

Integrated waste management: environmental assessment and planning / Valutazione ambientale e pianificazione della gestione integrata dei rifiuti

Roland Clift

Ottimizzare i benefici e minimizzare i danni all'ambiente è un aspetto importante nella pianificazione e sviluppo di un sistema di gestione dei rifiuti. La Valutazione del Ciclo di Vita, con le necessarie e opportune integrazioni, è uno strumento utile per raggiungere questo obiettivo. Chi decide le scelte? Idealmente, il processo decisionale richiede che l'intera analisi coinvolga tutti quanti hanno un interesse legittimo nella decisione. La speranza è che il procedere in questo modo escluda i punti di vista estremi, non rappresentativi o limitati ed ossessivi (assieme ai "matti" dichiarati).

One concern – by no means the only concern – in planning and developing a system for waste management is to optimise environmental benefits and minimise environmental damage. The purpose of this contribution is to outline a common approach to evaluating environmental impacts – **Life Cycle Assessment (LCA)** – and to show how it can be used in structured processes to plan and develop waste management policies and systems.

*Life Cycle Assessment, also sometimes known as “Cradle-to-Grave” Assessment, is a general approach to evaluating the total environmental impacts of providing a product or service¹. The basic approach is shown schematically in Figure 1. The established approach to managing and regulating an industrial process examines the flows of energy (E) and materials (M) into and out of the plant and also the wastes and emissions (W) arising (see system boundary 1 in Figure 1). This approach is sometimes called **Integrated Pollution Control (IPC)**: it is “integrated” in the sense that it considers emissions to all receiving media, i.e. to air, water and land. By contrast, LCA considers the whole supply chain (system boundary 2), including the origi-*

Un aspetto importante – anche se sicuramente non l'unico – nella pianificazione e sviluppo di un sistema di gestione dei rifiuti è l'ottimizzazione dei benefici e la minimizzazione dei danni all'ambiente. Lo scopo di questo articolo è descrivere sinteticamente un approccio per valutare gli impatti ambientali – la **Valutazione del Ciclo di Vita (LCA)** – e mostrare come esso possa essere usato in processi strutturati di pianificazione e sviluppo di politiche e sistemi di gestione dei rifiuti.

La Valutazione del Ciclo di Vita, anche nota come Valutazione “dalla Culla alla Tomba”, è un approccio generale per valutare gli impatti ambientali complessivi che si generano nel fornire un prodotto o un servizio¹. L'approccio di base è mostrato schematicamente in Figura 1. Per gestire e regolare un processo industriale, esso esamina i flussi di energia (E) e materiali (M) in ingresso e in uscita dal sistema così come i rifiuti e le emissioni (W) che da esso si generano (si vedano i confini del sistema 1 in Figura 1).

Questo approccio è a volte chiamato **Controllo Integrato dell'Inquinamento (IPC)**: è integrato nel senso che considera le emissioni di tutti i comparti ambientali riceventi, cioè aria, acqua e

¹ For a complete account of LCA, including the history of the development of the approach, see *The Hitch-hiker's Guide to LCA* by H. Baumann and A.-M. Tillman, Studentlitteratur, Lund (2004).

¹ Per un resoconto completo sulla LCA, inclusa la storia dello sviluppo dell'approccio, si veda *The Hitch-hiker's Guide to LCA* di H. Baumann e A.-M. Tillman, Studentlitteratur, Lund (2004).

nal sources of the materials and energy, and also the use of the product and recycling or disposal after use. One of the reasons for using life cycle assessment is to ensure that changes to the process intended to improve its environmental performance do not merely transfer environmental impacts or resource inputs to other parts of the supply chain – a phenomenon known as **burden shifting**. As an obvious example, removing a boiler or generating plant from the process and importing electricity instead will usually reduce the direct wastes and emissions from the process but at the expense of increased wastes and emissions elsewhere in the energy supply system.

One of the features of life cycle assessment is that, correctly applied, it gives a complete picture of the environmental impacts of providing a product or service but without giving sufficient information to support decisions on where a particular process should be located: i.e. it supports choice of the technology to be used but not the site where a plant should be built. Figure 2 shows schematically the types of decision which normally have

suolo. Per contro, la LCA considera l'intero ciclo (confini del sistema 2), includendo le sorgenti primarie dei materiali e dell'energia, ma anche l'utilizzo del prodotto nonché il suo riciclo e smaltimento dopo l'uso. Una delle ragioni per utilizzare la valutazione del ciclo di vita è assicurare che cambiamenti del processo mirati a migliorare la sua prestazione ambientale non portino ad un mero trasferimento degli impatti ambientali e dei consumi di risorse ad altre parti del ciclo – un fenomeno noto come **spostamento del carico ambientale**. Come semplice esempio, si pensi alla rimozione di una caldaia o di un impianto di generazione di energia da un processo con la scelta di importare elettricità dalla rete: si ridurranno i rifiuti e le emissioni dirette dall'impianto ma a spese di maggiori rifiuti ed emissioni in qualche altro punto del sistema di approvvigionamento di energia.

Una delle caratteristiche della valutazione del ciclo di vita è che, se correttamente applicata, essa fornisce un quadro completo degli impatti ambientali connessi alla produzione di un prodotto

Figure 1. The basis of Life Cycle Assessment.

1 = Integrated Pollution Control (IPC). 2 = LCA. M = Materials. E = Energy. W = Wastes and emissions.

Figura 1. La base della valutazione del ciclo di vita. 1 = Controllo integrato dell'inquinamento. 2 = LCA. M = Materiali. E = Energia. W = Rifiuti ed emissioni.

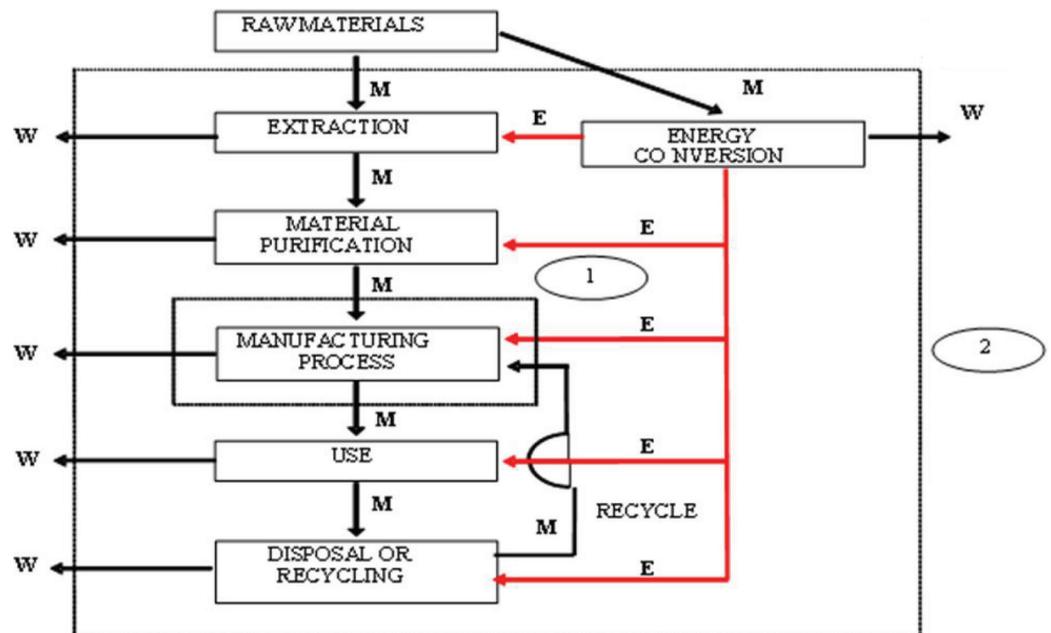
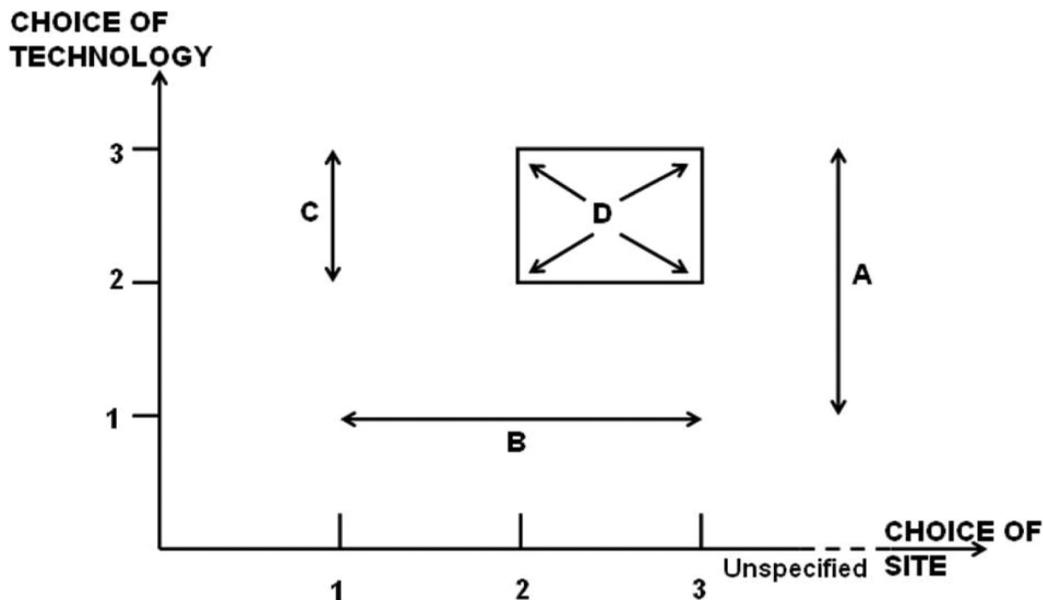


Figure 2. Life Cycle Assessment and Environmental Impact Assessment.
 Figura 2. Valutazione del ciclo di vita e valutazione di impatto ambientale.



to be made, in general but including the specific case of waste management. LCA is the appropriate tool to support choice of technology when the site has not been selected (Case A) or the choice of technology to be used at an identified site (Case C). A completely different tool – some form of **Environmental Impact Assessment (EIA)** – is appropriate where the technology is known but it is necessary to decide where to locate it (Case B). Where both the technology and the site must be chosen (Case D), a combination of LCA and EIA must be used.

LCA as a general tool

The development of LCA as a general tool for analysing the environmental performance of industrial systems dates from the 1970s. By the 1990s it had become apparent that some standardisation of approach was needed to ensure that the tool could not be distorted to make spurious claims about environmental performance. The first international standards – ISO 14040: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Prin-

o servizio ma senza dare informazioni sufficienti a supportare decisioni su dove dovrebbe essere localizzato un particolare processo: essa cioè supporta la scelta della tecnologia da usare ma non quella del sito dove andrebbe collocata. La Figura 2 mostra schematicamente i tipi di decisione che in generale vanno presi, includendo anche il caso specifico della gestione rifiuti. La LCA è lo strumento appropriato a supportare la scelta della tecnologia quando il sito non è stato selezionato (caso A) o la scelta della tecnologia da usare in un sito identificato (caso C). Uno strumento completamente differente – un forma di **Valutazione di Impatto Ambientale (VIA)** – è invece appropriato quando la tecnologia sia nota ma sia necessario decidere dove localizzarla (caso B). Quando invece devono essere scelti sia la tecnologia sia il sito (caso D) va impiegata una combinazione di LCA e VIA.

La LCA come strumento generale

Lo sviluppo della LCA come uno strumento generale per analizzare le presta-

ciples and framework – was published in 1997. *Subsequent standards dealing with how LCA is to be applied were consolidated as ISO 14044: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, published in 2006. According to the ISO standards, carrying out an LCA involves the distinct phases shown in Figure 3.*

Goal and Scope Definition: *At the outset, it is necessary to define clearly the goal and scope of the study: e.g. is it to identify the main causes of environmental impact in a supply chain? Or is it to compare alternative technologies delivering the same function or service? In this case, processes common to the systems compared can be omitted. This will determine the extent of the system which the LCA must cover; i.e. it will lead to definition of the **system boundary**. It is also essential to define the **functional unit**; i.e. the quantity of product of service on which the study is based. It is also useful at this stage to distinguish between the set of activities which make up the **Foreground System** (i.e. the set of processes whose selection or mode of operation is affected directly by decisions based on the study) and the **Background System** (comprising all other processes which interact directly with the foreground system, usually by supplying materials or energy to the foreground or receiving materials or energy from it).*

*As shown in Figure 3, the next phase in conducting the LCA is **Inventory Analysis**, in which all the inputs of primary resources (including energy and fuels) and outputs of waste and emissions are identified and quantified in the form of an **inventory table**. Emissions to the atmosphere, to the water system and to land or ground-water must be included separately, going to the level of detail of distinguishing between different chemical compounds. This is usually a very labour-intensive task. It is helped by the distinction between Foreground and*

*zioni ambientali di un sistema industriale data all'incirca all'inizio degli anni '70. A partire dagli anni '90 apparve chiaro che fosse necessario una standardizzazione del processo per assicurare che lo strumento non potesse essere distorto per giungere ad affermazioni spurie sulle prestazioni ambientali. I primi standard internazionali – *ISO 14040: Gestione Ambientale – Valutazione del Ciclo di Vita – Principi ed Inquadramento* – furono pubblicati nel 1997. Gli standard successivi si riferiscono a come la LCA debba essere applicata ed andarono a costituire gli *ISO 14044: Gestione Ambientale – Valutazione del Ciclo di Vita – Requisiti e Linee Guida*, pubblicati nel 2006. In accordo con gli standard ISO, lo sviluppo di una LCA implica le fasi distinte riportate in Figura 3.*

Definizione degli scopi e degli obiettivi: preliminarmente, è necessario definire chiaramente scopi ed obiettivi dello studio: per es., si tratta di identificare le cause principali dell'impatto ambientale di una catena di approvvigionamento? O si tratta di confrontare tecnologie alternative che forniscono la stessa funzione o servizio? In questo caso, i processi comuni ai sistemi confrontati possono essere omessi. Ciò determinerà l'estensione del sistema che la LCA deve coprire: cioè la definizione dei **confini del sistema**. È anche essenziale definire l'**unità funzionale**, cioè la quantità di prodotto o servizio su cui lo studio è basato. È anche utile a questo stadio distinguere tra l'insieme delle attività che formano il **Sistema Centrale** (cioè l'insieme dei processi la cui scelta o modo di operazione è influenzata direttamente dalle decisioni basate sullo studio) e **Sistema di Fondo** (che comprende tutti gli altri processi che interagiscono direttamente con il sistema centrale, di solito fornendo ad esso materiali ed energia o ricevendo da esso materiali ed energia).

Come mostrato in Figura 3, la fase successiva nello sviluppo di una LCA è

Figure 3. Phases in Execution of a LCA.
 Figura 3. Fasi nell'esecuzione di una LCA.

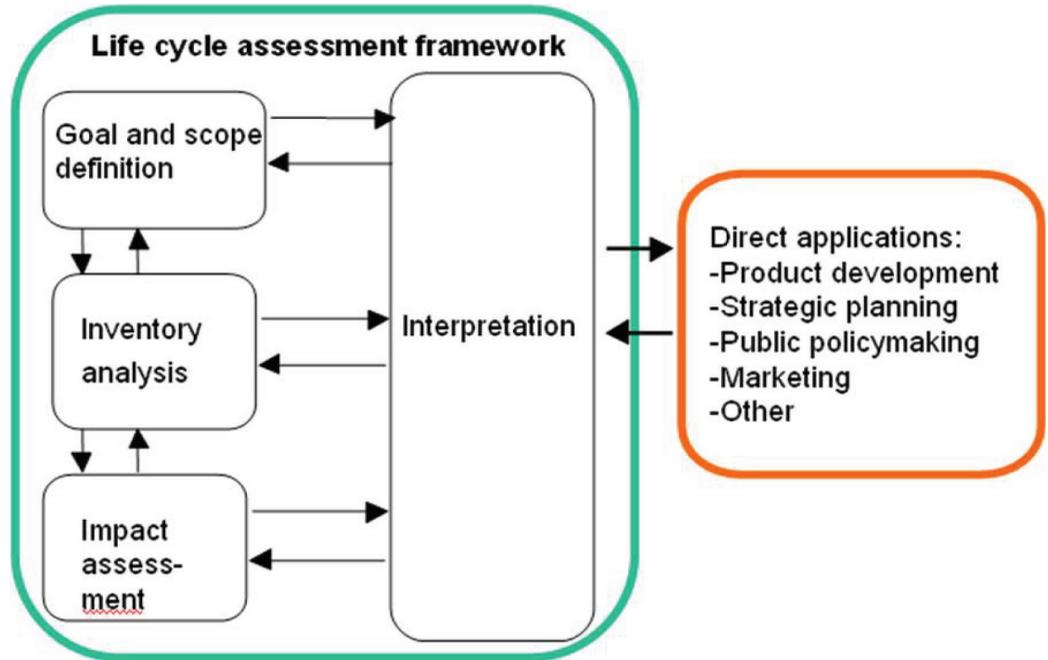
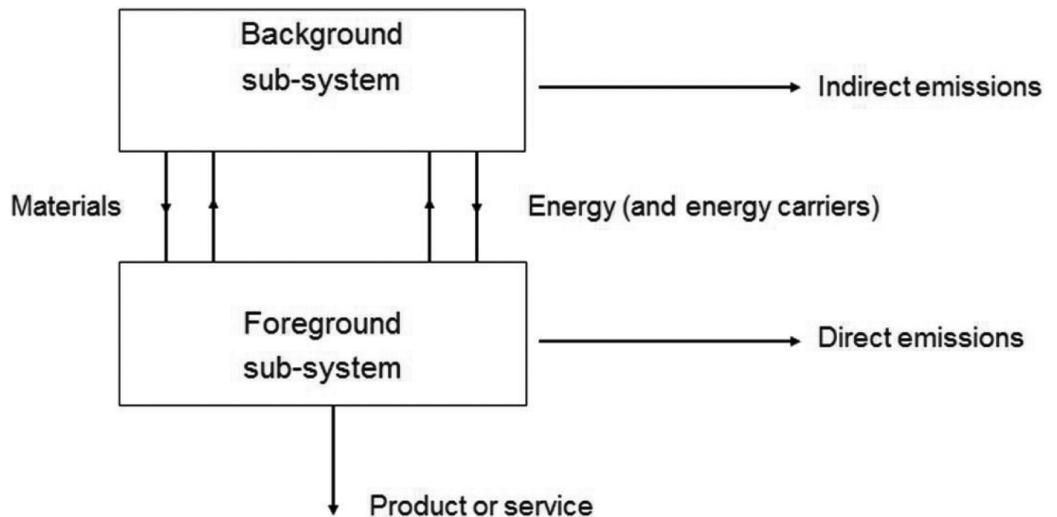


Figure 4. Foreground and Background (Sub-) Systems.
 Figura 4. (Sotto-) Sistemi centrale e di fondo.



Background: the inventory for the foreground is normally based on primary data, i.e. direct measurement or design figures for the foreground operations, but it is usually considered adequate to describe the background by average data for the economy in which the foreground system is embedded. A number of data-bases are available to provide secondary

l'Analisi di Inventario, in cui tutti gli input di risorse primarie (incluso energia e combustibili) e gli output di rifiuti ed emissioni sono identificati e quantificati in una **tavola di inventario**. Emissioni in atmosfera, nel sistema delle acque superficiali e sotterranee e nel suolo devono essere inclusi separatamente, con un livello di dettaglio

background data; this significantly reduces the time and effort needed to compile the inventory table.

*The result of the inventory analysis is an inventory table containing a large body of data, usually too detailed to provide the basis for interpretation of the outcome of the study. It is therefore followed by the phase termed (Life Cycle) Impact Assessment (LCIA), in which the inventory table is translated into quantified contributions to a set of recognised impact categories, including resource use. Table 1 summarises the set of impact categories commonly used in LCIA. There is a distinction between the **global impacts** of climate change and stratospheric ozone depletion, which are global in the sense that the impact does not depend on where an emission is released, and **regional or local impacts** which are dependent to some extent on the location of a release. In general, LCA has been developed to describe global impacts rather than site-specific effects (see Figure 2). Figure 5 summarises the approach taken in LCIA. For example, the impact of carbon dioxide emission are only in the category **global warming**. Emissions of chloro-fluoro-carbons (CFCs), formerly used as refrigerants, primarily cause ozone layer depletion but also contribute to global warming. Hydro-chloro-fluoro-carbons (HCFCs), which were introduced as substitutes for the ozone-depleting CFCs, have a much reduced effect on stratospheric ozone but at the expense of a substantial contribution to global warming. The emissions which are **classified** as contributing to global warming, for example, are then **characterised** by weighing them according to their **Greenhouse Warming Potential (GWP)** relative to the reference compound, which is carbon dioxide for this impact category. Summing the contributions gives the total contribution of the life cycle to global warming, expressed as an equivalent quantity of carbon dioxide per functional unit.*

che consenta di distinguere differenti composti chimici. Questa è tipicamente una fase che richiede molto lavoro ma che è aiutata dalla distinzione tra sistema centrale e di fondo: l'inventario del primo è di solito basato su dati primari, cioè misure dirette o dati di progetto per le operazioni principali mentre è di solito considerato adeguato descrivere lo scenario di fondo tramite dati medi relativi all'economia in cui il sistema principale è inserito. Un certo numero di banche dati sono oggi disponibili in commercio per fornire dati secondari al sistema di fondo, riducendo così significativamente il tempo e le difficoltà per compilare la tabella di inventario.

Il risultato dell'analisi di inventario è quindi una tabella di inventario che contiene una grande quantità di dati, spesso troppo dettagliati per fornire una base per l'interpretazione del risultato dello studio. È pertanto seguita dalla fase chiamata Valutazione Ambientale del Ciclo di Vita (LCIA), in cui la tabella di inventario è tradotta in contributi quantificati ad un insieme di riconosciute categorie di impatto, che includono l'uso di risorse. La Tabella 1 riassume l'insieme di categorie di impatto che sono comunemente impiegate nella LCIA. Esiste una distinzione tra gli **impatti globali** del cambiamento climatico e dell'assottigliamento della fascia di ozono stratosferico, che sono globali nel senso che l'impatto non dipende da dove l'emissione è rilasciata, e gli **impatti regionali o locali**, che dipendono invece in una qualche misura dalla localizzazione del rilascio.

In generale, la LCA è stata sviluppata per descrivere gli impatti globali piuttosto che gli effetti sito-specifici (si veda la Figura 2). La Figura 5 sintetizza l'approccio usato nella LCIA. Per esempio, gli impatti dell'emissione di anidride carbonica sono solo nella categoria **risaldamento globale**. Le emissioni di cloro-fluoro-carburi (CFC), impiegate

Resources / Risorse	Abiotic Depletion Potential / Potenziale di riduzione abiotica	
	Energy Depletion Potential / Potenziale di riduzione energetica	
Emissions / Emissioni	Global / Globale	Global Warming Potential / Potenziale di riscaldamento globale
		Ozone Depletion Potential / Potenziale di riduzione della fascia di ozono
	Regional/local / Regionale/locale	Acidification Potential / Potenziale di acidificazione
		Photochemical Oxidant Creation Potential (POCP) / Potenziale di smog fotochimico
		Human Toxicity / Tossicità umana
		Aquatic/Terrestrial Ecotoxicity / Ecotossicità acquatica/terrestre
		Eutrophication Potential / Potenziale di eutrofizzazione

Table 1.
Tabella 1.

*This approach to Life Cycle Impact Assessment converts the extensive inventory table into a much smaller, and therefore more intelligible, set of environmental impacts which are intended to meet the goal of the study. Some studies aggregate the impacts into a single environmental impact score by weighting and adding them in the process termed **Valuation**. The weighting factors are commonly given by estimates of the economic **damage cost** for each impact category. However, there are arguments, introduced later in this article, against carrying out Valuation. An alternative is to explore the significance of the different impacts by **normalising** them, by expressing each as*

in passato come refrigeranti, causano principalmente l'assottigliamento della fascia di ozono ma contribuiscono anche al riscaldamento globale. Gli idro-cloro-fluoro-carburi (HCFC), che sono stati introdotti come sostituti dei CFC ozono-riducenti, hanno un effetto molto ridotto sull'ozono stratosferico ma a spese di un contributo rilevante al riscaldamento globale. Le emissioni che sono **classificate** come contribuenti al riscaldamento globale sono poi **caratterizzate** pesandole in accordo al loro **Potenziale di Riscaldamento Globale** (GWP) relativo al composto di riferimento, che per questa categoria di impatto è l'anidride carbonica. Sommando

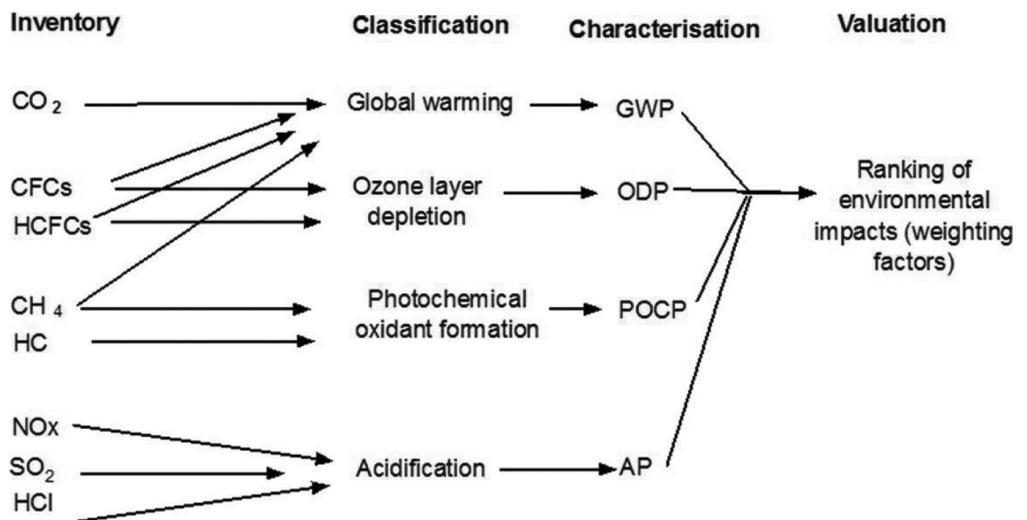


Figure 5. Life Cycle Impact Assessment.
Figura 5. Valutazione dell'impatto del ciclo di vita.

a fraction of the impacts of all human activities globally or in some geographical or economic area. Common experience is that normalisation identifies a small number of impacts – frequently only two or three – as dominating the impacts of the life cycle.

*LCA as a general tool has become firmly embedded in environmental policy, notably in the European Union. It also provides the basis for consumer labels, including **ecolabels** which are intended to identify products and services with improved environmental performance and **footprint** labels which show, for example, the total quantity of greenhouse gas emissions from the supply chain (i.e. the **carbon footprint**) or the total quantity of water used (i.e. the **water footprint**).*

Applying LCA to waste management

LCA is also established as a tool to guide the development of waste management policies and systems, although this requires some adaptation of the general approach outlined in the previous section².

It is usual to define the functional unit for the study as the treatment of a defined quantity of waste or the waste from a defined area or number of households. Thus, rather than being a truly cradle-to-grave analysis, the system studied begins at the point where material becomes defined as waste and does not include the activities which generate the waste (see Figure 6). The waste management operations, including transport, then make up

² For an introduction to the application of LCA to waste management, see R. Clift, A. Doig and G. Finnveden: "The application of life cycle assessment to integrated solid waste management: Part I – methodology", Trans. IChemE (Process Safety and Environmental Protection), Vol. 78, pp. 279-287 (2000).

i contributi si ha il contributo totale del ciclo di vita al riscaldamento globale, espresso come una quantità equivalente di anidride carbonica per la unità funzionale scelta.

Questo approccio alla Valutazione del Ciclo di Vita converte l'estesa tabella di inventario in un insieme molto più piccolo, e quindi più intellegibile, di impatti ambientali, che rappresentano l'obiettivo dell'analisi. Alcuni studi aggregano gli impatti in un singolo valore di impatto ambientale, pesandoli ed addizionandoli all'interno del processo chiamato **Stima**. I fattori di peso sono comunemente forniti da stime del **costo del danno** economico per ogni categoria di impatto. Comunque, esistono argomenti, introdotti più in là in questo articolo, che si oppongono alla fase di Stima. Un'alternativa è studiare il significato dei diversi impatti **normalizzandoli**, esprimendoli cioè come una frazione degli impatti di tutte le attività umane globalmente o in alcune aree geografiche o economiche. L'esperienza comune è che la normalizzazione individua un piccolo numero di impatti - frequentemente solo due o tre - come impatti dominanti del ciclo di vita.

La LCA come strumento generale è oggi saldamente inserita nella politica ambientale, specialmente nell'Unione Europea. Essa fornisce la base per le etichette dei consumatori, incluse le **ecolabel**, che intendono identificare prodotti e servizi con migliorata prestazione ambientale, e le etichette **footprint**, che mostrano, per esempio, la quantità totale di emissioni di gas serra nel ciclo (la **carbon footprint**) o la quantità totale di acqua usata (la **water footprint**).

Applicazione della LCA alla gestione rifiuti

La LCA è anche uno strumento per guidare lo sviluppo di politiche e di sistemi

the foreground system, while the background is the rest of the economy which provides energy (e.g. electrical power) and materials (e.g. transport fuel) to the foreground waste management activities, or receives material or energy recovered from the waste (e.g. energy recovered as electricity and/or steam generated by thermal treatment of waste).

The usual assumption is that the other outputs from the background economy are unaffected by the waste treatment, so that materials or energy recovered from waste offsets production in the background. This enables the credits for material or energy recovery to be calculated on a consistent basis³. The total inventory for the foreground waste management system is calculated as:

- **Direct burdens** arising from the foreground processes
- **Plus Indirect burdens** arising from materials and energy provided to the foreground
- **Minus Avoided burdens** displaced from the background by materials and energy recovered from waste in the foreground.

Impact assessment is carried out in the usual way. The impacts revealed by normalisation as most significant invariably include global climate change. Where waste is land-filled, emissions of methane are commonly significant contributors to this impact. Of the impacts listed in Table 1, toxicity is usually important, arising from leakage of leachates from landfills or atmospheric emissions from thermal treatment. Less obviously quantifiable

³ *There is a continuing discussion amongst LCA practitioners over whether the background inventory should be described by the average for the whole economy or by the marginal activities which respond to changes in demand or recovery in the foreground waste management operations. See, for example, B. Weidema: "Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment", Journal of Industrial Ecology, Vol. 4 (3), pp. 11-33 (2000).*

di gestione rifiuti, benché questo richieda alcuni adattamenti dell'approccio generale delineato nei paragrafi precedenti².

L'unità funzionale dello studio è usualmente definita come il trattamento di una definita quantità di rifiuto o del rifiuto prodotto da un'area specifica o da un certo numero di famiglie. In tal modo, piuttosto che essere una vera analisi "dalla culla alla tomba", il sistema studiato comincia dal punto in cui il materiale viene definito come rifiuto e non include le attività che generano il rifiuto (si veda la Figura 6). Le operazioni di gestione rifiuti, incluso il trasporto, costituiscono allora il sistema centrale, mentre quello di fondo è rappresentato dal resto dell'economia che fornisce energia (per es., l'elettricità) e materiali (per es., il combustibile per il trasporto) alle attività di gestione rifiuti del sistema centrale, o riceve materiali o energia recuperate dai rifiuti (per es., energia recuperata come elettricità e/o vapore dal trattamento termico dei rifiuti).

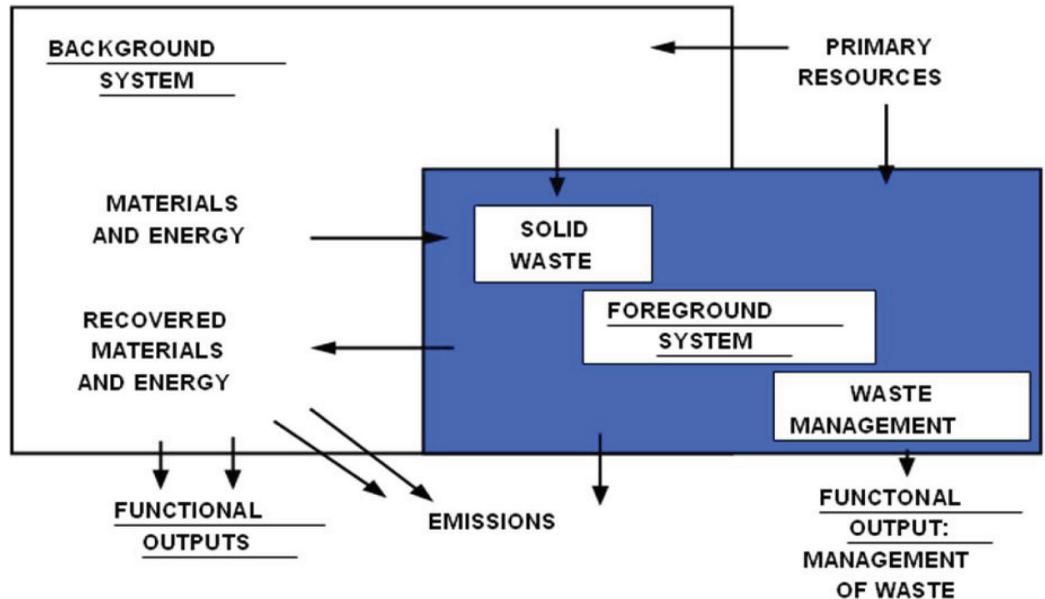
L'assunzione usuale è che gli altri output dall'economia di fondo non siano influenzati dal trattamento dei rifiuti, così che i materiali o l'energia recuperata dai rifiuti compensino la produzione degli stessi nel sistema di fondo. Ciò consente che i crediti per il recupero di materia ed energia possano essere calcolati su una base coerente³.

² Per un'introduzione sull'applicazione della LCA alla gestione rifiuti, si veda, per es. R. Clift, A. Doig e G. Finnveden: "The application of life cycle assessment to integrated solid waste management: Part I – methodology", *Trans. IChemE*, Vol. 78, pp. 279-287 (2000).

³ C'è una discussione continua tra i professionisti della LCA relativa a se l'inventario dello scenario di fondo debba essere descritto con la media dell'intera economia o con le attività marginali che rispondono ai cambiamenti nella domanda o ai recuperi nelle operazioni di gestione rifiuti dello scenario principale. Si veda, per es. B. Weidema: "Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 4 (3), pp. 11-33 (2000).

Figure 6. Foreground and Background in Waste Management (after Clift et al. 2000).

Figura 6. Sistema centrale e di fondo nella gestione dei rifiuti (da Clift et al. 2000).



impacts include noise, odour and disruption due to traffic movements.

Using environmental information in public sector decisions

Life Cycle Assessment was originally developed as an expert technical tool. Insensitive use of the tool or the results has, in the past, provoked some opposition to using LCA in decisions like those involved in waste management. To explore why this is and how to use LCA to better effect, it is necessary to introduce some ideas from decision theory. A classification of decisions from the field of multi-objective optimisation is helpful. It is summarised here in Figure 7. A fundamental distinction is made between two classes of multi-objective decision problems:

- **Single Decision-maker Problems** in which the decision is to be made either by one individual or by a group who share the same concerns. In practice, the key characteristic of this class is not whether the decision rests with a single individual. Rather, it is that

L'inventario totale per il sistema di gestione rifiuti centrale è calcolato quindi come:

- **Carichi diretti** che provengono dai processi del sistema centrale
- **Più Carichi Indiretti** che provengono da materiali ed energia forniti al sistema centrale
- **Meno Carichi Evitati** sostituiti nel sistema di fondo da materiali ed energia recuperati dai rifiuti nel sistema centrale.

La valutazione di impatto è condotta nel modo usuale. Gli impatti ottenuti dalla normalizzazione come più rilevanti includono invariabilmente il cambiamento climatico globale. Quando il rifiuto è conferito in discarica, le emissioni di metano comunemente contribuiscono in maniera significativa a questo impatto. Tra gli impatti elencati in Tabella 1, la tossicità è di solito importante, come derivante dai rilasci di percolato dalle discariche o dalle emissioni atmosferiche dai trattamenti termici. Impatti meno ovviamente quantificabili includono il rumore, gli odori e i disturbi dovuti ai movimenti di traffico.

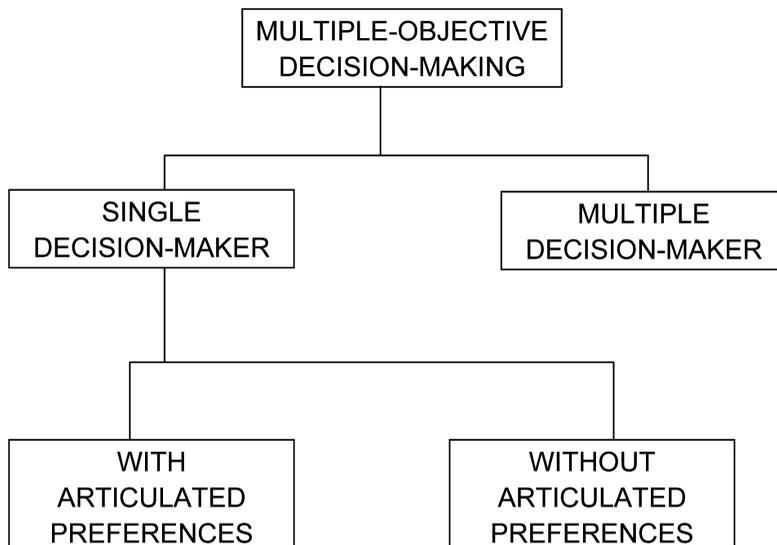
the criteria on which the decision is to be based have been agreed in advance – i.e. on whether some normative process (which might be explicit or implicit) has been followed to define the criteria for the decision.

- **Multiple Decision-maker Problems** where the decision is “open”: i.e. the decision criteria are not defined in advance, even implicitly. Rather, they have to be elicited in the course of the decision process. Decisions in the public sector – for example, decisions over how to treat solid waste – are usually in the multiple decision-maker category.

*Within the single decision-maker category, there is a further distinction between decisions with and without **prior articulation of preferences**. The case with articulated preferences describes decisions where not only have the criteria been defined; they have been assigned weights or scores or ranks which quantify the extent to which performance against one criterion can be “traded off” against some other objective. In Life Cycle Assessment (LCA), this process corresponds to the Valuation phase. The widespread*

Figure 7.
Classification of multiple-objective decisions.

Figura 7.
Classificazione delle decisioni multi-obiettivo.



Utilizzo dell'informazione ambientale nel settore delle decisioni pubbliche

La Valutazione del Ciclo di Vita è stata originariamente sviluppata come uno strumento tecnico esperto. Un utilizzo poco attento dello strumento o dei risultati ha in passato provocato alcune opposizioni all'impiego della LCA in decisioni come quelle connesse alla gestione rifiuti. Per indagare il perché e come utilizzare la LCA per risultati migliori, è necessario introdurre alcune idee dalla teoria delle decisioni. È utile una classificazione delle decisioni dal settore dell'ottimizzazione multi-obiettivo, come quella sintetizzata nella Figura 7. C'è una distinzione fondamentale tra due classi di problemi di decisione multi-obiettivo:

- **Problemi con Decisore Singolo** in cui la decisione deve essere presa da un singolo o da un gruppo che condivide gli stessi interessi. Nella pratica, la caratteristica chiave di questa classe non è che la decisione dipenda da un singolo individuo. Piuttosto, è che i criteri sui quali la decisione deve essere basata siano stati concordati in anticipo – cioè se un processo normativo (esplicito o implicito) sia stato seguito per definire i criteri per la decisione.
- **Problemi con Decisore Multiplo** dove la decisione è “aperta”: cioè i criteri della decisione non sono definiti in anticipo, neanche implicitamente. Piuttosto, essi devono essere definiti nel corso di un processo decisionale. Le decisioni nel settore pubblico – per es., le decisioni su come trattare i rifiuti solidi – sono usualmente nella categoria con decisore multiplo.

Nella categoria del decisore singolo, c'è un'ulteriore distinzione tra decisioni con e senza **articolazione preliminare di priorità**. Il caso con **priorità articolate**

*approach of **Cost-Benefit Analysis** also falls into this category: all measures of performance or impact are reduced to a single metric, expressed in monetary terms, so that the decision process is reduce to selecting or optimising on a single objective⁴.*

*The category **single decision-maker without articulated preferences** describes cases in which the criteria for the decision are agreed in advance, explicitly or implicitly, but the “trade-offs” between different objectives are considered explicitly in reaching a decision rather than being reduced in advance to a single objective function⁵. LCA without valuation readily lends itself to this kind of decision.*

*The classification summarised in Figure 7 helps to understand why it is important to match the process of reaching a decision to the type of decision to be made, using the principle of **proportionality** – fitting the approach and tools to the purpose in hand.*

Decisions within a commercial organisation are usually in the single decision-maker category. The decision criteria relate to the economic performance of

descrivere le decisioni dove non solo sono stati definiti i criteri; sono stati anche assegnati pesi o punteggi o graduatorie che quantificano il grado per il quale la prestazione relativa ad uno specifico criterio possa essere “compensata” da quella riferita ad un altro obiettivo. Nella LCA, questo processo corrisponde alla fase di Stima. L’approccio molto diffuso dell’**Analisi Costi-Benefici** ricade anche in questa categoria: tutte le misure di prestazione o di impatto sono ridotte ad una metrica singola, espressa in termini monetari, così che il processo decisionale si riduce a selezionare od ottimizzare un solo obiettivo⁴.

La categoria **decisore singolo senza priorità articolate** descrive casi in cui i criteri per la decisione sono concordati in anticipo, esplicitamente o implicitamente, ma le “compensazioni” tra differenti obiettivi sono considerate esplicitamente per raggiungere una decisione piuttosto che essere ridotte preliminarmente ad una singola funzione obiettivo⁵. La LCA senza la fase di stima si riduce a questo tipo di decisione.

La classificazione sintetizzata in Figura 7 aiuta a comprendere perché sia im-

4 For a more complete and systematic discussion of decision processes and their applications, see L. Elghali, R. Clift, K.G. Begg and S. McLaren: “Decision support methodology for complex contexts”, *Engineering Sustainability*, Vol. 6, pp.7-22 (2008).

5 Techniques to present information for the category **single decision-maker without articulated preferences** have been developed, commonly based on the non-inferior surface which defines the options for which it is impossible to improve one objective (e.g. an environmental impact) without worsening some other objective (e.g. economic cost). The approach is analogous to the Pareto surface used in welfare economics, but is more general: whereas all the parameters describing the Pareto surface are monetary, the parameters of the non-inferior surface for decisions involving environmental criteria are non-commensurable so that this approach deliberately avoids reducing them to a single monetary dimension. For more details see R. Clift: “Sustainable development and its implications for chemical engineering”, *Chemical Engineering Science*, Vol. 61, pp. 4179-4187 (2006).

4 Per una discussione più completa e sistematica sui processi decisionali e le loro applicazioni, si veda L. Elghali, R. Clift, K.G. Begg e S. McLaren: “Decision support methodology for complex contexts”, *Engineering Sustainability*, Vol. 6, pp.7-22 (2008).

5 Sono state sviluppate tecniche per presentare informazioni per la categoria **decisore singolo senza priorità articolate**, comunemente basate sulla superficie non-inferiore che definisce le opzioni per cui è impossibile migliorare un obiettivo (per es. un impatto ambientale) senza peggiorarne un altro (per es., i costi economici). L’approccio è analogo alla *Pareto surface* usata nelle economie del benessere ma è più generale: dove tutti i parametri che descrivono la Pareto surface sono monetari, i parametri della superficie non-inferiore per le decisioni che coinvolgono i criteri ambientali sono non-commensurabili così che questo approccio deliberatamente evita di ridurli ad una singola dimensione monetaria. Per maggiori dettagli si veda R. Clift: “Sustainable development and its implications for chemical engineering”, *Chemical Engineering Science*, Vol. 61, pp. 4179-4187 (2006).

the company, defined narrowly or with a longer term perspective – Net Present Value of a project, return on investment, shareholder value and so on.

*Routine processes requiring many discrete decisions are best treated as single decision-maker problems with prior articulation of preferences. Development and design of manufactured products are typical of this category, requiring many decisions over selection of components and materials. For this reason, **design-for-the-environment** – a systematic approach to improving the environmental performance of manufactured products, allowing for the life cycles of all the constituent materials – uses measures of environmental impact aggregated to a single number.*

Decisions which have major commercial or strategic implications but which lie within a single company or organisation are best treated as single decision-maker problems without prior articulation of preferences. Corporate investment decisions are usually addressed in this way. Selection and design of processes are also in this class; the approach summarised above to incorporate environmental criteria into these decisions recognises the classification explicitly.

Whose decision is it anyway?

Multiple decision-maker problems represent the most difficult class. However, decisions in the public sector – for example planning decisions or decisions over waste management policy – are usually in this category. Failure to recognise this, and try to use a simpler process which is actually designed for single decision-maker problems, can lead to spectacular failure of the decision process. In the public sector, attempts to quantify “social preferences” by establishing the significance which the general public attaches to a range of

portante coordinare il processo decisionale al tipo di decisione da prendere, usando il principio della **proporzionalità** – facendo incontrare l’approccio e gli strumenti allo scopo che ci si prefigge. Le decisioni all’interno di un’organizzazione commerciale sono di solito della categoria decisore singolo. I criteri decisionali sono relativi alla prestazione economica dell’azienda, definita con una prospettiva di breve o lungo termine – Valore Attuale Netto di un progetto, ritorno dell’investimento, valore per gli azionisti e così via.

I processi ripetitivi che richiedono molte decisioni distinte sono meglio trattati come problemi di decisore singolo con articolazione preliminare di priorità. Lo sviluppo ed il progetto di prodotti finiti sono tipici di questa categoria, che richiede diverse decisioni sulla scelta dei componenti e dei materiali. Per questo motivo, **progettare-per-l’ambiente** – un approccio sistematico al miglioramento della prestazione ambientale di prodotti finiti, sulla base dei cicli di vita di tutti i materiali costituenti – utilizza misure di impatto ambientale aggregate in un singolo valore.

Le decisioni che hanno maggiori implicazioni commerciali o strategiche ma che ricadono all’interno di una singola azienda o organizzazione sono meglio gestite come problemi di decisore singolo senza articolazione preliminare delle priorità. Le decisioni di investimenti corporativi sono di solito prese in questo modo. La scelta ed il progetto di processi ricadono anch’essi in questa classe; l’approccio sopra sintetizzato per incorporare i criteri ambientali all’interno di queste decisioni riconosce esplicitamente tale classificazione.

A chi spetta la decisione in ogni caso?

I problemi con decisore multiplo rappresentano la classe più complessa. In

scientifically-constructed environmental impact categories often fail because they are conceptually misconceived: if “the public” is not party to the normative process which defines the decision criteria they are being asked to weight criteria which may not correspond to public values or preferences; this is another example of trying to force multiple decision-maker problems into the single decision-maker mould. Furthermore, these methodological issues are overlain by fundamental questions over whether it is necessary or conceptually valid to reduce categorically different criteria to a single metric, particularly by monetary valuation.

*Discussions over waste management strategies and technologies and over the siting of facilities are clearly in the **multiple decision-maker** category of Figure 7. Environmental Impact Assessment (EIA) has developed a general approach or process for such decisions. Life Cycle Assessment (LCA) has to be applied in the same kind of way. Input by the non-expert public is needed at all stages in the analysis, starting with goal, scope and system definition. This may come as something of a culture shock to anyone accustomed to working in the private sector where decisions are in the single decision-maker class and therefore not normally subject to public engagement or scrutiny⁶. Ideally, the decision process requires the entire analysis to involve all **stakeholders**, where a stakeholder is defined as **an individual or an organisation with a legitimate interest in the decision**. Legitimacy is*

⁶ For a more extensive discussion of the role of technological expertise in deliberative decision-making, see C.A. Mitchell, A.L. Carew and R. Clift: Chapter 2 – “The role of the professional engineer and scientist in sustainable development”, pp. 29-55 in Sustainable Development in Practice (eds. A. Azapagic, S. Perdan and R. Clift), John Wiley & Sons, Chichester (2004).

particolare, le decisioni nel settore pubblico – per esempio quelle della pianificazione o quelle di politica di gestione rifiuti – ricadono in questa categoria. Se non lo si riconosce, e si prova ad usare un processo più semplice che è in realtà progettato per problemi con decisore-singolo, si può arrivare a fallimenti clamorosi nel processo decisionale. Nel settore pubblico, tentativi di quantificare le “priorità sociali” stabilendo il significato che il pubblico attribuisce ad un intervallo di categorie di impatto ambientale costruite scientificamente, spesso fallisce perché sono concettualmente fraintese: se “il pubblico” non è parte del processo normativo che definisce i criteri decisionali, esse sono impiegate per pesare criteri che possono non corrispondere alle priorità o ai valori del pubblico. Questo è un altro esempio di tentativo di forzare i problemi a decisore multiplo in una struttura a decisore singolo. Queste considerazioni metodologiche sono poi messe in secondo piano dalle questioni fondamentali sul se sia necessario o concettualmente valido ridurre criteri categoricamente differenti ad una stima metrica singola, in particolare su base monetaria.

Le discussioni sulle strategie e le tecnologie di gestione rifiuti e sulla localizzazione degli impianti ricadono chiaramente nella categoria di Figura 7 del **decisore multiplo**. La Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) ha sviluppato un approccio o processo generale per tali decisioni. La Valutazione del Ciclo di Vita (LCA) deve usare lo stesso percorso. È necessario un input da parte del pubblico non-esperto in tutti gli stadi dell’analisi, a partire dalla definizione di scopi, obiettivi e del sistema in oggetto. Ciò può apparire come uno shock culturale a qualcuno abituato a lavorare nel settore privato dove le decisioni sono nella classe del decisore singolo e quindi non soggette normalmente al coinvolgimento ed al vaglio

deliberately left undefined – “interest” is to be legitimated by acceptance from other parties to the process. The hope is that proceeding in this way will exclude extreme, unrepresentative or narrow single-obsession views (along with outright “nutters”).

*So, according to this model of a decision process, technical experts must expect to present their assessments to lay bodies which will consider this evidence, along with other expert evidence, as part of a process which reaches a decision in the light of the stakeholder values elicited in the course of the deliberation process. The process should also provide an **audit trail** which records the path by which the outcome was reached. Especially where a citizens’ jury is convened to reach a decision on a major planning issue, the whole process starts to resemble a litigation involving experts as witnesses.*

A common reaction to the suggestion that decisions should be addressed by such a deliberative process is reluctance: “it would take too long”, “we can’t afford it” or some extreme rejection along the lines of “the public don’t / won’t understand the issues”. However, there is a considerable body of experience confirming that a properly planned and facilitated public process can actually save time and money (and that the general public is well able to “understand the issues” if they are presented appropriately). As a specific example, counties in the UK which embraced deliberative decision making have well developed and widely accepted waste management systems whereas some counties which approached waste policy as a single decision-maker problem are still struggling to develop strategic plans and are far short of implementation. If the objective is to get clean and efficient waste management processes accepted and used, then it makes sense to devote effort to developing effective decision processes

del pubblico⁶. Idealmente, il processo decisionale richiede che l’intera analisi coinvolga tutti gli **stakeholders**, dove stakeholder è definito come **un individuo o un’organizzazione con un interesse legittimo nella decisione**. La legittimità è deliberatamente lasciata indefinita – “l’interesse” deve essere legittimato dall’accettazione dalle altre parti del processo. La speranza è che il procedere in questo modo escluda i punti di vista estremi, non rappresentativi o limitati ed ossessivi (assieme ai “matti” dichiarati).

Così, in accordo a questo modello di processo decisionale, gli esperti tecnici devono aspettarsi di presentare le loro valutazioni a persone inesperte che considereranno tali evidenze, assieme alle evidenze di altri esperti, come parte di un processo che raggiunga una decisione alla luce dei valori delle persone interessate (gli stakeholders) generatisi nel corso del processo deliberativo. Il processo dovrebbe anche fornire un **percorso di verifica** che registri il percorso tramite il quale si è raggiunto il risultato finale. Soprattutto quando una giuria di cittadini raggiunge una decisione su un aspetto importante di pianificazione, l’intero processo comincia ad assomigliare ad una vertenza che coinvolga gli esperti in qualità di testimoni.

Una reazione comune al suggerimento che le decisioni debbano essere raggiunte tramite un tale processo decisionale è la riluttanza: “prenderebbe troppo tempo”, “non ce lo possiamo permettere” o alcuni estremi rifiuti sulla linea del “il pubblico non capisce/capirà tali que-

6 Per una discussione più estesa sul ruolo della perizia tecnologica nel decision-making deliberativo, si veda C.A. Mitchell, A.L. Carew and R. Clift: Chapter 2 – “The role of the professional engineer and scientist in sustainable development”, pp. 29-55 in *Sustainable Development in Practice* (eds. A. Azapagic, S. Perdan and R. Clift), John Wiley & Sons, Chichester (2004).

as well and to ensure that the technical input to these processes, including environmental assessment by LCA, is transparent and open.

■ Invece, esiste una abbondante casistica di esperienze che conferma che un processo pubblico adeguatamente pianificato e facilitato può in realtà far risparmiare tempo e denaro (e dimostra che il pubblico è assolutamente in grado di “comprendere le questioni” se queste sono presentate in modo appropriato). Ad esempio, regioni del Regno Unito che hanno scelto processi decisionali deliberativi hanno sviluppato bene e poi ampiamente accettato sistemi di gestione rifiuti mentre alcune regioni che hanno approcciato le politiche dei rifiuti come un problema da decisore singolo stanno ancora lottando per sviluppare piani strategici e sono ben lontani dalla loro implementazione. Se l’obiettivo è definire processi di gestione rifiuti puliti ed efficienti che siano accettati ed utilizzati, allora ha senso dedicare sforzi sia a sviluppare processi decisionali efficienti sia ad assicurare che gli input tecnici a questi processi decisionali siano trasparenti e aperti, come la valutazione ambientale tramite LCA.

■