

ARTICLE INFO

Received	16 March 2024
Revised	10 April 2024
Accepted	17 April 2024
Published	30 June 2024

RIUSO DI COMPONENTI EDILIZI

Sistema di valutazione a supporto delle decisioni negli interventi di redistribuzione interna

REUSE OF BUILDING COMPONENTS

Assessment system to support decisions in indoor re-layout interventions

Giancarlo Paganin, Cinzia Talamo, Nazly Atta, Elisa Tinelli

ABSTRACT

Rispetto ad altri settori industriali il settore delle costruzioni, benché sollecitato da un quadro di politiche internazionali che spingono verso la diffusione dei principi di economia circolare, sembra tardare nell'adozione di nuovi modelli 'a ciclo chiuso' di gestione delle risorse. Tra le barriere che ritardano questa transizione, vi è la scarsa disponibilità di strumenti e metodi per determinare gli esiti complessivi delle azioni di circolarità. Benché siano disponibili metriche per valutare il grado di circolarità di processi e prodotti, non sono ancora molto diffusi strumenti che consentano di valutare i benefici ambientali conseguibili attraverso il riuso di prodotti e sistemi. L'articolo propone un metodo semplificato di quantificazione dei benefici ambientali che possono derivare da pratiche di riuso di componenti edilizi in progetti di ri-qualificazione del costruito.

Compared to other industrial fields, the construction sector, although encouraged by a framework of international policies that push towards spreading circular economy principles, still needs to adopt new 'closed cycle' resource management models. Among the barriers that hinder this transition is the limited availability of tools and methods to determine the overall outcomes of circularity actions. Although metrics to evaluate the degree of circularity of processes and products are currently available, tools that allow the evaluation of the environmental benefits achievable through the reuse of products and systems have yet to be widespread. The paper proposes a simplified method for quantifying the environmental benefits that can derive from the reuse practices of building components in building re-layout projects.

KEYWORDS

economia circolare, industria delle costruzioni, riuso e ri-manifattura, metriche ambientali, benefici ambientali

circular economy, construction industry, reuse and remanufacturing, environmental metrics, environmental benefits

Giancarlo Paganin, Engineer and PhD, is an Associate Professor at the Department of Architecture and Urban Studies (DASTU) of Politecnico di Milano (Italy). His research interests include building evaluation, project verification, risk management and property management. E-mail: giancarlo.paganin@polimi.it

Cinzia Maria Luisa Talamo, Architect and PhD, is a Full Professor at the Department of Architecture, Built Environment and Construction Engineering (DABC) of Politecnico di Milano (Italy). Her research interests include building maintenance, facility management, ICT, and circular economy and industrial symbiosis. E-mail: cinzia.talamo@polimi.it

Nazly Atta, MSc Engineer, Architect Junior and PhD, is a Junior Researcher at the Department of Architecture, Built Environment and Construction Engineering (DABC) of Politecnico di Milano (Italy). Her research interests include digital and ecological transition, ICT, circularity and sustainability in building design and management processes. E-mail: nazly.atta@polimi.it

Elisa Tinelli is an Engineer who graduated in Management of the Built Environment from the Politecnico di Milano (Italy); she carries out research on the topics of sustainable management of buildings and circular economy. E-mail: elisa.tinelli@mail.polimi.it



Il settore delle costruzioni, tradizionalmente caratterizzato dalla generazione di rilevanti impatti ambientali (Norouzi et alii, 2021; Oluleye et alii, 2022), è sempre più spinto a ridefinire le proprie pratiche tradizionali verso un approccio fondato su un uso delle risorse in linea con i principi dell'economia circolare (Osobajo et alii, 2022; Munaro and Tavares, 2023). L'industria delle costruzioni si trova oggi ad affrontare sfide ambientali legate alla produzione di rifiuti, all'uso di energia, all'approvvigionamento di acqua e materie prime (Gallego-Schmid et alii, 2020; Osobajo et alii, 2022). L'Unione Europea include il settore delle costruzioni tra le 'key priority area' verso uno sviluppo sostenibile (European Commission, 2015; Camilleri, 2020; Kanters, 2020; Rahla, Mateus and Bragança, 2021) e individua nei principi dell'economia circolare una potenziale risposta verso il superamento di tali sfide (European Commission, 2015; Osobajo et alii, 2022; Atta, 2023a).

Il quadro normativo europeo in materia di economia circolare, con riferimento al settore delle costruzioni, risulta ricco e complesso: tra gli strumenti principali, nati nel contesto più ampio del Green Deal (European Commission, 2019), è possibile menzionare il Circular Economy Action Plan (CEAP), un pacchetto di riforme che include iniziative lungo l'intero ciclo di vita dei prodotti con l'obiettivo di supportare la transizione da approcci lineari a modalità di produzione e consumo circolari (European Commission, 2020). In particolare il CEAP verticalizza su alcuni 'obiettivi' che includono la progettazione di prodotti circolari, il consumo sostenibile, l'utilizzo 'più a lungo possibile' dei prodotti attraverso pratiche di riuso e rilavorazione e la prevenzione della generazione di rifiuti.

In linea con il CEAP, strumenti come il quadro europeo Level(s) (Dodd, Donatello and Cordella, 2021) mirano a definire criteri e metodologie comuni per la valutazione ambientale degli edifici lungo il loro ciclo di vita, al fine di orientare il progetto verso obiettivi di circolarità e sostenibilità. Alla scala di prodotto iniziative come il Green Public Procurement (GPP; European Commission, 2008) e strumenti di revisione delle norme UE sui prodotti da costruzione (Construction Products Regulation – CPR; European Parliament and Council of the European Union, 2011) – nell'ambito del pacchetto 'Fit for 55' (European Commission, 2021a) – sono rivolti da un lato a stimolare la domanda di prodotti edilizi a basse emissioni di carbonio rispondenti a criteri di circolarità e dall'altro a promuovere una 'progettazione per la circolarità' in linea con le strategie di estensione della vita utile e dei cicli di utilizzo dei prodotti (EPRS, 2024).

Anche in ambito economico-finanziario sono definiti obiettivi sempre più ambiziosi di sostenibilità e circolarità per il settore delle costruzioni, dettati in particolar modo dalla Tassonomia Europea (European Parliament and Council of the European Union, 2020) e dalla Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD; European Parliament and Council of the European Union, 2022): la prima definisce un sistema di classificazione per le attività economiche sostenibili al fine di rafforzare la completezza, l'affidabilità e la comparabilità delle informazioni da fornire agli investitori, in linea con le disposizioni previste dall'Unione Europea in materia di Finanza Sostenibile (European Parliament and Council of the European Union, 2020); la

seconda definisce i termini di divulgazione di informazioni non finanziarie legate all'impatto aziendale e ha l'obiettivo di aumentare la trasparenza delle informazioni su prestazioni e rischi ambientali, sociali e di governance delle aziende.

Rispetto a questo quadro strutturato di riferimenti normativi, diverse sperimentazioni sono state condotte negli ultimi anni nella direzione di investigare il rapporto tra circolarità e strumenti di valutazione dell'impatto ambientale (Zaffagnini and Morganti, 2022; Sposito and De Giovanni, 2023), resilienza (Davino and Bassolino, 2019; De Joanna, Bronzino and Lusi, 2022) e digitalizzazione (Bruno and Carota, 2021; Rigillo, Galluccio and Paragliola, 2023). Tuttavia il settore delle costruzioni sembra ancora tardare, rispetto ad altri settori industriali (Parker et alii, 2015; Butzer and Schötz, 2016), nell'adozione sistematica di nuovi modelli circolari (Munaro and Tavares, 2023), specie quelli basati sulle azioni di riuso e ri-manifattura caratterizzati dall'estensione del ciclo di vita dei prodotti e dall'eliminazione dei rifiuti, sostitutivi delle logiche 'take-make-dispose' tipiche dei modelli lineari.

Tra le barriere (economiche, tecniche, normative, culturali, ecc.) che ritardano una transizione verso la circolarità (Munaro and Tavares 2023; Atta, 2023b) si può individuare anche la poca disponibilità di strumenti e metodi per determinare gli esiti delle azioni di circolarità in termini di 'benefici ambientali' conseguibili (Paiho et alii, 2020). In questo senso potrebbero essere utili metriche semplificate, attualmente pressoché assenti, che consentano ai soggetti decisori di misurare e valutare, anche in fasi iniziali della progettazione, i benefici ambientali derivanti dall'adozione di modelli circolari.

Benché siano disponibili numerose metriche per valutare il grado di circolarità di processi e prodotti – sviluppate sia nell'ambito della ricerca (De Pascale et alii, 2021; Zhang, Han and de Vries, 2021; González et alii, 2021; Khadim et alii, 2022) sia in ambito normativo – non sono ancora diffusi e di uso comune strumenti che consentano di effettuare una valutazione quantitativa dei benefici ambientali conseguibili attraverso il riuso di prodotti e sistemi. Tali supporti sarebbero di fondamentale importanza per il confronto, e la conseguente scelta, tra soluzioni progettuali basate sul riuso, capaci di massimizzare la circolarità, e soluzioni progettuali che prevedono l'acquisto di nuovi prodotti seguendo una logica 'lineare' di approvvigionamento.

A partire da queste premesse, l'articolo presenta gli esiti di una ricerca condotta con l'obiettivo di mettere a punto e sperimentare un metodo semplificato di quantificazione dei benefici conseguibili adottando pratiche di riuso di prodotti e sistemi. Lo strumento può essere di particolare utilità, in primo luogo, per supportare le decisioni circa le possibili strategie di riuso nelle fasi di studio di prefattibilità e di progettazione preliminare – spesso caratterizzate da scarsità di dati rispetto ai livelli di dettaglio informativo richiesto da strumenti di calcolo complessi – e, in secondo luogo, nelle fasi di valutazione post-riuso come strumento semplificato.

Nello sviluppo dello strumento la ricerca ha perimetrato il campo di indagine assumendo tre ipotesi: focalizzare il tema dei benefici ambientali demandando a una fase successiva la questione dei benefici economici e sociali; considerare, tra i

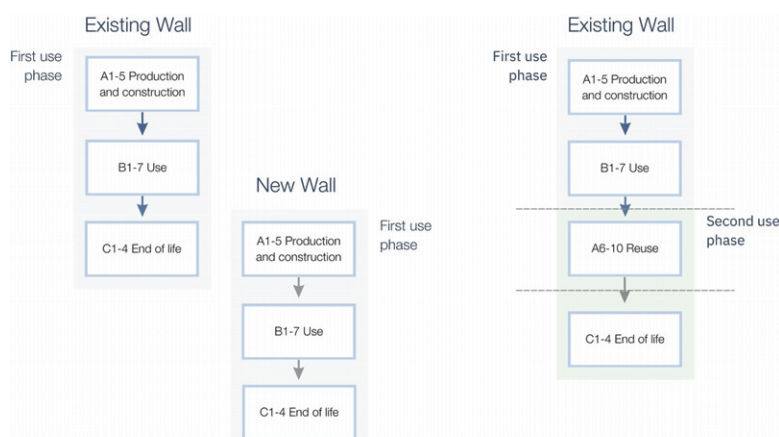
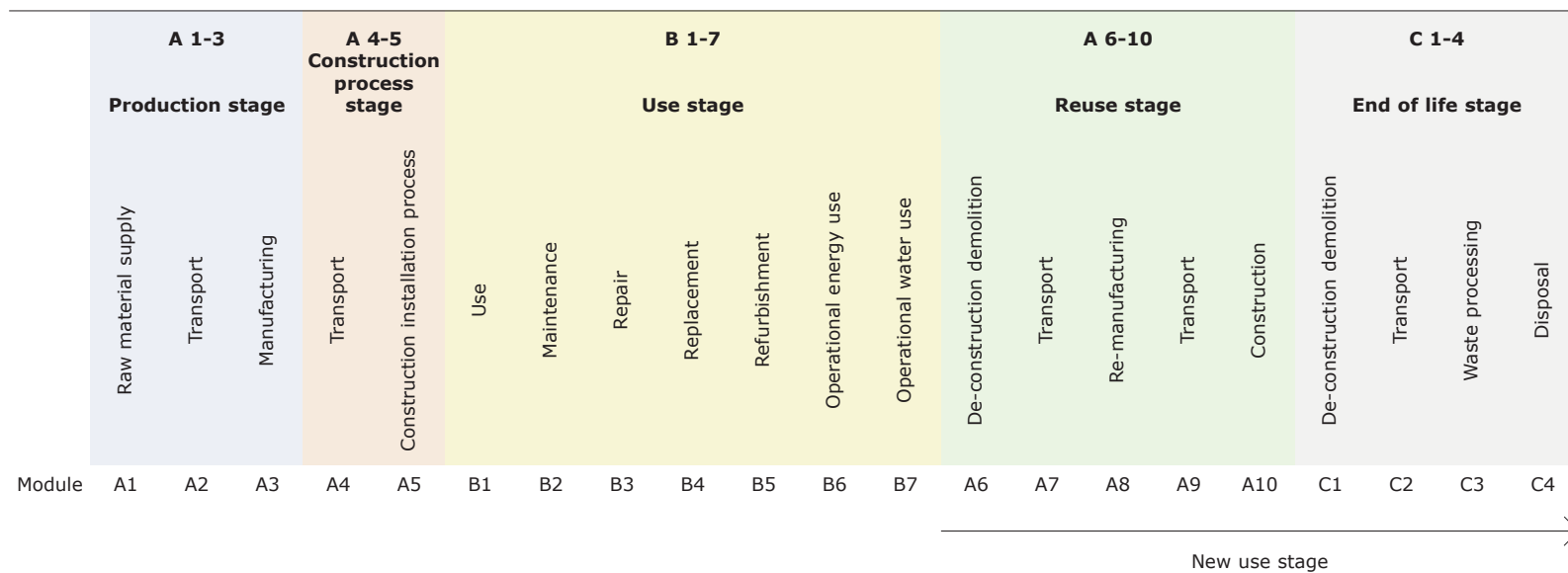
possibili approcci alla circolarità, le azioni di riuso e remanufacturing, nella direzione del diritto alla riparazione trattenuta dal Regolamento 2021/341 (European Commission, 2021b); assumere come campo di osservazione i progetti di redistribuzione nell'ambito dell'edilizia per uffici, in quanto caratterizzati da rapidi cicli di sostituzione e da prodotti edilizi ad alto valore aggiunto.

Per quanto concerne la valutazione dei benefici ambientali il modello sviluppato si basa sulla ripartizione nel corso di più cicli di vita degli impatti ambientali derivanti dalla fase di produzione degli elementi costruttivi che – soprattutto nel caso di componenti edilizi utilizzati in interventi di redistribuzione di uffici – sono quantitativamente più rilevanti rispetto agli impatti derivanti dalla fase di uso del prodotto. Ai fini di una sua verifica, il modello è stato sperimentato su un caso studio – relativo a una redistribuzione interna di spazi uffici a Milano – nel quale si è previsto il riutilizzo di partizioni interne prefabbricate che sono state smontate, rilavorate e riposizionate presso il cantiere per ottenere le nuove configurazioni degli spazi.

Il calcolo dei benefici ambientali è stato effettuato mettendo a confronto una soluzione che prevedesse l'approvvigionamento di nuove pareti prefabbricate con le stesse caratteristiche delle precedenti (scenario lineare) e una soluzione che invece prevedesse il riuso delle stesse pareti presenti sul sito (scenario alternativo circolare). I valori di impatto ambientale per unità di parete sono stati desunti dalla Dichiarazione Ambientale di Prodotto (EPD) del fornitore delle pareti e la valutazione dei benefici si è concentrata solo su alcuni dei parametri previsti dal quadro di riferimento della norma UNI EN 15804:2021 ritenuti più rappresentativi dell'impatto ambientale legato al consumo di risorse.

L'articolo si pone l'obiettivo di contribuire alla discussione sulla circolarità in architettura proponendo un punto di vista, ancora relativamente poco diffuso, orientato alla misurazione degli effetti finali della circolarità piuttosto che alla sola misurazione del tasso di circolarità vero e proprio. A tal fine viene in primo luogo descritta la metodologia adottata per la messa a punto di un metodo di valutazione dei benefici ambientali derivabili dall'adozione di azioni di riuso di componenti edilizi in interventi di riqualificazione del costruito; successivamente viene presentata una sperimentazione della applicazione del metodo a un caso di studio di bassa complessità relativo a redistribuzione di spazi interni in un edificio per il terziario; da ultimo si discutono le potenzialità e le limitazioni del metodo proposto anche alla luce di quanto emerso dalla fase di sperimentazione.

Sviluppo del metodo | La valutazione dell'impatto ambientale del riciclo dei materiali è stata a lungo discussa (Ekvall and Tillman, 1997) tuttavia il modo in cui valutare il riutilizzo dei componenti edilizi è ancora fortemente dibattuto poiché i metodi esistenti differiscono tra loro per quanto riguarda la ripartizione degli impatti nei vari cicli di vita di un componente. La caratteristica principale del riutilizzo è che la durata di vita di un componente è distribuita su più cicli di vita dell'edificio: numerosi contributi di letteratura (Frischknecht, 2010; Allacker et alii, 2017), norme e standard (ISO 14040:2006; ISO 14044:2006; PAS 2050:2008; BRE Global, 2013; UNI EN 15804:2021) hanno propo-



Tab. 1 | Phases of a product's life cycle, including 'reuse phase A6-A10' (credit: the Authors, 2023).

Fig. 1 | Diagram of the two scenarios (credit: the Authors, 2023).

Tab. 2 | WoodWall materials and weights (source: EPD Citterio, 2019).

Next page

Fig. 2 | The single glass partition: technical drawing; Image of the WoodWall (source: EPD Citterio, 2019).

Fig. 3 | Image of the WoodWall (source: EPD Citterio, 2019).

Component	WW/solid (kg)	WW/double glass (kg)	WW/single glass (kg)	WW/lateral single glass (kg)
Glass, laminated	-	464.47	232.2	232.2
Particleboard	113.38	-	-	-
EPDM	36.19	0.14	0.14	0.14
Galvanised steel, profiles	32.43	-	-	-
Hardwood	13.8	23.52	26.88	26.93
Polyester	9.89	-	-	-
Coating	8.9	1.77	1.37	1.86
Aluminium, profiles	4.76	-	-	-
Galvanised steel, hardware	2.65	0.29	0.19	0.29
Polycarbonate	-	1.2	0.3	-
Galvanised steel, screws	1.7	0.49	0.59	0.66
Aluminium, hardware	0.74	0.89	0.43	0.77
Steel, hardware	0.67	0.08	0.22	0.02
Polyurethane foam	-	0.19	0.19	0.1
ABS	-	0.05	-	0.02
Total	181.23	439.29	262.52	263.3

sto vari metodi per valutare gli impatti ambientali in più cicli di vita ma non sempre sono utili a valutare in modo accurato i benefici legati al riutilizzo degli edifici o dei loro componenti. Ai fini delle valutazioni di impatto ambientale il riutilizzo di un prodotto di solito non viene considerato come una 'seconda vita' del prodotto stesso ma integrato nei suoi effetti all'interno della fase di utilizzo; in questo modo non risulta agevole scorporare i diversi impatti ambientali e attribuirli ai diversi cicli di vita.

Per lo sviluppo del metodo è stata proposta un'integrazione alla sequenza delle fasi del ciclo di vita tipicamente utilizzata negli studi LCA per permettere di calcolare i benefici ambientali dati dal riutilizzo di un prodotto. Le diverse fasi del ciclo di vita considerate in una LCA in accordo alla EN 15804 sono: A1-A3 fasi di produzione, A4-A5 fasi del processo di costruzione, B1-B5 fasi di utilizzo e C1-C4 fasi di fine vita. Tra i vari metodi proposti per valutare gli impatti ambientali su più cicli di vita è stato preso in esame il cut-off method (De Wolf, Hoxha and Fivet, 2020), che assegna il 100% degli impatti della produzione al primo ciclo di utilizzo dei componenti e lo 0% di questi impatti ai cicli di utilizzo successivi secondo la formula

$$I = (1 - R_1) \cdot I_P + I_C + I_U + R_1 \cdot I_R + (1 - R_2) \cdot I_D$$

con: I = impatto ambientale; I_P = impatto ambientale della produzione; I_C = della costruzione; I_U = dell'uso; I_R = del riutilizzo; I_D = dello smaltimento; primo ciclo d'uso, $R_1 = 0$ e $R_2 = 1$; ultimo ciclo d'uso, $R_1 = 1$ e $R_2 = 0$.

Sulla base della letteratura, della norma PAS 2050:2008 e del metodo cut-off citato, è stata introdotta una nuova fase nel ciclo dell'approccio LCA denominata 'fase di riutilizzo A6-A10' (Tab. 1). Per un prodotto al secondo utilizzo viene quindi considerata solamente la fase di riutilizzo A6-A10 e la fase di fine vita C1-C4 per il nuovo ciclo di vita dell'elemento, escludendo le fasi precedenti in quanto gli impatti ambientali associati sono già stati contabilizzati nel primo ciclo di vita. Dal metodo cut-off

$$I = (A6-A10) + (C1-C4)$$

La fase A6-A10 comprende le seguenti attività:

- A6 Disassemblaggio e/o demolizione del componente usato per separare i materiali e i componenti per il successivo riutilizzo;
- A7 Trasporto, ovvero il momento dopo lo smontaggio nel quale i materiali vengono trasportati nel luogo di ri-manifattura; le decisioni sulle modalità di trasporto, sui veicoli (con le relative emissioni di gas a effetto serra) e sull'ubicazione delle strutture attraverso le quali il prodotto viaggia verso il mercato contribuiscono collettivamente a formare l'impronta ambientale di un prodotto;
- A8 Ri-manifattura, fase nella quale i componenti smontati vengono lavorati o ripristinati per essere riutilizzati; questa fase è considerata necessaria ed essenziale per il corretto riutilizzo dell'elemento;
- A9 Trasporto dei componenti rigenerati al sito di assemblaggio per un ulteriore utilizzo;
- A10 Costruzione, ovvero la fase di installazione in opera dei componenti rigenerati per il loro nuovo utilizzo.

Lo strumento proposto mira a utilizzare i dati derivati da un'analisi LCA preesistente dei prodotti riutilizzati concentrandosi sulle differenze negli impatti legati specificamente alla produzione.

Sperimentazione del metodo e caso studio | Il modello sviluppato è stato applicato a un caso studio di riuso di partizioni interne e componenti di arredo di un edificio adibito a uffici a Milano soggetto a interventi di redistribuzione interna; il caso studio è servito ai fini della validazione del modello per valutare il reale beneficio ambientale derivante dal riuso. Il caso di studio è un progetto sviluppato da un'azienda internazionale che fornisce servizi di consulenza e gestione immobiliare di alta qualità per investitori, proprietari e conduttori.

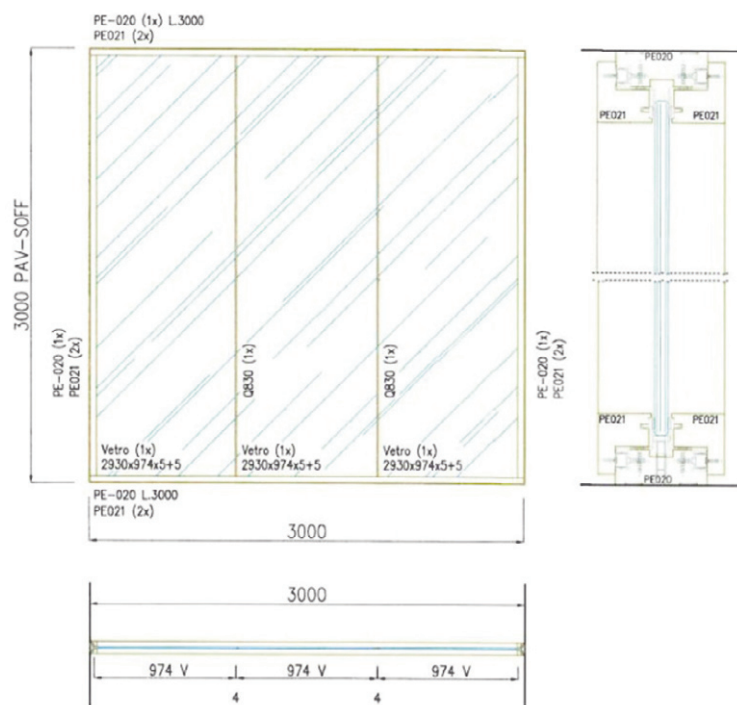
L'obiettivo del progetto è ridisegnare la distribuzione degli uffici in modo da poterli collocare tutti su due soli piani (3.368 mq), mentre la richiesta del committente è di mantenere e riutilizzare tutti i mobili e le pareti divisorie esistenti per motivi economici e ambientali: nell'ambito del caso di studio si è quindi deciso di riutilizzare le pareti divisorie nella nuova distribuzione. L'obiettivo della

ricerca è evidenziare in modo empirico e basato su dati reali che l'approccio del riutilizzo delle pareti divisorie interne dell'edificio riduce l'impatto ambientale e l'uso delle risorse rispetto al caso base di utilizzo di pareti approvigionate ex novo; la verifica si basa su un'analisi dei dati LCA ed EPD forniti dall'azienda produttrice delle pareti Citterio SpA.

Sono stati definiti due scenari per valutare in che modo l'approccio di riutilizzo delle pareti divisorie all'interno dello stesso edificio possa ridurre l'impatto ambientale del progetto (Fig. 1): 1° Scenario - Acquisto di nuove pareti divisorie; 2° Scenario - Riutilizzo delle pareti divisorie esistenti nello stesso edificio (sviluppato nel progetto). In particolare, ai fini dello studio, sono stati confrontati gli impatti ambientali considerati rilevanti per la circolarità: GWP (potenziale di riscaldamento globale, fossile e uso del suolo), ADPF (potenziale di esaurimento abiotico delle risorse fossili), ADPE (potenziale di esaurimento abiotico delle risorse non fossili) e WDP (uso dell'acqua).

Unità funzionale | Per entrambi gli scenari è stata presa in considerazione la parete divisoria a vetro singolo (Tab. 2). Lo studio LCA dell'azienda è stato condotto su una parete di 3x3 m e in questo caso i risultati sono stati adattati alle quantità totali di pareti riutilizzate all'interno del progetto (Figg. 2, 3). Nello studio e nella EPD non sono dichiarati valori di impatto per la fase di utilizzo B (Tab. 3), mentre nel progetto sono state riutilizzate diciannove pareti divisorie, dieci delle quali sono state modificate in loco per adattarsi alla nuova redistribuzione, per una superficie totale pari a 222,24 mq.

Scenari | Per il primo scenario sono state considerate tutte le fasi presenti nella valutazione del ciclo di vita (LCA) del prodotto, poiché le pareti sono installate e prodotte interamente ex novo; sono state quindi considerate le fasi di produzione A1-A3 e di fine vita C1-C4 (Tab. 4). Nel secondo scenario è stato applicato il modello sviluppato che assegna gli effetti ambientali della fase di pro-



Module	A 1-3 Production stage			A 4-5 Construction process stage		B 1-7 Use stage							C 1-4 End of life stage				D Benefits and loads beyond the system boundaries
	Raw material supply	Transport	Manufacturing	Transport	Construction installation process	Use	Maintenance	Repair	Replacement	Refurbishment	Operational energy use	Operational water use	De-construction demolition	Transport	Waste processing	Disposal	Reuse, recovery and recycling potential
	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	C1	C2	C3	C4	D
	X	X	X	MND	MND	MND	MND	MND	MND	MND	MND	MND	X	X	X	X	X

Tab. 3 | Declared modules considered for the LCA analysis (source: EPD Citerrio, 2019).

duzione A1-A3 al primo ciclo di vita dell'elemento; in questo scenario vengono considerate solamente la nuova 'fase di riutilizzo A6-A10' e la fase di fine vita C1-C4 (Tab. 5), e in particolare:

- A6 De-costruzione / Demolizione, ovvero il processo di disassemblaggio del componente usato per separare materiali e componenti per il successivo riutilizzo; questa fase è assimilabile alla fase di decostruzione C1 e pertanto sono stati assunti gli stessi valori di impatto ambientale da EPD (Tab. 6);
- A7 Trasporto; il terzo piano dell'edificio è stato utilizzato come area di stoccaggio e ri-manifattura delle pareti; pertanto l'impatto del trasporto è stato considerato nullo;
- A8 Ri-manifattura; i lavori di adattamento delle pareti al loro nuovo utilizzo è stato condotto in loco; non essendo disponibili i dati effettivi del cantiere (che era stato concluso prima del presente studio) per determinare gli impatti di questa fase si è considerato tale valore pari a zero;
- A9 Trasporto; come per A6 anche il trasporto dopo la ri-manifattura è considerato nullo, poiché le pareti sono stoccate in loco;
- A10 Costruzione, ovvero il processo di messa in opera dei componenti rigenerati per il loro nuovo utilizzo; questa fase può essere assimilata alla fase A5 che, tuttavia, non risulta dichiarata nella LCA assunta come riferimento.

Come nel primo scenario, i risultati sono stati moltiplicati per il numero totale di metri quadrati di pareti riutilizzate.

Confronto dei due scenari | Come ipotizzato dallo studio per tutte le categorie considerate, il secondo scenario, incentrato sul riutilizzo, presenta un impatto significativamente inferiore rispetto al primo caso (Tab. 7). Poiché gli impatti della costruzione delle pareti sono significativamente più alti rispetto alla fase di fine vita, i risultati iniziali suggeriscono che i maggiori impatti ambientali nel primo scenario derivano principalmente dalla fase di estrazione e produzione delle materie prime (Fig. 4). L'impatto totale del potenziale di riscaldamento globale del 1° scenario è di 12,16 t CO₂eq contro le 2,86 t CO₂eq attribuibili al 2° scenario circolare. Il risparmio dovuto all'adozione della stra-

tegia di economia circolare di riuso dei componenti può essere determinato calcolando la differenza tra il potenziale di riscaldamento globale tra il primo e il secondo scenario: ne risulta un risparmio di 9,3 t CO₂eq in termini di potenziale di riscaldamento globale totale, pari a circa il 76%.

Un risparmio significativo è evidenziato anche dagli impatti ADP. Per l'ADP Fossile, nel primo scenario in cui vengono installate nuove pareti, il valore totale è molto alto, pari a 162.357 MJ, guidato principalmente dall'estrazione e dalla produzione del vetro delle pareti, che ha un impatto sostanziale. Nel caso del riutilizzo delle pareti, dove non si considera la produzione, l'impatto ADP Fossile è di conseguenza inferiore, in particolare pari a 18.508 MJ, con un risparmio di circa l'88%. Analogamente, il valore del potenziale di esaurimento abiotico dell'elemento ADPE è significativamente inferiore nel caso del riutilizzo, con un risparmio di oltre il 95%.

Infine per calcolare il WDP sono stati presi in considerazione diversi fattori, come la quantità di acqua utilizzata durante la produzione, l'installazione, l'uso e lo smaltimento dell'elemento costruttivo, includendo sia l'acqua prelevata direttamente per le attività di produzione e costruzione sia l'acqua incorporata nei materiali o nei processi: i risultati mostrano che nel primo caso, in cui viene installata la nuova parete, il valore è di 3.946 mc, mentre nello scenario circolare è di 145 mc.

Conclusioni | L'attuale quadro delle politiche internazionali, in particolare della Comunità Europea, spinge verso la diffusione dei principi di circolarità in maniera diffusa, includendo anche il settore delle costruzioni. Gli strumenti messi a disposizione per supportare tali politiche appaiono in questo momento prevalentemente concentrati sulla misurazione della circolarità piuttosto che sulla valutazione degli effetti che tale circolarità può comportare in termini di minore impatto ambientale. Rispetto a questa considerazione l'articolo propone e sperimenta un metodo semplificato di quantificazione dei benefici ambientali conseguibili adottando pratiche di riuso di componenti edilizi in progetti di redistribuzione interna.

Gli esiti della sperimentazione hanno eviden-

ziato che i benefici ambientali conseguiti nel caso studio attraverso l'applicazione di pratiche di riuso sono percentualmente rilevanti rispetto al tradizionale approccio 'lineare'. Migliorando la consapevolezza sugli esiti delle pratiche circolari lo strumento proposto si può rivelare di particolare utilità per supportare - con un approccio costi-benefici - le decisioni sull'adozione di possibili strategie di riuso nelle fasi di prefattibilità e progettazione preliminare, comunemente caratterizzate da scarsità di dati rispetto al dettaglio informativo richiesto da strumenti di calcolo complessi. Inoltre lo strumento può consentire in fase di valutazione post-riuso di misurare in maniera affidabile e ripetibile le performance di sostenibilità, anche in ottica di comunicazione della sostenibilità stessa.

Benché semplificata, la metodologia esposta fornisce dati attendibili poiché basata su informazioni derivanti da indagini specifiche sul prodotto (EPD) e da processi analitici consolidati e largamente diffusi (LCA). L'applicabilità dello strumento è, di conseguenza, subordinata a tale disponibilità informativa; pertanto l'indisponibilità dei dati contenuti nelle EPD e nelle valutazioni LCA può rappresentare un limite all'applicazione del metodo.

Tuttavia, sulla base di quanto riscontrato nella fase di applicazione, la disponibilità di informazioni sugli impatti ambientali degli elementi edilizi sembra essere sempre più garantita da un quadro di riferimento che spinge gli operatori del settore a dotarsi di documenti accompagnatori dei prodotti da costruzione come studi LCA e EPD. Benché il caso studio presentato sia stato sviluppato limitando il campo di indagine a un singolo componente edilizio, la metodologia proposta può essere scalata anche a livello di sottosistemi o edifici nei loro insieme.

The construction sector, traditionally characterised by the generation of significant environmental impacts (Norouzi et alii, 2021; Oluleye et alii, 2022), is increasingly urged to redefine its traditional practices towards an approach based on the use of resources in line with the principles of circular economy (Osobajo et alii, 2022; Munaro and Tavares,

2023). Currently, the construction industry faces environmental challenges related to waste production, energy use, water supply and raw materials (Gallego-Schmid et alii, 2020; Osobajo et alii, 2022). The European Union includes the construction sector among the 'key priority areas' towards sustainable development (European Commission, 2015; Camilleri, 2020; Kanters, 2020; Rahla, Mateus and Bragança, 2021) and recognises the potential of the circular economy principles to overcome these challenges (European Commission, 2015; Osobajo et alii, 2022; Atta, 2023a).

The European regulatory framework on circular economy concerning the construction sector is rich and complex: among the main tools born in the broader context of the Green Deal (European Commission, 2019), it is possible to mention the Circular Economy Action Plan (CEAP), i.e. a package of reforms which includes initiatives along the entire life cycle of products to support the transition from lin-

ear approaches to circular production and consumption processes (European Commission, 2020). In particular, the CEAP focuses on some key 'objectives', including the design of circular products, sustainable consumption, the 'longest possible' use of products through reuse and remanufacturing practices and the prevention of waste generation. In line with the CEAP, tools such as the European Level(s) framework (Dodd, Donatello and Cordella, 2021) aim to define joint criteria and methodologies for the environmental assessment of buildings throughout their life cycle to orient the project towards circularity and sustainability objectives. At the product scale, initiatives such as Green Public Procurement (GPP; European Commission, 2008) and tools for reviewing EU standards on construction products (Construction Products Regulation – CPR; European Parliament and Council of the European Union, 2011) – in the context of the 'Fit for 55' package (European Commission, 2021a) – are

aimed, on the one hand, at stimulating the demand for low-carbon building products that meet circularity criteria and, on the other hand, at promoting 'design for circularity' approaches in line with life-cycle and use-cycles extension strategies (EPRS, 2024).

In the economic-financial field, increasingly ambitious sustainability and circularity objectives are defined for the construction sector, in particular, dictated by the European Taxonomy (European Parliament and Council of the European Union, 2020) and by the Corporate Sustainability Reporting Directive (CSRD; European Parliament and Council of the European Union, 2022): the first defines a classification system for sustainable economic activities to strengthen the completeness, reliability and comparability of the information to investors, in line with the provisions of the EU Sustainable Finance Package (European Parliament and Council of the European Union, 2020); the second defines

1st Scenario	UM	A1	A2	A3	A1-A3	C1	C2	C3	C4	C1-C4
GWP – total	Kg CO ₂ eq	9,432.85	67.74	159.27	9,659.87	370.40	1,111.20	763.02	251.87	2,496.50
GWP – fossil	Kg CO ₂ eq	10,371.20	67.66	149.89	10,588.75	370.40	1,108.73	20.52	50.87	1,550.52
GWP – land use	Kg CO ₂ eq	15.14	0.03	0.03	15.19	0.01	0.46	0.03	0.05	0.55
ADPF	MJ	142,480.53	1,032.18	664.25	144,176.97	328.42	16,470.45	151.12	1,229.73	18,179.73
ADPE	Kg Sb eq	0.10519	0.00024	0.00023	0.10566	0.00005	0.00380	0.00004	0.00016	0.00405
WDP	m ³	3,802.77	3.09	12.84	3,818.70	17.85	56.79	-3.28	55.81	127.17

Tab. 4 | Results of environmental impacts of 1st scenario (credit: the Authors, 2023).

Indicator	Unit	A1	A2	A3	A1-A3	C1	C2	C3	C4	D
GWP-fossil	Kg CO ₂ eq	4.20E+02	2.74E+00	6.07E+00	4.28E+02	1.50E+01	4.49E+01	8.31E-01	2.06E+00	-1.52E+01
GWP-biogenic	Kg CO ₂ eq	-3.83E+01	2.35E-03	3.83E-01	-3.79E+01	2.63E-03	2.42E-02	3.01E+01	8.15E+00	4.24E+00
GWP-luluc	Kg CO ₂ eq	6.13E-01	1.08E-03	1.15E-03	6.15E-01	4.90E-04	1.87E-02	1.05E-03	1.88E-03	-2.90E-03
GWP-total	Kg CO ₂ eq	3.82E+02	2.74E+00	6.45E+00	3.91E+02	1.50E+01	4.50E+01	3.09E+01	1.02E+01	-1.09E+01
ODP	Kg CFC-11 eq	5.95E-05	6.39E-07	1.78E-07	6.03E-05	1.72E-07	9.76E-06	5.48E-08	6.78E-07	-8.26E-07
AP	mol H+ eq	3.49E+00	1.39E-02	3.17E-02	3.54E+00	7.54E-03	2.28E-01	4.53E-03	1.80E-02	-9.20E-02
EP-freshwater	kg P eq	1.19E-01	1.78E-04	9.18E-04	1.20E-01	1.28E-04	3.38E-03	1.90E-04	2.11E-04	-6.44E-03
EP-marine	kg N eq	6.06E-01	4.78E-03	1.44E-02	6.25E-01	8.61E-03	7.72E-02	2.04E-03	9.09E-03	-1.37E-02
EP-terrestrial	mol N eq	7.03E+00	5.22E-02	1.56E-01	7.24E+00	3.26E-02	8.44E-01	2.01E-02	6.95E-02	-1.44E-01
POCP	kg NMVOC eq	1.79E+00	1.49E-02	3.88E-02	1.84E+00	8.65E-03	2.40E-01	5.12E-03	2.01E-02	-4.07E-02
ADP-minerals&metals	kg Sb eq	4.26E-03	9.61E-06	9.20E-06	4.28E-03	2.02E-06	1.54E-04	1.58E-06	6.54E-06	2.66E-05
ADP-fossil	MJ	5.77E+03	4.18E+01	2.69E+01	5.83E+03	1.33E+01	6.67E+02	6.12E+00	4.98E+01	-1.90E+02
WDP	m ³	1.54E+02	1.25E-01	5.20E-01	1.55E+02	7.23E-01	2.30E+00	-1.33E-01	2.26E+00	-1.49E+00

Tab. 5 | Environmental impact results per unit declared (source: EPD Citterio, 2019).

2nd Scenario	UM	A1	A2	A3	A1-A3	A6	A7	A8	A9	A10	C1	C2	C3	C4	C1-C4
GWP – total	Kg CO ₂ eq	-	-	-	-	370.40	-	763.02	-	-	1,111.20	763.02	251.87	2,496.50	2,496.50
GWP – fossil	Kg CO ₂ eq	-	-	-	-	370.40	-	20.52	-	-	1,108.73	20.52	50.87	1,550.52	1,550.52
GWP – land use	Kg CO ₂ eq	-	-	-	-	0.01	-	0.03	-	-	0.46	0.03	0.05	0.55	0.55
ADPF	MJ	-	-	-	-	328.42	-	151.12	-	-	16,470.45	151.12	1,229.73	18,179.73	18,179.73
ADPE	Kg Sb eq	-	-	-	-	0.00005	-	0.00004	-	-	0.00380	0.00004	0.00016	0.00405	0.00405
WDP	m ³	-	-	-	-	17.85	-	-3.28	-	-	56.79	-3.28	55.81	127.17	127.17

Tab. 6 | Results of environmental impacts of 2nd scenario (credit: the Authors, 2023).

		1st Scenario New walls	2nd Scenario Reuse walls
GWP – total	Kg CO ₂ eq	12,164	2,867
GWP – fossil	Kg CO ₂ eq	12,139	1,921
GWP – land use	Kg CO ₂ eq	16	0.56
ADPF	MJ	162,357	18,508
ADPE	Kg Sb eq	0.11	0.004
WDP	m ³	3,946	145

Tab. 7 | Comparison of the environmental impacts of the two scenarios (credit: the Authors, 2023).

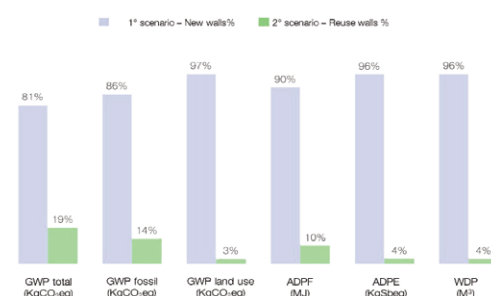


Fig. 4 | Comparison of the environmental impacts of the two scenarios in percentage (credit: the Authors, 2023).

the terms of disclosure of non-financial information linked to the corporate impact and has the aim of increasing the transparency of information on companies' environmental, social and governance performance and risks.

Concerning this structured framework of regulatory references, various experiments in recent years have taken place in the direction of investigating the relationship between circularity and environmental impact assessment tools (Zaffagnini and Morganti, 2022; Sposito and De Giovanni, 2023), resilience (Davino and Bassolino, 2019; Joanna, Bronzino and Lusi, 2022) and digitalisation (Bruno and Carota, 2021; Rigillo, Galluccio and Paragliola, 2023). However, the construction sector still seems to be delayed, compared to other industrial sectors (Parker et alii, 2015; Butzer and Schötz, 2016), in the systematic adoption of new circular models (Munaro and Tavares, 2023), especially those based on reuse and remanufacturing characterised by the extension of the life cycle of products and the elimination of waste, which replace the 'take-make-dispose' logic typical of linear models.

Among the barriers (economic, technical, regulatory, cultural, etc.) to a transition towards circularity (Munaro and Tavares, 2023; Atta, 2023b), it is also possible to identify the lack of availability of tools and methods to determine the outcomes of circularity actions in terms of achievable 'environmental benefits' (Paiho et alii, 2020). In this sense, simplified metrics – currently almost absent – could be helpful, allowing decision-makers to measure

and evaluate, even in the early design stages, the environmental benefits deriving from the adoption of circular models.

Although numerous metrics are available to evaluate the degree of circularity of processes and products – developed both within research (De Pascuale et alii, 2021; Zhang, Han and de Vries, 2021; González et alii, 2021; Khadim et alii, 2022) and in the regulatory field – tools that allow performing a quantitative assessment of the environmental benefits achievable through the reuse of products and systems are not yet widespread and commonly used. These supports would be of fundamental importance in comparing, and consequently choosing, between design solutions based on reuse, capable of maximising circularity, and design solutions that involve purchasing new products following a 'linear' procurement logic.

With this in mind, the article presents the research results conducted to develop and validate a simplified method for quantifying the benefits of adopting reuse practices of products and systems. Firstly, the tool can help support decisions on possible reuse strategies in the pre-feasibility study and preliminary design phases – often characterised by a scarcity of data compared to the levels of information detail required by complex calculation tools – and, secondly, in the post-reuse evaluation phases as a simplified tool.

In the development of the tool, the research scoped the field of investigation by assuming three hypotheses: focusing on the topic of environmental

benefits, leaving the question of economic and social benefits to a subsequent phase; considering, among the possible approaches to circularity, reuse and remanufacturing actions, in the direction of the right to repair outlined by Regulation 2021/341 (European Commission, 2021b); taking re-layout projects in the office building sector as a field of observation, as they are characterised by rapid replacement cycles and building products with high added value.

As regards the evaluation of the environmental benefits, the developed model relies on the distribution over several life cycles of the environmental impacts resulting from the manufacturing phase of the construction elements, which – especially in the case of building components used in office redistribution interventions – are quantitatively more significant than the impacts deriving from the use phase of the product. For its validation, the model was tested on a case study – relating to an indoor re-layout of office spaces in Milan – where prefabricated internal partitions were reused, thus dismantled, reworked and relocated on-site to achieve the new spatial configurations.

Calculations of environmental benefits involved comparing a solution characterised by the procurement of new prefabricated walls with the same characteristics as the previous ones (linear scenario) and a solution involving the re-use of the same walls on site (circular alternative scenario). Environmental impact values per wall unit came from the Environmental Product Declaration (EPD) of the wall

supplier, and the evaluation of the benefits focused only on some of the parameters defined by the reference framework of the UNI EN 15804:2021 standard, considered more representative of the environmental impact linked to the consumption of resources.

The article aims to contribute to the discussion on circularity in architecture by proposing a point of view, still relatively uncommon, oriented towards measuring the final effects of circularity rather than just measuring the actual circularity rate. To this end, it is firstly described the methodology adopted for the development of a method to assess the environmental benefits of adopting actions for the re-utilisation of building components in building redevelopment interventions; then it is presented an experiment on the application of this method to a low-complexity case study concerning the re-layout of the internal spaces of a building for the tertiary sector; finally, the potential and limitations of the proposed method are discussed in the light of the results of the experimental phase.

Development of the method | The evaluation of the environmental impact of the recycling of materials has been widely discussed (Ekvall and Tillman, 1997); however, how to assess the reuse of building components remains highly controversial, as existing methods differ in the distribution of impacts on component life cycles. The main characteristic of reuse is that the lifespan of a component spreads over multiple life cycles of the building: several literature contributions (Frischknecht, 2010; Allacker et alii, 2017), norms and standards (ISO 14040:2006; ISO 14044:2006; PAS 2050:2008; BRE Global, 2013; UNI EN 15804:2021) have proposed various methods for assessing the environmental impacts in multiple life cycles, but they are not always beneficial for accurately evaluating the benefits linked to the reuse of buildings or their components. For environmental impact assessments, the reuse of a product is usually not considered as a 'second life' of the product itself, but its effects embedded within the use phase; in this way, it is not easy to separate the different environmental impacts and attribute them to the distinct life cycles.

Complementing the sequence of life cycle stages typically used in LCA studies to calculate the environmental benefits of product reuse is proposed in the method. The different life cycle phases considered in an LCA according to EN 15804 are: A1-A3 production phases, A4-A5 construction process phases, B1-B5 use phases and C1-C4 end-of-life phases. Among the various methods proposed to assess environmental impacts over multiple life cycles, the cut-off method (De Wolf, Hoxha and Fivet, 2020), offering 100% of production impacts on the first component use cycle and 0% of these impacts on subsequent use cycles was selected, according to the formula

$$I = (1 - R_1) \cdot I_P + I_C + I_U + R_1 \cdot I_R + (1 - R_2) \cdot I_D$$

where: I = environmental impact; I_P = environmental impact of production; I_C = of construction; I_U = of use; I_R = of reuse; I_D = of disposal; first cycle of use, $R_1 = 0$ and $R_2 = 1$; last cycle of use, $R_1 = 1$ and $R_2 = 0$.

Based on the literature, PAS 2050:2008 and the cut-off method mentioned above, a new step became part of the cycle of the LCA approach called 'reuse phase A6-A10' (Tab. 1). For a product in its second use, only the reuse phase A6-A10

and the end-of-life phase C1-C4 count towards the new life cycle of the element, excluding the previous phases as the associated environmental impacts already accounted for in the first life cycle. From the cut-off method:

$$I = (A6-A10) + (C1-C4)$$

Phase A6-A10 includes the following activities:

- A6 Disassembly and/or demolition of the component used to separate the materials and components for subsequent reuse;
- A7 Transport, i.e. the moment when, after disassembly, materials come to the remanufacturing site; decisions about the transportation modalities, the vehicles (with the associated greenhouse gas emissions), and the location of the facilities through which the product reaches the market collectively contribute defining the environmental footprint of the product;
- A8 Remanufacturing, the phase in which dismantled components are machined or restored for reuse; this phase is considered essential for the proper reuse of the element;
- A9 Transport of remanufactured components to the assembly site for further use;
- A10 Construction, i.e. the installation phase of the remanufactured components for their new use.

The proposed tool uses data from a pre-existing LCA analysis of reutilised products, focusing on differences in production-specific impacts.

Experimentation of the method and case study | The developed model was applied to a case study of the reuse of internal partitions and furnishing components of an office building in Milan in the context of indoor re-layout interventions; the case study allows to validate the model by assessing the real environmental benefit deriving from the reuse. The case study is a project developed by an international company that provides high-quality real estate consultancy and management services for investors, owners and tenants.

The project aims to redesign the internal distribution of the offices so that they are all located on just two floors (3,368 sqm), while the request of the client was to maintain and reuse all existing furniture and partition walls for economic and environmental reasons: the decision to reuse the partition walls in the new distribution is part of the case study. The research objective is to highlight empirically and based on actual data that the approach of reusing the partitions of the building reduces the environmental impact and the use of resources compared to the traditional case of using new walls. The verification relies on analysing the LCA and EPD data provided by the wall manufacturing company Citerio SpA.

Two scenarios were defined to evaluate how the approach of reusing the existing partitions within the same building can reduce the environmental impact of the project (Fig. 1): 1st Scenario – Purchase of new partitions; 2nd Scenario – Reuse of existing partitions in the same building (developed in the project). Specifically, the environmental impacts considered relevant for the study are GWP (global warming potential, fossil and land use), ADPF (abiotic depletion of fossil resources potential), ADPE (abiotic depletion of non-fossil resources potential) and WDP (water deprivation potential).

Functional unit | A single-glazed partition wall comes into consideration for both scenarios (Tab. 2). The

LCA study of the company took place on a 3x3 m wall, and the results here match the total amount of walls reused within the project (Fig. 2, 3). No impact values for the B use phase appear in the study and EPD (Tab. 3), while nineteen partition walls are part of the project, ten were on-site modified to fit the new redistribution, with a total area of 222,24 sqm.

Scenarios | All steps in the Life Cycle Assessment (LCA) of the product counted for the first scenario, as the walls are installed and produced entirely from scratch (ex novo); the production phases A1-A3 and end-of-life phases C1-C4 were therefore considered (Tab. 4). In the second scenario, applied was the model developed. Hence, the environmental effects of the A1-A3 production phase occur in the first life cycle of the element; in this scenario, only the new 'reuse phase A6-A10' and the end-of-life phase C1-C4 are considered (Tab. 5), and in particular:

- A6 De-construction / Demolition, i.e. the process of disassembling the used component to separate materials and components for subsequent reuse; this phase is similar to the C1 deconstruction phase and, therefore, the same environmental impact values as the EPD was assumed (Tab. 6);
- A7 Transport; the third floor of the building serves as a storage and remanufacturing area; therefore, the impact of transport is considered null;
- A8 Remanufacturing; the work to adapt the walls to their new use was carried out on site; since the actual data from the construction site (completed before this study) is not available, this value came to zero to determine the impacts of this phase;
- A9 Transport; as for A6, transport after rework will also count as null, as walls stored on site;
- A10 Construction, i.e. the process of installing remanufactured components for their new use; this phase can be assimilated to phase A5, which, however, was not declared in the LCA taken as reference.

Following the first scenario, multiplication by the total number of square metres of reused walls applies to the results.

Comparison of the two scenarios | As hypothesised by the study, for all the considered categories the second scenario, focused on reuse, has a significantly lower impact than the first case (Tab. 7). Since the impacts of wall construction are significantly higher than in the end-of-life phase, initial results suggest that the most significant environmental impacts in the first scenario derive mainly from the raw material extraction and production phase (Fig. 4). The total impact of the global warming potential of the 1st scenario is 12.16 t CO₂eq against the 2.86 t CO₂eq attributable to the 2nd circular scenario. The savings due to the adoption of the circular economy strategy of reusing components can be determined by calculating the difference in the global warming potential between the first and second scenarios: this results in a saving of 9.3 t CO₂eq in terms of total global warming potential, equal to approximately 76%.

ADP impacts also highlight significant savings. For ADP-Fossil, in the first scenario where new walls come into place, the total value is very high at 162,357 MJ, mainly driven by the extraction and production of the glass of the partitions, which has a substantial impact. In the case of the reuse of the walls, where production is not considered, the ADP-

Fossil impact is consequently lower, in particular, equal to 18,508 MJ, with a saving of approximately 88%. Similarly, the value of the abiotic depletion potential of the ADPE element is significantly lower in the case of reuse, with a saving of over 95%.

Lastly, to calculate the WDP, several factors were taken into account, such as the quantity of water used during the production, installation, use and disposal of the construction element, including both the water directly used for production and construction activities and the water incorporated into the materials or processes: the results show that in the first case, in which the new wall goes, the value is 3,946 mc, while it is 145 mc in the circular scenario.

Conclusions | The current framework of international policies, particularly of the European Community, promotes the widespread diffusion of circularity principles, including those of the construction sector. The available tools to support these policies currently appear to be mainly focused on measuring circularity rather than on evaluating the effects that such circularity can entail in terms of lower environmental impact. Concerning this consideration, the article proposes and tests a simplified method for quantifying the environmental benefits achievable by adopting reuse practices of building components in indoor re-layout projects.

Acknowledgements

Thanks to Citterio SpA (23844 Sirone LC Italia), the manufacturer of the walls employed in the reuse case study, for the support and shared data.

References

- Allacker, K., Mathieux, F., Pennington, D. and Pant, R. (2017), “The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 22, pp. 1441-1458. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-016-1244-0 [Accessed 4 March 2024].
- Atta, N. (2023a), *Green Approaches in Building Design and Management Practices – Windows of Opportunity Towards Circularity*, Springer Nature, Switzerland. [Online] Available at: doi.org/10.1007/978-3-031-46760-8 [Accessed 4 March 2024].
- Atta, N. (2023b), “Remanufacturing towards circularity in the construction sector – The role of digital technologies”, in Arbizzani, E., Cangelli, E., Clemente, C., Cumo, F., Giofrè, F., Giovenale, A. M., Palme, M. and Paris, S. (eds), *Technological Imagination in the Green and Digital Transition – Proceedings of the International Conference on Technological Imagination in the Green and Digital Transition, CONFITECH, Rome, Italy, 30 June-2 July 2022*, Springer, Cham, pp. 493-503. [Online] Available at: doi.org/10.1007/978-3-031-29515-7_45 [Accessed 4 March 2024].
- BRE Global (2013), *BRE Environmental Profiles 2013 – Product Category Rules for Type III environmental product declaration of construction products to EN 15804:2012*, IHS BRE Press, Bracknell. [Online] Available at: files.bre-

The experimentation results highlight that the environmental benefits achieved in the case study through the application of reuse practices are significant in percentage terms compared to the traditional ‘linear’ approach. By improving the awareness of the outcomes of circular practices, the proposed tool can be helpful to support – with a cost-benefit approach – decisions on the adoption of possible reuse strategies in the pre-feasibility and preliminary design phases, commonly characterised by a lack of data compared to the level of information detail required by complex calculation tools. Furthermore, the tool can allow us to measure sustainability performance in a reliable and repeatable way during the post-reuse evaluation phase, with a view to sustainability disclosure.

Although simplified, the method presented provides reliable data based on information from product-specific surveys (EPD) and established and widely used analytical processes (LCA). The tool’s applicability is, therefore, dependent on the availability of the data. Therefore, the unavailability of the data contained in EPDs and LCAs may represent a limit to the application of the method.

However, based on the evidence of the application phase, information on the environmental impacts of building elements seems to be increasingly guaranteed by a reference framework that pushes the sector operators to develop ‘support’ doc-

group.com/bre-co-uk-file-library-copy/filelibrary/Materials/BRE_Response_to_PCR_Public_Consultation_Comments.KN5318.pdf [Accessed 4 March 2024].

Bruno, E. and Carota, F. (2021), “Rigenerazione contro demolizione – Strategie, comportamenti e attivazione locale nel sito di Yongqing Fang | Regeneration versus demolition – Strategies, actions and local practices on Yongqing Fang Site”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 9, pp. 146-157. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/9142021 [Accessed 4 March 2024].

Butzer, S. and Schötz, S. (2016), *D3.3 – D3.4 Map of remanufacturing processes landscape*, European Remanufacturing Network (ERN). [Online] Available at: remanufacturing.eu/assets/pdfs/ERN_DeliverableReport_WP3_Processes_final_for_upload-I.pdf [Accessed 4 March 2024].

Camilleri, M. A. (2020), “European environment policy for the circular economy – Implications for business and industry stakeholders”, in *Sustainable Development*, vol. 28, issue 6, pp. 1804-1812. [Online] Available at: doi.org/10.1002/sd.2113 [Accessed 4 March 2024].

Davino, G. and Bassolino, E. (2019), “Strategie di progettazione adattiva per il retrofit di edifici in risposta ai cambiamenti climatici | Adaptive design strategies for buildings’ retrofit in response to climate change”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 6, pp. 192-199. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/6182019 [Accessed 4 March 2024].

De Joanna, P., Bronzino, E. and Lusi, V. (2022), “Resilienza e circolarità nel progetto edilizio sostenibile – Strumenti di valutazione integrata preliminare | Resilience and circularity in sustainable building design – Integrated tools for pre-intervention assessment”, in *Agathón | International Journal of Architecture Art and Design*, vol. 12, pp. 122-135. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/

12112022 [Accessed 4 March 2024].

De Pascale, A., Arbolino, R., Szopik-Depczyńska, K., Limosani, M. and Ioppolo, G. (2021), “A systematic review for measuring circular economy – The 61 indicators”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 281, article 124942, pp. 1-37. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124942 [Accessed 4 March 2024].

De Wolf, C., Hoxha, E. and Fivet, C. (2020), “Comparison of environmental assessment methods when reusing building components – A case study”, in *Sustainable Cities and Society*, vol. 61, article 102322, pp. 1-11. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.scs.2020.102322 [Accessed 4 March 2024].

Dodd, N., Donatello, S. and Cordella, M. (2021), *Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings – User Manual 1 – Introduction to the Level(s) common framework (Publication version 1.1)*. [Online] Available at: susproc.jrc.ec.europa.eu/product-bureau/sites/default/files/2021-01/UM1_Introduction_to_Level%28s%29_v1.1_27pp.pdf [Accessed 4 March 2024].

Ekvall, T. and Tillman, A. M. (1997), “Open-loop recycling – Criteria for allocation procedures”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 2, pp. 155-162. [Online] Available at: doi.org/10.1007/BF02978810 [Accessed 4 March 2024].

EPRS – European Parliamentary Research Service (2024), *Fit for 55 package*. [Online] Available at: europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2022/733513/EPRS_BRI(2022)733513_EN.pdf [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2021a), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – ‘Fit for 55’ – Delivering the EU’s 2030*

Climate Target on the way to climate neutrality, document 52021DC0550, 550 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0550 [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2021b), *Commission Regulation (EU) 2021/341 of 23 February 2021 amending Regulations (EU) 2019/424, (EU) 2019/1781, (EU) 2019/2019, (EU) 2019/2020, (EU) 2019/2021, (EU) 2019/2022, (EU) 2019/2023 and (EU) 2019/2024 with regard to ecodesign requirements for servers and data storage products, electric motors and variable speed drives, refrigerating appliances, light sources and separate control gears, electronic displays, household dishwashers, household washing machines and household washer-dryers and refrigerating appliances with a direct sales function*, document 32021R0341, C/2021/923. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/eli/reg/2021/341/oj [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2020), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe*, document 52020DC0098, 98 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A52020DC0098 [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2019), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – The European Green Deal*, document 52019DC0640, 640 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52019DC0640 [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2015), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – Closing the Loop – An EU Action Plan for the Circular Economy*, document 52015DC0614, 614 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614 [Accessed 4 March 2024].

European Commission (2008), *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – Public procurement for a better environment*, document 52008DC0400, 400 final. [Online] Available at: eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52008DC0400 [Accessed 4 March 2024].

European Parliament and Council of the European Union (2022), *Directive (EU) 2022/2464 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2022 amending Regulation (EU) No 537/2014, Directive 2004/109/EC, Directive 2006/43/EC and Directive 2013/34/EU, as regards corporate sustainability reporting*, document 32022L2464, PE/35/2022/REV/1. [Online] Available at: data.europa.eu/eli/dir/2022/2464/oj [Accessed 4 March 2024].

European Parliament and Council of the European Union (2011), *Regulation (EU) No 305/2011 of the European Parliament and of the Council of 9 March 2011 laying down harmonised conditions for the marketing of construction products and repealing Council Directive 89/106/EEC*, document 32011R0305. [Online] Available at: data.europa.eu/eli/reg/2011/305/oj [Accessed 4 March 2024].

Frischknecht, R. (2010), “LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency”, in *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, pp. 666-671. [Online] Available at: doi.org/10.1007/s11367-010-0201-6 [Accessed 4 March 2024].

Gallego-Schmid, A., Chen, H.-M., Sharmina, M. and Mendoza, J. M. F. (2020), “Links between circular economy and climate change mitigation in the built environment”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 260, article 121115, pp. 1-14. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121115 [Accessed 4 March 2024].

González, A., Sendra, C., Herena, A., Rosquillas, M. and Vaz, D. (2021), “Methodology to assess the circularity in

building construction and refurbishment activities”, in *Resources, Conservation & Recycling Advances*, vol. 12, article 200051, pp. 1-19. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.rcradv.2021.200051 [Accessed 4 March 2024].

ISO 14044:2006, *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*. [Online] Available at: iso.org/standard/38498.html [Accessed 4 March 2024].

ISO 14040:2006, *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*. [Online] Available at: iso.org/standard/37456.html [Accessed 4 March 2024].

Kanters, J. (2020), “Circular building design – An analysis of barriers and drivers for a circular building sector”, in *Buildings*, vol. 10, issue 4, article 77, pp. 1-16. [Online] Available at: doi.org/10.3390/buildings10040077 [Accessed 4 March 2024].

Khadim, N., Agliata, R., Marino, A., Thaheem, M. J. and Mollo, L. (2022), “Critical review of nano and micro-level building circularity indicators and frameworks”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 357, article 131859, pp. 1-14. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131859 [Accessed 4 March 2024].

Munaro, M. R. and Tavares, S. F. (2023), “A review on barriers, drivers, and stakeholders towards the circular economy – The construction sector perspective”, in *Cleaner and Responsible Consumption*, vol. 8, article 100107, pp. 1-14. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.clrc.2023.100107 [Accessed 4 March 2024].

Norouzi, M., Châfer, M., Cabeza, L. F., Jiménez, L. and Boer, D. (2021), “Circular economy in the building and construction sector – A scientific evolution analysis”, in *Journal of Building Engineering*, vol. 44, article 102704, pp. 1-18. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jobe.2021.102704 [Accessed 4 March 2024].

Oluleye, B. I., Chan, D. W. M., Saka, A. B. and Olawumi, T. O. (2022), “Circular economy research on building construction and demolition waste – A review of current trends and future research directions”, in *Journal of Cleaner Production*, vol. 357, article 131927, pp. 1-18. [Online] Available at: doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131927 [Accessed 4 March 2024].

Osobajo, O. A., Oke, A., Omotayo, T. and Obi, L. I. (2022), “A systematic review of circular economy research in the construction industry”, in *Smart and Sustainable Built Environment*, vol. 11, issue 1, pp. 39-64. [Online] Available at: doi.org/10.1108/SASBE-04-2020-0034 [Accessed 4 March 2024].

Paiho, S., Mäki, E., Wessberg, N., Paavola, M., Tuominen, P., Antikainen, M., Heikkilä, J., Rozado, C. A. and Jung, N. (2020), “Towards circular cities – Conceptualizing core aspects”, in *Sustainable Cities and Society*, vol. 59, article 102143, pp. 1-19. [Online] Available at: sciencedirect.com/science/article/pii/S221067072030130X [Accessed 4 March 2024].

Parker, D., Riley, K., Robinson, S., Symington, H., Tewson, J., Jansson, K. and Peck, D. (2015), *Remanufacturing market study*, European Remanufacturing Network (ERN). [Online] Available at: remanufacturing.eu/assets/pdfs/remanufacturing-market-study.pdf [Accessed 4 March 2024].

PAS 2050:2008, *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*, The British Standard Institute. [Online] Available at: carbonconstruct.com/pdf/pas_2050.pdf [Accessed 4 March 2024].

Rahla, K. M., Mateus, R. and Bragança, L. (2021), “Implementing circular economy strategies in building – From theory to practice”, in *Applied System Innovation*, vol. 4, issue 2, article 26, pp. 1-14. [Online] Available at: mdpi.com/2571-5577/4/2/26 [Accessed 4 March 2024].

Rigillo, M., Galluccio, G. and Paragliola, F. (2023), “Digitale e circolarità in edilizia – Le KETs per la gestione degli scarti in UE | Digital and circularity in building – KETs for waste management in the European Union”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 13, pp. 247-258. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/13212023 [Accessed 4 March 2024].

Sposito, C. and De Giovanni G. (2023), “Affrontare la complessità – Integrare LCA, ERA ed ESA per valutare impatti e benefici antropici sulla biosfera | Dealing with complexity – Integrating LCA, ERA and ESA to assess human impacts and benefits on the biosphere”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 14, pp. 12-39. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1412023 [Accessed 4 March 2024].

UNI EN 15804:2021, *Sostenibilità delle costruzioni – Dichiarazioni ambientali di prodotto – Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto*. [Online] Available at: store.uni.com/uni-en-15804-2021 [Accessed 4 March 2024].

Zaffagnini, T. and Morganti, L. (2022), “Data-driven LCA per l’innovazione industriale green delle facciate continue customizzate | Data-driven LCA for green industrial innovation of custom curtain walls”, in *Agathón | International Journal of Architecture, Art and Design*, vol. 12, pp. 94-105. [Online] Available at: doi.org/10.19229/2464-9309/1292022 [Accessed 4 March 2024].

Zhang, N., Han, Q. and de Vries, B. (2021), “Building circularity assessment in the architecture, engineering, and construction industry – A new framework”, in *Sustainability*, vol. 13, issue 22, article 12466, pp. 1-21. [Online] Available at: doi.org/10.3390/su132212466 [Accessed 4 March 2024].