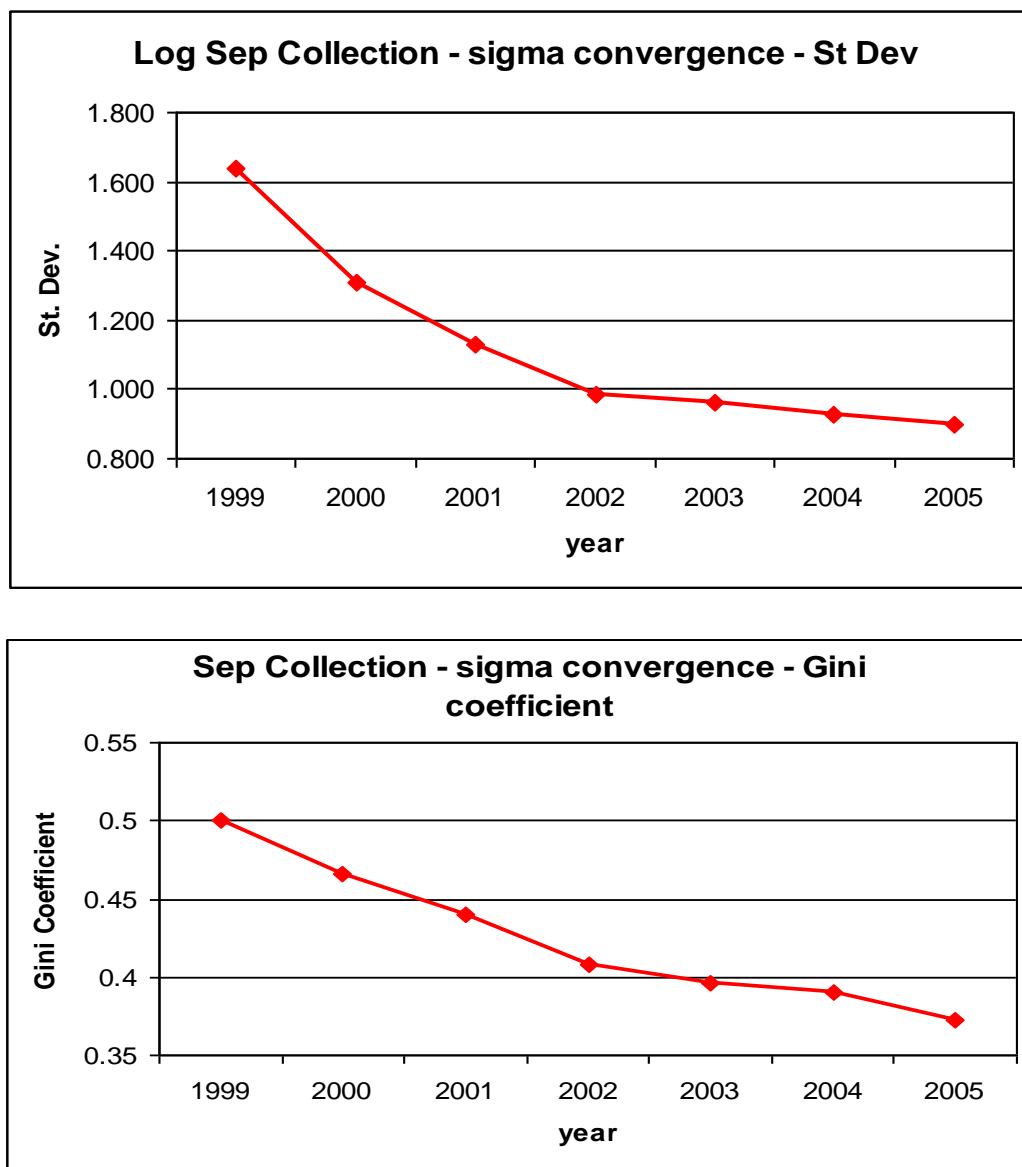
Figura 45: Sigma convergence nei conferimenti a discarica



Se invece esaminiamo I risultati per quanto riguarda la raccolta differenziata (

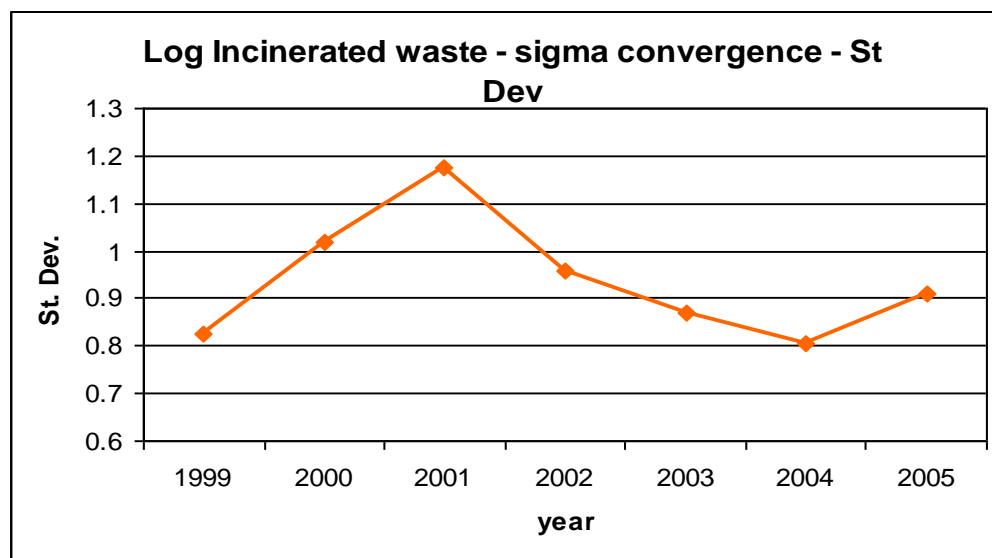
Figura 46), entrambi gli indicatori indicano come le differenze provinciali stiano diminuendo nell'arco del tempo, confermando in questo modo la presenza di σ -convergence.

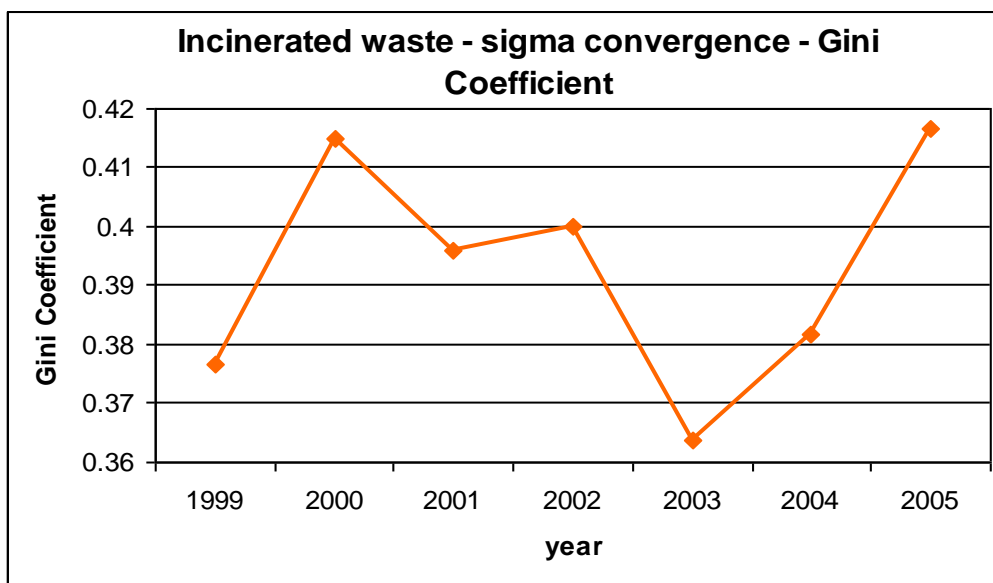
Figura 46: Sigma convergence nella raccolta differenziata



In contrasto con entrambi i casi appena visti, l'analisi relativa ai rifiuti inceneriti mostra un trend variabile ed incerto, in cui la dispersione prima aumenta, poi diminuisce, ed infine aumenta ancora. Questo non è del tutto sorprendente se pensiamo alla natura del settore. Il ricorso agli inceneritori è infatti un fenomeno nuovo, e all'inizio del periodo analizzato (1999), solo un piccolo gruppo di province del nord avevano un impianto. Recentemente invece, nuovi impianti sono stati aperti, e questo passaggio da zero Kg di rifiuti bruciati all'anno alla presenza di inceneritori, possono aver creato in trend altalenante mostrato dal grafico. Tali salti repentini di quantità di rifiuti inceneriti da zero ad una qualche somma positiva può aver infatti generato i picchi del grafico, soprattutto se teniamo conto, che essendo il fenomeno nuovo e poco diffuso, anche pochi impianti aperti in un anno possono creare una grande variabilità statistica.

Figura 47: Sigma convergence nelle quantità incenerite





Da questa analisi quindi non è possibile trarre una conclusione univoca per quanto riguarda la *sigma convergence*. I grafici precedenti ci hanno mostrato infatti che i risultati sono completamente diversi tra i tre settori. A fronte di un processo di *σ-convergence* per quanto riguarda la raccolta differenziata, le differenze nelle quantità di rifiuti a discarica stanno crescendo, e il trend per le quantità incenerite è ancora più bizzarro. Dobbiamo però tenere presente che la quantità totale di rifiuti generati sta costantemente crescendo nel tempo in Italia, e soprattutto che le tre forme di smaltimento rifiuti qui analizzate hanno diverse caratteristiche tecniche. Le discariche e gli impianti di incenerimento, sono forme di investimento che mantengono una provincia legata al sentiero tecnologico intrapreso per numerosi anni, mentre organizzare un sistema di raccolta differenziata dall'altro lato, segue logiche differenti. Inoltre la raccolta differenziata è stata appoggiata in questi ultimi anni da media e opinione pubblica, motivo per cui tante municipalità si sono attrezzate per incrementare il loro ricorso a tale strumento. Infine va notato che le differenze tra le province per quanto riguarda la raccolta differenziata nel 1999 erano molto più accentuate delle differenze negli altri due settori. In tale anno infatti, a fronte di province del nord con una percentuale di raccolta differenziata anche superiore

al 15%, ve ne erano molte altre al centro ed al sud con percentuali pari a 0. Dal punto di vista di una analisi di convergenza questo significa che le regioni del sud erano molto distanti dal loro livello di stato stazionario, e pochi anni di crescita in termine di percentuale di raccolta differenziata, sono stati a sufficienza per ridurre significativamente la dispersione tra le province. Nel complesso, notiamo come la presenza di β -convergence sia riuscita solo per la raccolta differenziata a generare un processo di σ -convergence.

4.4 Considerazioni conclusive

In questo ultimo capito è stata condotta una valutazione sul processo di riorganizzazione del settore rifiuti in Italia al fine di comprendere se i cambiamenti in atto stiano diminuendo le differenze tra le province italiane o se i territori storicamente dipendenti da discariche usciranno da questo percorso sempre più legati a tecnologie tradizionali di smaltimento dei rifiuti. Dagli studi di β -convergence abbiamo potuto notare come tutti i processi analizzati stiano convergendo in maniera condizionale tra le province, ad una velocità maggiore per quanto riguarda la riduzione del conferimento in discarica rispetto a inceneritori e raccolta differenziata, il più lento di questi processi. In altre parole questo risultato significa che le province che dipendono maggiormente dalle discariche hanno tassi di riduzione dei conferimenti maggiori delle province che dipendono meno da questa tecnologia. Per quanto riguarda invece rifiuti inceneriti e a raccolta differenziata, il coefficiente negativo e significativo trovato nelle stime sta a significare che le province che nel 1999 ricorrevano meno a tali tecnologie hanno registrato tassi di crescita maggiori che non le province che già a inizio del periodo analizzato ricorrevano a riciclaggio ed

inceneritori. Queste due diverse velocità registrate significano, nella logica di questa analisi, che stiamo assistendo ad un processo di *conditional convergence* (o β -*convergence*). Tuttavia, i risultati dell'analisi di σ -*convergence* mostrano come la presenza di β -*convergence* non abbia portato in tutti i casi ad una riduzione effettiva delle differenze di performance tra le province. I test infatti dimostrano che le disparità tra le province stanno diminuendo solo in relazione alla raccolta differenziata, mentre per i rifiuti a discarica aumentano e per i rifiuti inceneriti l'esito è incerto. In alcune aree del paese (ma non in tutte) la raccolta differenziata e il ricorso ad inceneritori, anche se stanno aumentando rapidamente, non sono ancora sufficienti a creare *landfill diversion*, e questo fa sì che le disparità a livello di sistema Italia siano ancora molto accentuate. Va ricordato infatti che la quantità di rifiuti generati aumenta costantemente e quindi ogni anno le province si trovano a fronteggiare una quantità di rifiuti maggiore, il che alla luce di questa analisi le spinge a vedere in riciclaggio e inceneritori non un sostituto delle attività di discarica, ma qualcosa da affiancare ad esse, per far fronte al crescente flusso di rifiuti. Questo risultato porta alla ribalta le conclusioni delle precedenti analisi. Appare evidente infatti che affinché la quantità di rifiuti generati aumenterà in misura proporzionale al reddito, sarà sempre più difficile per le province, specie quelle più "arretrate" (in termini di gestione dei rifiuti), fronteggiare il problema rifiuti, e anche innovazioni nelle tecnologie di smaltimento utilizzate, o il maggior ricorso a riciclaggio e inceneritori andrà difficilmente a sostituirsi alle attività di discarica, che rimarranno comunque un caposaldo inevitabile della gestione di *Waste Management*. Non a caso infatti, i dati relativi ai conferimenti del 2006 in Italia, non contenuti in questa analisi, mostrano un aumento del ricorso alle discariche e anche le recenti crisi nella regione Campania, sono state risolte principalmente con la costruzione di nuove discariche. Solo una politica forte e coesa, anche sovranazionale, volta alla riduzione dei rifiuti generati tramite un mix di strumenti in grado di orientare le scelte di consumatori e produttori

potrà quindi essere in grado di allentare la morsa in cui spesso le municipalità si trovano, spostando il settore dei rifiuti verso sentieri di sostenibilità.

CONCLUSIONI

In questa tesi sono stati condotti una serie di test e analisi in merito a una delle tematiche più calde nel dibattito sull'ambiente, ossia generazione e gestione del flusso di rifiuti, argomento che sta entrando sempre più a pieno nell'agenda ambientale dei paesi Europei, sia da una prospettiva di policy che da una prospettiva di analisi di *delinking*. La quantità di rifiuti generati cresce infatti ogni anno in maniera quasi proporzionale al reddito così come i costi ambientali ed economici associati alle più tradizionali attività di discarica, ponendo il problema rifiuti allo stesso livello di tematiche ambientali come il riscaldamento del globo e la scarsità d'acqua. La natura stessa di questo problema, ossia la sua "inevitabilità" in una società di consumo di massa, e il suo esser così "vicino" ai nuclei familiari ha fatto entrare questa tematica non solo nel dibattito politico, ma anche culturale, giornalistico e cinematografico, esercitando una pressione crescente sul *policy making* a tutti i livelli. Il processo economico e le attività di consumo infatti non possono prescindere dalla produzione di scarti ineliminabili, e questo si traduce in uno *stock* di rifiuti che si vanno accumulando di anno in anno, e un non perfetto bilanciamento tra rifiuti prodotti e rifiuti smaltiti può far crollare velocemente il complesso sistema di raccolta e smaltimento che ruota attorno ad essi. Inoltre, come la letteratura economica ci insegna, più un inquinante è prossimo alla popolazione, maggiore sarà l'interesse rivolto verso di esso, in quanto le esternalità negative generate sono immediatamente e facilmente visibili (mentre tutti i cittadini possono vedere una discarica o l'inceneritore comunale, è più difficile poter testimoniare in prima persona degli effetti del surriscaldamento del globo). A complicare l'analisi va ricordato che un sistema di management dei rifiuti (inteso qui in senso ampio, produzione, raccolta, smistamento, riciclaggio ecc..) è influenzato

da un complesso insieme di fattori, sia socio economici che di policy, che ne orientano organizzazione e struttura. Nello studiare tale settore infatti non si può prescindere dal considerare elementi come il tipo di insediamenti abitativi presenti in zona, le preferenze della popolazione che vi vive (in termine di diverse tecnologie di smaltimento), il costo e la scarsità della terra nell'area, la presenza di policy in grado di stimolare tecnologie alternative alle discariche (destinate a non esser per sempre sufficienti, soprattutto in vista della crescente quantità dei rifiuti prodotti e della crescente scarsità della terra), nonché di un buon *enforcement* delle strategie sopra indicate. Non a caso il collasso del sistema di gestione dei rifiuti avvenuto in Campagna lo scorso anno può esser ricondotto anche ad un mix degli elementi sopra riportati.

Dal punto di vista della letteratura economica invece i rifiuti sono trattati alla stregua degli altri più famosi *stock pollutant*²¹, con i quali hanno in comune la necessità di esser abbattuti tramite un mix di diverse tecnologie. Per tale motivo gli studi in tale settore sono prevalentemente basati su massimizzazioni volte a cogliere il mix ottimale di tecnologie per lo smaltimento di rifiuti, oppure valutazioni costi benefici di diverse tipologie o scelte di smaltimento. Grazie ai dati relativi agli stati europei messi a disposizione da Eurostat e ai dati italiani messi a disposizione da APAT, in questa tesi ci si è chiesto invece se i rifiuti generati e i rifiuti conferiti a discarica stiano o no assistendo ad un processo di *decoupling* rispetto al reddito pro capite. La presenza di *delinking* o *decoupling*, derivati dal famoso contesto di studi delle curve di Kuznets ambientali (EKC) sono i principali strumenti operativi utilizzati al fine di valutare se le performance ambientali stiano migliorando o no. Per quanto infatti non sia automatico che la presenza di un *delinking* assoluto porti alla sostenibilità del settore, una riduzione del rapporto impatto ambientale/crescita economica sotto una certa soglia critica è sicuramente indice che la via che si sta percorrendo possa portare alla sostenibilità. In particolare in questo studio sono

²¹ Tutti quegli inquinanti che si depositano nell'ambiente e richiedono anni per essere smaltiti.

stati utilizzati come indicatori di impatto ambientale la “quantità di rifiuti prodotti” e “quantità di rifiuti conferiti a discarica”. La scelta è ricaduta principalmente su queste due variabili in quanto sono più di altre esemplificative del problema dei rifiuti. Una diminuzione dei rifiuti procapite generati è e dovrebbe sempre più essere il primario obiettivo di politica in tale settore, mentre i conferimenti in discarica sono stati presi come principale variabile per quanto riguarda la seconda fase del *Waste Management*, ossia la gestione e smaltimento. Le discariche rappresentano infatti la principale e più tradizionale tecnologia di smaltimento dei rifiuti, che si trova ad affrontare sempre maggiori problemi e criticità. Nonostante il ricorso a discarica sia mediamente la forma di smaltimento più conveniente, a tale attività sono legate una serie di esternalità negative, quali disamenità creata, perdita di valore del terreno circostante, scarsità del suolo ed emissione nocive di GHG, che la rendono una scelta sempre meno preferibile. Il ruolo di queste esternalità è però molto divergente, le emissioni nocive ad esempio, impattando sui cambiamenti climatici a livello globale (Il metano è potenzialmente più dannoso della CO₂, in termine surriscaldamento del globo), sono un tipico esempio di “male pubblico” ed in quanto una non regolamentazione potrebbe produrne un livello sovra-ottimale. Dall’altro lato invece le disamenità legate ai grandi impianti di discarica, unite al crescente costo della terra a tendono a spingere le zone densamente popolate verso la direzione inversa, ossia ad investire in altre forme di smaltimento di rifiuti, dimostrando come il mercato agisca prevalentemente quando le esternalità negative di una attività economica sono facilmente individuabili e direttamente interiorizzate dagli agenti economici.

Dato questo complesso intreccio di elementi di carattere non solo economico, il principale contributo di questa tesi è di effettuare una analisi che sappia integrare la tradizionale relazione impatto ambientale-crescita economica con un coerente set di variabili esplicative, sia di carattere socio-economico che di policy, in grado da un lato di correggere le stime della relazione principale per

questi elementi, e dall'altro di fornire una indicazione di quali sono le principali variabili in grado di influenzare la produzione di rifiuti e il loro conferimento in discarica. Introdurre nell'analisi di *delinking* tali elementi è stato fondamentale per capire il complesso intreccio di elementi in grado di influenzare la catena dei rifiuti, dalla loro produzione, al management e smaltimento. Inoltre questo ha permesso di avere una prima valutazione *ex-post* delle principali policy sui rifiuti.

Tale complesso sistema di analisi è stato applicato a due diversi *key studies*, L'Europa a 25²² e le province italiane, entrambi basate su di un ricco data set derivante da fonti ufficiali. Questi due studi sono da considerarsi altamente complementari e sono stati svolti congiuntamente per poter avere un confronto tra la dimensione comunitaria e la dimensione nazionale. L'analisi del *data set* Europeo nega la presenza di EKC, un crescere del reddito porta con se un incremento della quantità di rifiuti prodotti e le politiche poste in essere dalla comunità europea non sono state in grado di invertire, o almeno rallentare questa tendenza. Per quanto riguarda la seconda fase del ciclo dei rifiuti invece, la gestione, discarica e inceneritore si presentano, come atteso, rispettivamente negativamente e positivamente legati con il reddito, in uno scenario in cui le policy hanno giocato un ruolo fondamentale per raggiungere i risultati ottenuti. Questo dimostra come già in questa prima fase di riorganizzazione, le politiche europee siano state in grado di sostenere un raggiungimento degli obiettivi prefissati, disincentivando il ricorso alle discariche e promuovendo altre forme di smaltimento dei rifiuti. Questo risultato inoltre è coerente per entrambe le anime dell'Europa, sia il gruppo dei 15 paesi che i nuovi entranti. L'analisi condotta sui dati italiani conferma quanto ottenuto precedentemente, mettendo in luce come a spiegare le tendenze sopra accennate in termine di ricombinazione delle tecnologie di smaltimento di rifiuti sia un mix di elementi socio economici, geografici e di policy. Il processo di *landfill diversion* infatti è trainato non solo dal reddito, ma anche da altri elementi, tra cui il più

²² Al tempo della raccolta dati l'Unione Europea contava 25 stati

importante è la densità di popolazione, il che indica che il crescente costo opportunità della terra in aree densamente popolate, unito alle esternalità negative prodotte dalle discariche, guidano le scelte di *Waste Management* delle province italiane maggiormente delle politiche finora messe in atto. La *landfill tax* non risulta infatti significativa, risultato perfettamente in linea con altri analisi su altri contesti europei, mentre le altre policy analizzate sono una parte importante del cambiamento organizzativo che sta avvenendo in Italia. A guidare il passaggio dalla completa dipendenza dalle discariche ad un sistema sempre più variegato di raccolta dei rifiuti ha avuto un ruolo fondamentale la raccolta differenziata, che laddove presente ha spinto verso un più rapido abbandono alle discariche. Per quanto tale risultato possa sembrare tautologico, esso è indice di un importante risultato del caso Italiano, ossia che è l'insieme di razionalità economica, policy e ricorso a nuove tecnologie, che spesso si ha in zone che dimostrano un alto *commitment* verso il problema, ad aver generato il processo di *delinking* in Italia e, ci sentiamo di dire, anche in Europa.

Chiudendo il cerchio di quanto visto finora, i due casi studiati offrono una coerente serie di considerazioni su quali sono le forze trainanti, sia di carattere socio economico che di policy, dietro al processo di produzione e gestione di rifiuti. Principale risultato di tale analisi è aver riscontrato una tendenza condivisa tra gli stati europei in atto da più di un decennio, che vede a fronte di una sempre più crescente quantità di rifiuti prodotti procapite, un ammodernamento, anche significativo, della struttura di smaltimento dei rifiuti. Tale processo non è ovviamente lineare e uguale per tutte le realtà territoriali, ma sembra esser ciò a cui gli stati europei stiano tendendo. Se questo secondo risultato è da considerarsi non solo positivo, ma ampiamente cercato dalle autorità nazionali e comunitarie, la crescente quantità di rifiuti generati è e continua ad essere il principale limite alla sostenibilità del sistema. I brevi test di convergenza effettuati sul data set italiano dimostrano infatti come un trend crescente dei rifiuti prodotti stringa le municipalità in una morsa sempre più

fitta, in cui le nuove forme di raccolta e smaltimento non sempre si trasformano in una riduzione dei conferimenti a discarica. Così come non sembrano esser sufficienti a raggiungere una sostenibilità del sistema i soli meccanismi di mercato, che per quanto stiano orientando le performance di gestione dei rifiuti non riescono a ridurre la quantità prodotta. Non solo, ma in assenza di interventi dall'esterno, una maggiore consapevolezza e un maggior *commitment* ambientale di talune zone, uniti a razionalità economiche differenti possono portare a crescenti divergenze in termini di performance tra le diverse aree. La sola parziale convergenza del sistema italiano, per quanto non sia in se preoccupante, sottolinea l'esigenza di uno sforzo regolativo a livello nazionale e sovranazionale, in grado di generare un circuito virtuoso capace di portare ad un *delinking* tra crescita economica e produzione di rifiuti, così come sta avvenendo per i conferimenti a discarica. Vi è quindi forte necessità di una nuova ondata legislativa, che come era già avvenuto per la direttiva *landfill*, sia in grado di indurre a cascata gli stati membri a porre in essere politiche nazionali di nuova concezione in grado di ridurre la quantità di rifiuti prodotti, che è e deve esser l'obiettivo ultimo da raggiungere nonché l'unica via per una sostenibilità del settore.

BIBLIOGRAFIA

Aldy, J. E. (2006). Per capita carbon dioxide emissions: convergence or divergence? *Environmental and Natural Resource Economics*, 33 (4), 533–555.

Andersen, F., Larsen, H., Skovgaard, M., Isoard, S., & Moll, S. (2007). A European model for waste and material flows. *Resources, Conservation and Recycling*, 49 (4), 421-35.

Andreoni, A., & Levinson, J. (2001). The Simple Analytics of the Environmental Kuznets Curve. *Journal of Public Economics*, 80 (2), 269-86.

Antweiler, W., Copeland, B., & Taylor, M. S. (2001). Is Free Trade Good for the Environment? *American Economic Review*, 91 (4), 877-908.

APAT. (1999). *Rapporto rifiuti 1999*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2000). *Rapporto rifiuti 2000*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2001). *Rapporto rifiuti 2001*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2002). *Rapporto rifiuti 2002*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2003). *Rapporto rifiuti 2003*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2004). *Rapporto rifiuti 2004*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2005). *Rapporto rifiuti 2005*. Roma: Ministero dell'ambiente.

APAT. (2006). *Rapporto rifiuti 2006*. Roma: Ministero dell'ambiente.

Arrow, K., Bolin, B., Costanza, R., Dasgupta, P., Maler, K. G., Perrings, C. A., et al. (1995). Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science*, 268, 520–521.

Atlas, M. (2002). Few and Far Between? An environmental equity analysis of geographic distribution of hazardous waste generation. *Social science quarterly*, 83 (1), 365-378.

Barassi, M. R., Cole, M. A., & Elliot, R. J. (2007). Stochastic Divergence or Convergence of Per Capita Carbon Dioxide Emissions: Re-examining the Evidence. *Environmental Resource Economics*, 40, 121–137.

Barbier, E. B., & Burgess, J. C. (2001). The Economics of Tropical Deforestation. *Journal of Economic Surveys*, 15, 413-433.

Barro, R. J., & Sala-i-Martin, X. (2003). *Economic Growth*. MIT Press.

Barro, R. J., & Sala-i-Martin, X. (1991). Convergence across states and regions. *Brookings Papers on Economic Activity*, 1, p. 107–182.

- Beckerman, W. (1992). Economic growth and the environment: whose growth? Whose environment? *World Development* , 20, 481–496.
- Beede, D., & Bloom, D. (1995). The economics of municipal solid waste. *Land economics* , 71, 57–64.
- Berrens, R., Bohara, A., Gawande, K., & Wang, P. (1998). Testing the inverted U hypothesis for US hazardous waste. An application of the generalized gamma model,. *Economic Letters* , 55 (3), 435-40.
- Berrens, R., Bohara, A., Wang, P., & Gawande, K. (1998). A risk based environmental Kuznets curve for US hazardous waste sites. *Applied Economics Letters* , 5, 761-63.
- Bhagwati, J. (1993). The case for free trade. *Scientific American* , 42-49.
- Borghesi, S. (2001). The Environmental Kuznets Curve: A Critical Survey. In M. Franzini, & A. Nicita, *Economic Institutions and Environmental Policy*. London: Ashgate.
- Brisson, I., & Pearce, D. (1995). Benefit Transfer for Disamenity from Waste Disposal. *CSERGE Working Paper 6*. London: University College London.
- Brock, W., & Taylor, S. (2004). The Green Solow Model. *NBER Working Papers 10557*. Cambridge MA: NBER.
- Burnley, S. (2001). The impact of the European Landfill Directive on waste management in the United Kingdom. *Resources, Conservation and Recycling* , 31, 349–58.
- Caplan, A., Jackson-Smith, D., & Grijalva, T. (2007). Using choice question formats to determine compensable values: the case of a landfill-siting process. *Ecological Economics* , 60, 834–46.
- Chavas, J. P. (2004). On impatience, economic growth and the EKC: a dynamic analysis of resource management. *Environmental and Resource Economics* , 28, 123–52.
- Chimeli, A., & Braden, J. (2005). Total factor productivity and the environmental Kuznets curve. *Journal of Environmental Economics and Management* , 49, 366–80.
- Choe, C., & Fraser, I. M. (1997). An Economic Analysis of Household Waste Management. *discussion paper A97.11*. School of Business, La Trobe University, Victoria.
- Choe, C., & Fraser, I. (1998). The economics of household waste management: a review. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* , 42 (3), 269-302.
- Cole, M. A. (2003). Development, trade, and the environment: how robust is the Environmental Kuznets Curve? *Environment and Development Economics* , 8, 557-580.
- Cole, M. A., & Elliott, R. J. (2003). Determining the Trade-Environment Composition Effect. *Journal of Environmental Economics and Management* , 46 (3), 363-83.
- Cole, M., Rayner, A., & Bates, J. (1997). The EKC: an empirical analysis. *Environment and Development Economics* , 2, 401-16.

- Convery, F., Ferreira, S., & Gallagher, L. (2008). Host Community attitudes towards solid waste infrastructures: comprehension before compensation. *Journal of environmental planning and management* , 51 (2), 233-57.
- Copeland, B., & Taylor, M. S. (2004). Trade, Growth and the Environment. *Journal of Economic Literature* , 42 (1), 7-71.
- Dasgupta, S., Laplante, B., Wang, W., & Wheeler, D. (2002). Confronting the environmental Kuznets Curve. *The journal of economic perspective* , 16 (1), 147-168.
- Dasgupta, S., Mody, A., Roy, S., & Wheeler, D. (2001). Environmental regulation and development: a cross country empirical analysis. *Oxford development studies* , 29 (2), 173-87.
- De Bruyn, S. M. (2000). *Economic growth and the environment: An empirical analysis*. Dordrecht: Kluwer Academic Press.
- De Bruyn, S. M. (1997). Explaining the Environmental Kuznets Curve: structural change and international agreements in reducing sulphur emissions. *Environment and Development Economics* , 2, 485–503.
- De Bruyn, S. M., van den Bergh, J. C., & Opschoor, J. B. (1998). Economic Growth and Emissions: Reconsidering the Empirical Basis of Environmental Kuznets Curves. *Ecological Economics* , 25, 161-175.
- DEFRA/DTI. (2003). *Sustainable Consumption and Production Indicators*. London: DEFRA.
- Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological Economics* , 50, 233–47.
- Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. R. (1998). Environmental Kuznets Revisited - Time Series Versus Panel Estimation: The CO₂ Case. *OCFEB Research Memorandum No.9806*.
- Dinan, T. M. (1993). Economic efficiency of alternative policies for reducing waste disposal. *Journal of Environmental Economics and Management* , 25, 242-56.
- Dinda, S. (2001). A note on global EKC in case of CO₂ emission. Economic Research Unit, Indian Statistical Institute, Kolkata. Mimeo.
- Dinda, S. (2004). Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. *Ecological Economics* , 49, 431-455.
- Dobbs, I. (1991). Litter and waste management: disposal taxes versus user charges. *Canadian Journal of Economics* , 24, 221-7.
- EEA. (2003). *Assessment of information related to waste and material flows*. Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA. (2003). *Europe's environment: The third assessment*. Copenhagen: European Environmental Agency.

- EEA. (2003). *Evaluation analysis of the implementation of the packaging Directive*. . Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA. (2007). *The Road from Landfill to Recycling: Common Destination, Different Routes*. Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA&ETC/RWM. (2006). *Market-based instruments for environmental policy in Europe (Technical report No 8/2005)*. Copenhagen: European Environment Agency.
- Efaw, F., & Lanen, W. N. (1979). *Impact of User Charges on Management of Household Solid Waste, Cincinnati Municipal Environmental Research Lab, prepared by Mathtech, Inc*. Princeton, NJ.
- El-Fadel, M., Findikakis, A., & Leckie, J. (1997). Environmental impacts of solid waste landfill. *Journal of Environmental Management* , 50, 1–25.
- Eshet, T., Ayalon, O., & Shechter, M. (2004). A Meta-analysis of Waste Management Externalities: A Comparative Study of Economic and Non-economic Valuation Methods. Haifa: Israel, Mimeo.
- European Commission. (2003). *Towards a Thematic Strategy on Sustainable Use of Natural Resources*. Brussels: European Commission.
- Fenton, R., & Hanley, N. (1995). Economic instruments and waste minimisation: the need for discard-relevant and purchase-relevant instruments. *Environment and Planning A* , 27, 1317-28.
- Fischer Kowalski, M., & Amann, C. (2001). Beyond IPAT and Kuznets Curves: globalization as a vital factor in analyzing the environmental impact of socio economic metabolism. *Population and the environment* , 23.
- Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1995). Garbage, recycling, and illicit burning or dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* , 29, 78-91.
- Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1996). Household response to pricing garbage by the bag. *American Economic Review* , 86, 971-84.
- Galeotti, M., Manera, M., & Lanza, A. (2006). On the robustness of robustness checks of the environmental Kuznets Curve. *Nota di lavoro 22.2006, fondazione enrico mattei, www.feem.it* .
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The entropy law and the economic process*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press.
- Grossman, G. M., & Krueger, A. B. (1995). Economic growth and the environment. *Quarterly Journal of Economics* , 10, 353–377.
- Grossman, G. M., & Krueger, A. B. (1991). Environmental Impact of a North American Free Trade Agreement. *National Bureau of Economic Research (NBER), working paper series, vol. 3941*.
- Hanley, N., & Fenton, R. (1995). 'Economic instruments and waste minimisation: the need for discard-relevant and purchase-relevant instruments'. *Environment and Planning* , 27, 1317-28.

- Heil, M. T., & Selden, T. M. (1999). Panel stationarity with structural breaks: Carbon emissions and GDP. *Applied Economics Letters* , 6, 223–225.
- Highfill, J., & McAsey, M. (2001). Landfilling Versus “Backstop” Recycling when income is growing. *Environmental and resource economics* , 19, 37-52.
- Highfill, J., & McAsey, M. (1997). Municipal Waste management: recycling and Landfilling Space constraints. *Journal of urban Economics* , 41, 118-136.
- Hill, R. J., & Magnani, E. (2002). An Exploration of the Conceptual and Empirical Basis of the Environmental Kuznets Curve. *Australian Economic Papers* , 41, 239-254.
- Holtz-Eakin, D., & Selden, T. M. (1995). Stoking the fires?: CO2 emissions and economic growth. *Journal of Public Economics* , 57 (85–101).
- Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of political economics* .
- Huhtala, A. (1997). A post-consumer waste management model for determining optimal levels of recycling and landfilling. *Environmental and Resource Economics* , 10 (3), 301-14.
- IBRD. (1992). *World Development Report 1992. Development and the Environment*. New York: Oxford University Press.
- Jacobs, T. J., & Everett, J. W. (1992). Optimal scheduling of consecutive landfill operation with recycling. *Journal of environmental engineering* , 188, 420-429.
- Jenkins, R. R. (1993). *The Economics of Solid Waste Reduction: The Impact of User Fees*. Hampshire: Edward Elgar Publishing.
- Jenkins, R., Maguire, K., & Morgan, C. (2004). Host Community Compensation and Municipal Solid Waste Landfills. *Land Economics* , 80, 513-28.
- Johnstone, N., & Labonne, J. (2004). Generation of household solid waste in OECD countries: an empirical analysis using macroeconomic data. *Land Economics* , 80, 529-38.
- Karousakis, K. (2006). MSW generation, disposal and recycling: a note on OECD intercountry differences, paper presented at envecon 2006: Applied Environmental Economics Conference, 24th March 2006. London: the Royal Society.
- Kelly, D. (2003). On EKC arising from stock externalities. *Journal of Economic Dynamics and Control* , 27, 1367–90.
- Kuznets, S. (1955). Economic growth and income inequality. *American Economic Review* , 49, 1–28.
- Lang, J. C. (2005). Zero landfill zero waste: the greening of industry in Singapore. *International journal of environment and sustainable development* , 4, 331-51.
- Leigh, R. (2004). Economic growth as environmental policy? Reconsidering the Environmental Kuznets Curve. *Journal of Public Policy* , 24, 27-48.

Lieb, C. M. (2004). The environmental Kuznets curve and flow versus stock pollution: the neglect of future damages. *Environmental and Resource Economics* , 29, 483-506.

List, J. A. (1999). Have air pollutant emissions converged amongst U.S. regions? Evidence from unit-root tests. *Southern Economic Journal* , 66, 144–155.

Lucas, R. E., Wheeler, D., & Hettige, H. (1992). Economic development, environmental regulation and the international migration of toxic industrial pollution: 1960–1988. In P. Low, *International Trade and the Environment. World Bank Discussion Paper Paper No. 159*. Washington, DC: World Bank.

Lund, J. R. (1990). Least cost scheduling of solid waste recycling. *Journal of environmental engineering* , 116, 182-197.

Lusky, R. (1976). A Model of Recycling and Pollution Control. *The Canadian Journal of Economics / Revue canadienne d'Economie* , 9 (1), 91-101.

Malthus, T. (1953). *Saggio sul principio della popolazione*. Torino: Utet.

Mankiw, N. G., Romer, D., & Weil, D. N. (1992). A contribution to the empirics of economic growth. *Quarterly Journal of economics* , 107, 407–437.

Markandya, A., Pedroso, S., & Golub, A. (2004). Empirical analysis of national income and SO₂ emissions in selected European country. Nota di lavoro 1.2004, fondazione enrico mattei, www.feem.it.

Martin, A., & Scott, I. (2003). The effectiveness of the UK landfill tax. *Journal of Environmental Planning and Management* , 46, 673–89.

Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2005). Delinking and Environmental Kuznets Curves for waste indicators in Europe. *Environmental Sciences* , 2 (4), 409-425.

Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2006). Economic instruments and induced innovation: the European Directive on End-of-life Vehicles. *Ecological Economics* , 58, 318–37.

Mazzanti, M., Zoboli, R., & Montini, A. (2007). Municipal waste generation, socio-economic drivers and waste management instruments. Evidence from Italy using provincial panel data. *Quaderni di dipartimento*. Ferrara: DEIT, Dipartimento di Economia, Istituzioni e territorio.

McFarland, J. M. (1972). *Comprehensive Studies of Solid Waste Management*. Comprehensive Studies of Solid Waste Management, Final Report, Sanitary Engineering Research Laboratory, College of Engineering and School of Public Health, Report no. 72-3, University of California, Berkeley, CA.

Meadows, D. H., Meadows, D. L., Rand, J., & Behrens III, W. W. (1972). *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.

Miranda, M., Miller, J., & Jacobs, T. (2000). Talking trash about landfills: using quantitative scoring schemes in landfill siting processes. *Journal of Policy Analysis and Management* , 19, 3-22.

- Morris, G. E., & Holthausen, D. M. (1994). The economics of household solid waste generation and disposal. *Journal of Environmental Economics and Management* , 26, 215-34.
- Morris, J., & Read, A. (2001). The Uk landfill tax: an analysis of its contribution to sustainable waste management. *Resources, Conservation and Recycling* , 23, 259-70.
- Morris, J., Phillips, P., & Raed, A. (1998). The Uk landfill tax: an analysis of its contribution to sustainable waste management. *Resources, Conservation and Recycling* , 23, 259-70.
- OECD. (2002). *Indicators to measure Decoupling of Environmental Pressure from Economic Growth*. Paris: OECD.
- OECD. (2003). *Response Indicators for Waste Prevention within the OECD Area*. Paris: OECD.
- Ozawa, T. (2005). Hotelling rule and the landfill exhaustion problem : case of Tokyo city. *Studies in Regional science* , 35, 215- 30.
- Palmer, K., Sigman, H., & Walls, M. (1997). The cost of reducing municipal solid waste. *Journal of Environmental Economics and Management* , 33, 128-50.
- Panayotou, T. (1997). Demystifying the Environmental Kuznets Curve: Turning a Black box into a Policy tool. *Environmental and development Economics* , 2 (4), 465-84.
- Panayotou, T. (1993). Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development. *Working Paper WP238. Technology and Employment Programme, International Labour Office*. Geneva.
- Panayotou, T. (1995). Environmental Degradation at Different Stages of Economic Development, Beyond Rio: the Environmental Crisis and Sustainable Livelihoods in the Third World. In I. Ahmed, & J. Doeleman, *Beyond Rio: The Environmental Crisis and Sustainable Livelihoods in the Third World* (p. 13-36). London: MacMillan.
- Pearce, D. W. (2004). Does European Union waste policy pass a cost–benefit test? *World Economics* , 15, 115–37.
- Perman, R., & Stern, D. I. (2003). Evidence from panel unit root and cointegration tests that the environmental Kuznets curve does not exist. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* , 47, 325–347.
- Plourde, C. G. (1972). A model of waste accumulation and disposal. *The Canadian Journal of Economics / Revue canadienne d'Economique* , 5, 119-25.
- Powell, J., & Brisson, I. (1995). Benefit transfer for disamenity from waste disposal. *CSERGE working paper*. London: University College London.
- Ready, J. M., & Ready, R. C. (1995). Optimal pricing of depletable, replaceable resources: The case of landfilling Tipping fees. *Journal of environmental economics and management* , 28, 307-23.

Reschovsky, J. D., & Stone, S. E. (1994). Market incentives to encourage waste recycling: paying for what you throw away. *Journal of Policy Analysis and Management*, 13, 120-39.

Rostow, W. (1960). *The Stages of Economic Growth*. Cambridge: University Press.

Selden, T., & Song, D. (1994). Environmental Quality and Development: is there a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions? *Journal of Environmental Economics and Management*, 27, 147-162.

Sengupta, R. P. (1997). CO2 emission–income relationship: policy approach for climate control. *Pacific Asia Journal of Energy*, 7 (2), 207– 229.

Seok, Lim, J., & Missios, P. (2007). Does size really matter? Landfill scale impacts on property values. *Applied Economics Letters*, 14, 719–23.

Seppala, T., Haukioja, T., & Kaivo-Oja, J. (2001). The EKC hypothesis does not hold for direct material flows: EKC hypothesis tests for DMF in four industrial countries. *Population and the environment*, 23 (2).

Shafik, N. (1994). Economic Development and Environmental Quality: an Econometric Analysis. *Oxford Economic Papers*, 46, 757-773.

Shafik, N., & Bandyopadhyay, S. (1992). *Economic Growth and Environmental Quality: Time Series and Cross Section Evidence*. Washington DC: World Bank.

Shafik, N., & Bandyopadhyay, S. (1992). Economic Growth and Environmental Quality: Time Series and Crosscountry Evidence. *Background Paper for the World Development Report 1992*. Washington, DC: The World Bank.

Smith, L. V. (1972). Dynamics of Waste Accumulation: Disposal Versus Recycling. *The Quarterly Journal of Economics*, 86 (4), 600-616.

Stagl, S. (1999). Delinking Economic Growth from Environmental Degradation? A Literature Survey on the Environmental Kuznets Curve Hypothesis. *Working Paper Series of the Research – Focus Growth and Employment in Europe: Sustainability and Competitiveness No. 6*.

Stern, D. I. (1998). Progress on the Environmental Kuznets Curve? *Environment and Development Economics*, 3, 173-196.

Stern, D. I., Common, M. S., & Barbier, E. B. (1996). Economic growth and environmental degradation: The environmental Kuznets curve and sustainable development. *World Development*, 24, 1151–1160.

Strathman, J. G., Rufolo, A. M., & Mildner, G. C. (1995). The demand for solid waste disposal. *Land Economics*, 71 (1), 57-64.

Strazicich, M. C., & List, J. A. (2003). Are CO2 emission levels converging among industrial countries? *Environmental and Natural Resource Economics*, 24, 263–271.

Suri, V., & Chapman, D. (1998). Economic growth, trade and the energy: Implications for the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics*, 25, 195–208.

Taseli, B. (2007). The impact of the European Landfill Directive on waste management strategy and current legislation in Turkey's specially protected areas. *Resources, Conservation and Recycling* , 52, 119–35.

Torras, M., & Boyce, J. K. (1998). Income, inequality, and pollution: A reassessment of the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* , 25, 147–160.

UNEP. (2002). *Global status 2002: Sustainable Consumption and cleaner production*. . Paris: UNEP Division of technology, industry and Economics.

Unruh, G. C., & Moomaw, W. R. (1998). An alternative analysis of apparent EKC-type transitions. *Ecological Economics* , 25, 221-29.

Vincent, J. R. (1997). Testing for Environmental Kuznets Curves within a Developing Country. *Environment and Development Economics* , 2 (4), 417-432.

Wertz, K. L. (1976). Economic factors influencing households' production of refuse. *Journal of Environmental Economics and Management* , 2, 263-72.

Yang, H. L., & Innes, R. (2007). Economic incentives and residential waste management in Taiwan: an empirical investigation. *Environmental & Resource Economics* , 37, 489-519.