ZUKUNFT BAU
FORSCHUNGSFÖRDERUNG

Bundesinstitut
für Bau-, Stadt- und
Raumforschung
im Bundesamt für Bauwesen
und Raumordnung

BBSR-
Online-Publikation
63/2024

Nutzungspotenziale von Materialien aus dem Rückbau

von

Prof. Dr. Linda Hildebrand
Lion Gerlich
Prof. Dr. Kathrin Greiff
Berfin Bayram
Prof. Dr. Marzia Traverso
Anna Luthin

Nutzungspotenziale von Materialien aus dem Rückbau

Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Baumaterialien hinsichtlich ihrer technischen, ökologischen und ökonomischen Eignung zur Wiederverwertung

Gefördert durch:

Bundesministerium
für Wohnen, Stadtentwicklung
und Bauwesen

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

ZUKUNFT BAU
FORSCHUNGSFÖRDERUNG

Dieses Projekt wurde gefördert vom Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Auftrag des Bundesministeriums für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen (BMWSB) aus Mitteln des Innovationsprogramms Zukunft Bau.
Aktenzeichen: 10.08.18.7-22.18
Projektlaufzeit: 07.2022 bis 03.2024

IMPRESSUM

Herausgeber
Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR)
im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR)
Deichmanns Aue 31–37
53179 Bonn

Fachbetreuer
Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung
Referat WB 3 „Forschung und Innovation im Bauwesen“
Daniel Wöffen
daniel.woeffen@bbr.bund.de

Autorinnen und Autoren
RWTH Aachen University
Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB)
Prof. Dr.-Ing. Linda Hildebrand (Projektleitung)

Lion Gerlich
gerlich@rb.arch.rwth-aachen.de

Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS)
Prof. Dr.-Ing. Kathrin Greiff

Berfin Bayram
berfin.bayram@ants.rwth-aachen.de

Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INaB)
Prof. Dr.-Ing. Marzia Traverso

Anna Luthin
anna.luthin@inab.rwth-aachen.de

Lektorat
Usch Engelmann
Rotterdam

Stand
Februar 2024

Gestaltung
RWTH Aachen University
Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB)

Bildnachweis
Titelbild: Berfin Bayram
Berfin Bayram: S. 41
Porträtbilder, S. 93: Heike Lachmann; Martina Henschke; @ www.schmitter-fotografie.de; Moritz Schmidt

Vervielfältigung
Alle Rechte vorbehalten

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Zitierweise
Hildebrand, Linda; Gerlich, Lion; Greiff, Kathrin; Bayram, Berfin; Traverso, Marzia; Luthin, Anna, 2024: Nutzungspotenziale von Materialien aus dem Rückbau: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Baumaterialien hinsichtlich ihrer technischen, ökologischen und ökonomischen Eignung zur Wiederverwertung. BBSR-Online-Publikation 63/2024, Bonn.

ISSN 1868-0097 Bonn 2024

Inhalt

Kurzfassung 7
Abstract 9
1 Einführung 11
1.1 Hintergrund 11
1.2 Problemstellung 12
1.3 Zielstellung 13
1.4 Konsortium und Team 13
1.4.1 Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB) 14
1.4.2 Lehrstuhl für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS) 14
1.4.3 Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INaB) 14
1.5 Projektstruktur und Arbeitspakete 15
1.5.1 AP 1 Projektkoordination 15
1.5.2 AP 2 Grundlagen für die Bearbeitung 15
1.5.3 AP 3 Prozessmodellierung 16
1.5.4 AP 4 Methodenentwicklung 16
2 Literaturrecherche 17
2.1 Stand der Technik Abbruch 17
2.1.1 Begriffsbeschreibung 17
2.1.2 Abbruchgeräte und Methoden 18
2.1.2.1 Abbrucharbeiten mit Baggern 18
2.1.2.2 Abbrucharbeiten mit Kleingeräten 19
2.1.3 Einflussgrößen auf die Einsetzbarkeit von Abbruchmethoden 19
2.1.3.1 Einsetzbarkeit in Bezug auf die infrastrukturelle Anbindung 20
2.1.3.2 Einsetzbarkeit in Bezug auf die Platzverhältnisse auf dem Grundstück 20
2.1.3.3 Einsetzbarkeit des Materials 21
2.1.3.4 Einsetzbarkeit in Bezug auf den Bauteiltyp 22
2.1.3.5 Einsetzbarkeit in Bezug auf die Bauteilhöhe 22
2.1.3.6 Beeinträchtigungen des Umfelds 22
2.1.3.7 Schadstoffbelastungen 24
2. 2 Stand der Technik Aufbereitung Bau- und Abbruchabfälle 24
2.2.1 Aufbereitungstechniken 25
2.2.2 Anlagetypen 26
2.2.3 Verwertung von Endprodukten 26
2.2.4 Relevante Aspekte bei der Aufbereitung von mineral. Abfällen 28

2.2.4.1 Entfernung zur Aufbereitung 29
2.2.4.2 Mindestmaterialdurchsatz einer mobilen Aufbereitung 30

2.3 Ökologische und ökonomische Bewertung von Abbruch und Aufbereitung 30
2.3.1 Überblick Ökobilanzen 30
2.3.2 Auswertung der Studien 31
2.3.3 Überblick Lebenszykluskostenrechnung 34
2.3.4 Auswertung der Studien 35
2.3.5 Anwendung auf Fallstudie und Beitrag zur Methode aus ökonomischer Perspektive 36
2.3.5.1 Darstellung anderer Bewertungsmethoden/Datenbanksysteme 36

3 Fallstudie 39
3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen 39
3.1.1 Zielstellung 39
3.1.2 Sachbilanz 39
3.1.3.1 Lebenszyklusphasen 40
3.1.3.2 Ökologische Indikatoren 40
3.1.3.3 Ökonomische Indikatoren 40

3.2 Beschreibung Objekt 42
3.3 Variantenbildung Abbruch 44
3.3.1 Hochselektiv (HS) 45
3.3.2 Konventionell (Teilselektiv) 45
3.3.3 Variantenbildung Aufbereitung
3.5 Sachbilanz der Ökobilanz 45
3.5.1 Modellierung von End-of-Life-Szenarien 50
3.5.2 Gutschriften 52
3.5.3 Transport 53
3.5.4 Indikatoren für die Ökobilanz 55
3.6 Sachbilanz der Kostenanalyse 55
3.7 Funktionale Einheit der Kostenabschätzung 55
3.7.1 Sensitivitätsanalyse 56
3.8 Auswertung der Ergebnisse der Ökobilanz 57
3.8.1 Rückbauvarianten 57
3.8.2 Aufbereitungsvarianten 57
3.8.3 Abbruch- und Aufbereitungsmodellierungsvarianten 61

3.8.4 Endproduktübersicht und Anwendungsbereiche 64
3.8.5 Sensitivitätsanalysen 65
3.9 Ergebnisse der Lebenszykluskostenrechnung 66
3.9.1 Ökonomische Auswertung nach Kostenposition 67
3.9.2 Ökonomische Auswertung nach Bauteilgruppe 68
3.9.3 Sensitivitätsanalyse zur Lebenszykluskostenrechnung 69
3.10 Zusammenführung der LCA und LCC-Ergebnisse 70
3.11 Diskussion der Ergebnisse 73
4 Bewertungsmethodik 75
4.1 Qualitative Abfrage von technischen Rahmenbedingungen 77
4.1.1 Rahmenbedingungen 77
4.2 Quantitative Berechnung der entstehenden Umweltauswirkungen und Kosten 82
4.3 Interpretation der Ergebnisse (III) 84
4.4 Vorteile und Limitationen der Methodik 84
4.5 Expertenfeedback
4.5.1 Diskussion des Vortrags 86
4.5.1.1 Substitutionen 86
4.5.1.2 Kostendaten 86
4.5.1.3 Anwendungsbereich 86
4.5.1.4 Kommunizierbarkeit der Ergebnisse 86
4.5.1.5 Auswertung der Umfrage 86
4.5.1.6 Verständlichkeit der Methode 87
4.5.1.7 Bewertungsziel der Methode 87
4.5.1.8 Eingabeaufwand der Methode 88
4.1.5.9 Interpretation der Methodenergebnisse 88
5 Fazit 90
Mitwirkende 95
Abbildungsverzeichnis 104
Tabellenverzeichnis 106
Anlagen
A Literaturauswertung zu Ökobilanzdaten für Abriss/Rückbau/Aufbereitung 107
B Literaturauswertung Lebenszykluskosten für Abriss/Rückbau/Aufbereitung 108
C Modellierung Konventionell 109
D Modellierung Selektiv 110
E Datengrundlage Lebenszykluskosten 111
F Sensitivitätsprüfung 112

Kurzfassung

Die Umweltwirkung des Bausektors kann in verschiedenen Lebenszyklusphasen von Gebäuden verbessert werden. Mit den Reduzierungen in der Betriebsphase rückt die Gebäudesubstanz als Potenzial stärker in den Fokus. Ein Bauwerk, das als solches nicht weiter- oder umgenutzt werden kann, bindet Wertstoffe, die, wenn sie erschlossen werden, primäre Rohstoffe und Umweltwirkung für die Neuproduktion ersetzen können. Allein in Deutschland sind rund 28 Mrd. Tonnen Material in Bau- und Konsumgütern gebunden, wobei die mineralischen Fraktionen den größten Anteil ausmachen. Die Werthaltigkeit und die Einsatzmöglichkeiten von Materialien aus dem Rückbau variieren und sind abhängig von Materialeigenschaften, der Größe des Materialstroms, Sortenreinheit beim Abbruch, verfügbaren Aufbereitungswegen und von der Substitutionsmöglichkeit, d.h. Produkten, die Recyclingrohstoffe verwenden können.

Ziel des Projekts NuMaRü war die Entwicklung eines Bewertungsansatzes, der das Potenzial verschiedener Verwertungswege (gemeint ist der mögliche Weg von Abbruch bis zu einem Sekundärprodukt) vor dem Abbruch einschätzen kann. Grundlage für die Methode war eine Auswertung der Literatur zum Stand der Technik für die Themen Rückbau und Aufbereitung sowie zu verschiedenen ökologischen und ökonomischen Bewertungs- und Bilanzierungsansätzen. Basierend auf den Erkenntnissen der Literaturrecherche wurde ein Fallbeispiel modelliert, im Rahmen dessen eine Ökobilanz und parallele Lebenszykluskostenrechnung durchgeführt wurden. Die Erkenntnisse aus der Literaturrecherche sowie aus dem betrachteten Fallbeispiel dienten als Grundlage für die Methodenentwicklung.
Die Erkenntnisse der Literatur wurden in den Maßstabsebenen Infrastruktur, Objekt, Konstruktion und Material kategorisiert, um verschiedene Rückschlüsse auf die Verwertungswege zu entwickeln. Diese geben die Rahmenbedingungen für die Modellierung vor.
Im Fallbeispiel wurden acht verschiedene Szenarien modelliert. Es lassen sich folgende relevante Punkte zusammenfassen:

- Die Platzverhältnisse und der konstruktive Kontext bilden die Rahmenbedingungen des Rückbauverfahrens.
- Die Materialqualität nach Rückbau ist relevant für die weitere Aufbereitung und den damit verbundenen ökologischen und ökonomischen Aufwand. Dabei sind die Qualitätsunterschiede zwischen mobiler und stationärer Aufbereitung zu berücksichtigen.
- Die Transportentfernungen wirken sich auf die Empfehlung mobil oder stationär aus.
- Die Substitutionsfaktoren spielen eine entscheidende Rolle. Die zu erreichende Qualität der aufbereiteten Materialien bzw. Recyclingprodukte ist ausschlaggebend dafür, welche (vornehmliche primäre) Materialien ersetzt werden können.

Kern des Forschungsprojekts war die Entwicklung eines Bewertungsansatzes, der für sämtliche Abbruchvorhaben und verschiedene Gebäude angewendet werden kann. Er gliedert sich in drei Schritte:

- Rahmenbedingungen und Entscheidungsbaum Abbruch,
- Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung und
- Interpretation

Um die möglichen Szenarien für eine detaillierte Bewertung einzugrenzen, werden dafür im ersten Schritt die Rahmenbedingungen mithilfe eines Entscheidungsbaums abgefragt. Der Baum gliedert sich dabei in Abbruchgeräte, Prozesse und Aufbereitungstechniken. Qualitativ abgefragt wurden die verfügbare Infrastruktur vor Ort, Eigenschaften des Grundstückes (z.B. verfügbare Fläche), die konstruktiven Eigenschaften von Bauteilen und Eigenschaften von Restfraktionen. Im zweiten Schritt folgt die ökologische und ökonomische Bewertung der möglichen Abbruch- und Aufbereitungsszenarien. Dafür werden Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung parallel angewendet. Um den Weg für einheitliche Studien zu ebnen, wurden bestimmte

Rahmenbedingungen zur Anwendung der Methoden in Abbruch und Aufbereitung festgelegt und die entsprechenden Daten z.B. zu Aufbereitungsprozessen hinterlegt. Fokus hierbei liegt auf der Wahl der Systemgrenzen mit Anwendung des Cut-Off Ansatzes, der Wahl der funktionellen Einheit mit Flächenbezug und der Substitutionsfaktoren für Materialien aus dem Rückbau, die das Potenzial haben, primäre Rohstoffe (anteilig) zu ersetzen. Der Aufwand der primären Datenerhebung sollte damit reduziert werden. Als letzter Schritt folgte die Interpretation, die alle betrachteten Aspekte in Zusammenhang bringt.
Die Methodik kann von Bauherrinnen und Bauherren in der Planungsphase des Abbruches von Gebäuden für eine frühzeitige Abschätzung angewendet werden. Zum Ende des Lebenszyklus des Gebäudes kann die Methodik anhand aktuell verfügbarer Daten genutzt werden, um abzuschätzen, welche Rückbau- und Aufbereitungsszenarien aus ökologischer und ökonomischer Sicht am vorteilhaftesten sind. Die Analyse der Erkenntnisse kann aber auch Handlungshinweise für den Neubau liefern. Zukünftig kann dieser Ansatz weiterentwickelt werden, bis hin zur Entwicklung eines Tools, das bei Planung oder Abbruch genutzt werden kann.

Abstract

The environmental impact of the construction sector can be improved in various life cycle phases of buildings. With the reductions in the operating phase, the potential of the building fabric is moving more into focus. A building that cannot be reused or repurposed as such ties up valuable materials that, if utilised, can replace primary raw materials and the environmental impact for new production. In Germany alone, around 28 billion tonnes of material are tied up in construction and consumer goods, with mineral fractions accounting for the largest share. The intrinsic value and potential uses of materials from demolition vary and depend on material properties, the size of the material stream, purity of type during demolition, available reprocessing routes and the possibility of substitution, i.e. products that can use recycled raw materials.
The NuMaRü project aimed to develop an evaluation approach that can assess the potential of different recycling routes (i.e. the possible route from demolition to a secondary product) before demolition. The basis for the method was an evaluation of the literature on the state of the art for the topics of dismantling and reprocessing as well as on various ecological and economic assessment and balancing approaches. Based on the findings of the literature research, a case study was modelled in which a life cycle assessment and parallel life cycle costing were carried out. The literature research findings and the case study served as the basis for developing the methodology.
The findings from the literature were categorised into the scale levels of infrastructure, object, construction, and material in order to develop various conclusions about the utilisation paths. These provide the framework conditions for the modelling.
Eight different scenarios were modelled in the case study. The following relevant points can be summarised:

- The space available and the structural context form the framework conditions for the dismantling process.
- The material quality after dismantling is relevant for further reprocessing and the associated ecological and economic costs. The differences in quality between mobile and stationary reprocessing must be taken into account.
- The transport distances affect the recommendation for a mobile or a stationary process.
- The substitution factors play a decisive role. The quality of the processed materials or recycled products to be achieved is decisive in determining which (mainly primary) materials can be replaced.

The core of the research project was the development of an assessment approach that can be applied to all demolition projects and various buildings. It is divided into three steps.

- Framework conditions and decision tree Demolition,
- Life cycle assessment and life cycle costing, and
- Interpretation

In order to narrow down the possible scenarios for a detailed assessment, the framework conditions are first analysed using a decision tree. The tree is divided into demolition equipment, processes and reprocessing techniques. Qualitative questions were asked about the available infrastructure on site, the characteristics of the property (e.g. available space), the structural properties of building components and the properties of residual fractions. The second step is the ecological and economic assessment of the possible demolition and reprocessing scenarios. To this end, life cycle assessment and life cycle costing are applied in parallel. In order to pave the way for standardised studies, certain framework conditions for the application of the methods in demolition and reprocessing were defined, and the corresponding data, e.g. on reprocessing processes, were stored. The focus here is on the choice of system boundaries with an application of the cut-off approach, the choice of the functional unit with reference to area, and the substitution factors for materials from dismantling that have the potential to (proportionately) replace primary raw materials.

This should reduce the effort involved in primary data collection. The final step is the interpretation, which brings all the aspects considered into context.
The methodology can be used by building owners in the planning phase of the demolition of buildings for an early assessment. At the end of the building's life cycle, the methodology can be used based on currently available data to estimate which dismantling and reprocessing scenarios are the most favourable from an ecological and economic point of view. However, analysing the findings can also provide pointers for new construction. In the future, this approach can be further developed into a tool that can be used during planning or demolition.

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Während die Verbesserung der energetischen Effizienz von Gebäude in der Nutzung lange im Fokus von Öffentlichkeit, Politik und Forschung standen, ist über die letzten Jahrzehnte deutlich geworden, dass eine Reform des Bauwesens im Sinne der Sustainable Development Goals der UN (Agenda 2030) und die Reduktion der Treibhausgase, wie im Paris-Abkommen gefordert, einen erweiterten Betrachtungshorizont erfordern. Diese Ziele sind in Deutschland in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik (Bundesregierung (BRD), 2021) und auf europäischer Ebene in der Agenda 2030 kodifiziert. Um die gesteckten Ziele erreichen zu können, müssen in allen Lebens- und Planungsphasen eines Gebäudes bestehende Prozesse grundlegend neugedacht werden. Die Notwendigkeit zur Schließung von Wertschöpfungsketten ist dabei wesentlich. Die Europäische Union hat einen Aktionsplan zur Förderung der Kreislaufwirtschaft formuliert. Der „Circular economy action Plan" wurde 2015 zum ersten Mal verabschiedet und 2020 im Rahmen des European Green Deal neuaufgelegt. Hier wird der Bausektor dezidiert als wichtiges Aktionsfeld identifiziert.

Im Rahmen der Wirtschaftstransformation hin zu einem nachhaltigen zirkulären System kommt dem Bauen wegen seines hohen Beitrags zu Treibhausgasemissionen, zum Energie- und Ressourcenverbrauch sowie der Abfallproduktion eine besondere Bedeutung zu. Während ein Großteil der im Lebenszyklus eines Gebäudes anfallenden Treibhausgasemissionen in Herstellung und Betrieb eines Gebäudes entstehen, haben der Rückbau und die Aufbereitung bzw. Entsorgung von Materialien aus dem Rückbau Auswirkungen auf die entstehenden Abfallmengen und damit im Übertrag auch auf den Ressourcenverbrauch des Bausektors. Die hohen Recyclingquotienten in Deutschland werden vor allem durch geringe Qualität und einer Nutzung z. B. im Tiefbau erreicht. Entsprechend dem politischen Rahmens ist es das Ziel, den Primärressourcenverbrauch und Umweltwirkungen des Bausektors durch hochwertige Wiederverwertungs- und Wiederverwendungswege zu senken.

Durch die immer höhere energetische Effizienz in der Betriebsphase von zumindest Neubauten verschiebt sich der Fokus stärker auf Material und Konstruktion. Die Optimierungspotenziale scheinen zumindest im Neubau klein. Dies begründet unter anderem das neue Verständnis im Umgang mit Material und Substanz. Die Vermeidung von Abfällen und dem Verlust von wiedereinsetzbaren Materialien (oder sogar Bauteilen) ist dabei nicht nur aus rein ökologischer Sicht erstrebenswert. Die zukünftig zu erwartende Verknappung von Primärmaterialien aller Art durch die bisherige lineare Ausbeutung endlicher Ressourcenvorkommen führt zu perspektivisch steigenden Rohstoffpreisen. Aktuelle geopolitische Entwicklungen, die sich sowohl auf die Verfügbarkeit von Import-Materialien als auch von Energiepreisen ausgewirkt haben, beschleunigen diese Prozesse weiter.

Dabei sind erhebliche Material- und Rohstoffvorkommen in Bau- und Konsumgütern gebunden. Dieses der Umwelt bereits entnommene Materialvorkommen, auch anthropogenes Lager genannt, wird vom Umweltbundesamt mit circa 28 Mrd. Tonnen Material allein in Deutschland geschätzt (Umweltbundesamt, 2017, S. 32). Ein Großteil dieser Materialien entfällt auf mineralische Fraktionen, gefolgt von Holz, Kunststoffen und Metallen. Während nach Hochrechnung der Materialinput den Output aus dem Abbruch momentan noch übersteigt, ist prognostiziert, dass sich dieser Trend aufgrund demografischer Entwicklungen bis 2050 umkehrt und mehr Abbruchmaterial anfällt als neuverbaut wird (Deilmann et al., 2017, S. 60). In den meisten Fällen verursacht die Wiederverwertung von Sekundärmaterialien weniger Emissionen als die Gewinnung von neuem Primärmaterial. Die Werthaltigkeit und das Potenzial zur Wiedereinsetzbarkeit sind jedoch je nach Materialstrom sehr unterschiedlich.

1.2 Problemstellung

Methoden zur Bewertung von Aufwand zum Rückbau, der Aufbereitung und der Wiedereinsetzbarkeit im Sinne der Wiederverwendung oder –verwertung sind nur in Teilen vorhanden. Ein Anspruch an eine solche Methode ist, dass die technischen Eigenschaften sowohl aus ökologischer als auch ökonomischer Perspektive betrachtet und bewertet werden.

Verschiedene Herangehensweisen der letzten Jahre widmen sich dieser Herausforderung und bedienen sich in unterschiedlichen Formen qualitativer oder quantitativer Ansätze.. Zertifizierungssysteme, wie der DGNB Kriterienkatalog Gebäude Rückbau (Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen – DGNB e.V., 2020) benutzen beispielsweise eine Mischung aus qualitativen Abfragen und Punktegutschriften für erfolgte Berechnungen. Andere wissenschaftliche Arbeiten fokussieren sich auf Teilbereiche oder stellen den Materialfaktor in den Vordergrund. Dieser bedeutet einen scheinbaren Zwang von qualitativen Zuordnungen, da qualitative Unterschiede oft nur abstrakt zu fassen sind. Auch die Frage, für welche Materialströme oder Bauteile sich welcher Aufwand lohnt oder ökologisch effizient ist, kann so nicht beantwortet werden, da in der qualitativen Zuweisung immer eine implizite Wertung enthalten ist.

Das sinnvolle Erschließen der im Gebäudebestand gebundenen Werte (im Sinn von Ressourcen) erfordert einen Abwägungsprozess zwischen den verschiedenen Einflussgrößen Kapital und Umweltwirkung. Dafür ist es nötig, die ökologische und ökonomische Dimension von Planungsentscheidungen in einen Zusammenhang zu bringen, um sie mit den daraus gewonnenen Informationen abzuwägen. Vereinfacht gesagt, muss ein Weg nicht nur ökologisch sinnvoll sein, sondern auch technisch möglich und für die Marktteilnehmenden rentabel.

Die verbreitete Methode zur quantitativen Bewertung ökologischer Auswirkungen im Lebenszyklus ist die Ökobilanzierung (engl. Life Cycle Assessment). Diese grundsätzlich systemoffene Art der Erfassung verschiedener Produktsysteme oder Dienstleistungen bietet den Vorteil einer bekannten, etablierten Methode. Mit der Ökobilanzierung kann die Umweltwirkung in verschiedenen Phasen nach DIN (DIN EN 15804 | 2022-03, o. J.) und ISO (ISO 14040/44:2006) quantifiziert werden. Eine Bewertung lediglich eines vordefinierten Verwertungswegs scheint jedoch wenig aussagekräftig, da sich die Materialqualitäten nach Abbruch erheblich auf den Materialoutput nach der Aufbereitung auswirken. Erst mit der Berücksichtigung des konstruktiven Kontexts kann der Zustand des Materials nach der Nutzung bewertet und ökologische Auswirkungen modelliert werden.

Für die Bewertung der Kosten sind verschiedene Methoden verbreitet, anhand derer aus unterschiedlichen Perspektiven bestimmte Prozessteile abgefragt werden. Die Kostenabwicklung in der freien Wirtschaft erfolgt meist über Pauschal- oder Einheitsverträge. Die Abwicklung der einzelnen Prozessteile bleibt meist den Abbruchunternehmern überlassen, welche in ihren ökonomischen Abhängigkeiten agieren. Problematisch ist auch die komplexe Struktur der Auftragnehmenden. Die Rückbauunternehmen und die Aufbereitenden sind für verschiedene Materialströme meist unterschiedliche Marktteilnehmende. Das Gegenstück zum Life Cycle Assessment bietet die Kostenanalyse (Life Cycle Cost (LCC)), welche eine Quantifizierung der anfallenden Kosten methodisch ermöglicht.
Eine Methode, die sich auf die gleichen Phasen und Systemgrenzen bezieht, um den ökologischen und ökonomischen Wert nach der Nutzung auszuweisen, ist nicht bekannt.

1.3 Zielstellung

Das übergeordnete Ziel des Forschungsprojekts ist die Förderung von Ansätzen der Kreislaufwirtschaft und nachhaltigen Prozessen im Bauwesen. Die Ergebnisse sollen einen Beitrag zur besseren Quantifizierbarkeit von Abbruch- und Aufbereitungsprozessen, sowie der Parallelbetrachtung von Kosten und Umweltindikatoren leisten. Die Schließung von Stoffkreisläufen im Bausektor, der die größte Abfallmenge in Europa verursacht, ist ein komplexes Thema, das immer mehr an Bedeutung gewinnt. Vertretende von Investoren und Bauherrschaft sind oft mit der Frage konfrontiert, welchen Wert ein Gebäude nach dem Ablauf seiner Nutzungsdauer hat. Das Forschungsprojekt zielt darauf ab, einen methodischen Ansatz zur Beantwortung dieser Frage zu schaffen, indem die Kosten und Umweltleistung von Abriss- und Abbruchmaterialien ermittelt werden.

Arbeitshypothesen:

- Die komplexen Systeme von Abbruch, Aufbereitung und Entsorgungswegen können nur gebündelt betrachtet werden
- Ökologische und ökonomische Bewertungen müssen zusammen betrachtet werden, um zu umsetzbaren Lösungen zu kommen
- Die Wiedereinsetzbarkeit von Produkten kann durch Substitution rechnerisch abgebildet werden

Projektziele:

- Die Darstellung des Forschungsstandes im Bereich Abbruch-/Aufbereitungstechnik sowie zu Bewertungsmethoden und der Anwendung von quantitativen Bilanzierungsansätzen
- Die Erarbeitung von Systemgrenzen und funktioneller Einheit zur Durchführung von Abbruchmodellierungen zur Bewertung
- Die rechnerische Erprobung der Methodiken an einer Fallstudie
- Die Erarbeitung eines übergeordneten, methodischen Rahmens
- Die Präsentation der Ergebnisse vor einem Expertengremium

Methodische Anforderungen:

- Die gleichzeitige Betrachtung von ökonomischen, ökologischen und technischen Aspekten
- Die Möglichkeit, aus den Ergebnissen eine Handlungsempfehlung abzuleiten
- Der Fokus liegt auf der Bewertung von Bestandsprojekten, mit der implizierten Möglichkeit der Übertragung auf Neubauprojekten.

1.4 Konsortium und Team

Das Forschungsvorhaben Nutzungspotenziale für Materialien aus dem Rückbau, kurz NuMaRü, wurde von verschiedenen Instituten der RWTH Aachen University bearbeitet. Die RWTH Aachen University verfügt insbesondere durch ihr starkes Profil in den Bereichen Forschung, Lehre und Weiterbildung über ein außerordentlich hohes Potenzial für technologieorientierte Gründungen. Sie bedient sich der starken Forschungsnetzwerke und der intellektuellen Neugier ihrer Mitarbeitenden, um Wissen zu anspruchsvollen wissenschaftlichen Fragestellungen zu generieren, führendes Wissen zu transferieren und Lösungen zu entwickeln, die sich auf

heutige und zukünftige Herausforderungen auswirken. Das Center for Circular Economy (CCE) der RWTH Aachen University wurde gegründet, um die starken technischen und ökologischen Kompetenzen der RWTH Aachen University im Bereich der Circular Economy zu bündeln. Die drei am Forschungsvorhaben beteiligten Institute der RWTH Aachen University (Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB), Lehrstuhl für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS), Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INaB)) sind aktive Mitglieder des CCE und bündeln ihre Kompetenzen zur Entwicklung einer Methode, die Nutzungspotenziale aus dem Rückbau beurteilt.

1.4.1 Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB)

Das RB beschäftigt sich unter der Leitung von Prof. Dr.-Ing. Linda Hildebrand mit den Umweltwirkungen von architektonischen Planungsentscheidungen in verschiedenen Maßstäben. Dabei steht der Ressourceneinsatz in der Herstellungs- und Rückbauphase des Gebäudes im Fokus. In zahlreichen Kooperationen mit Partnern aus der Forschung, sowie wirtschaftlichen Akteuren beschäftigt sich das Institut zum einen mit der Wissensgenerierung zu ressourceneffizientem und kreislaufgerechtem Bauen und zum anderen mit deren Breitenanwendung. Beispiele für letzteres sind das Forschungsprojekt Regionales Netzwerk Ressourceneffizientes Bauen (ReNeReB), gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWi), sowie das begleitende DBU-Projekt zur Alnatura Hauptverwaltung. Die ökologische Bewertung von Prozessen und Bauprodukten steht für RB im Vordergrund. Dabei wird das Ziel verfolgt, für verschiedene Anwendungen belastbare und pragmatisch ermittelbare Daten zu gewinnen, die den Umwelteinfluss quantifizieren. Im Rahmen des Projekts wurde dies beispielhaft ermittelt, um Eingang in die zu entwickelnde Methode zu finden.

1.4.2 Lehrstuhl für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS)

Das ANTS sucht und analysiert unter der Leitung von Prof. Dr.-Ing. Kathrin Greiff in Forschung und Lehre nach Lösungen und Methoden, um anthropogene Stoffströme kreislauffähig zu gestalten. Die Kernkompetenzen des ANTS liegen in der Untersuchung, Entwicklung und Bewertung von sekundären Rohstoffsystemen. Dabei zeichnet sich unsere Arbeit durch eine starke Praxisnähe und durch ein fundiertes Wissen über Methoden, Konzepte und Praktiken der Circular Economy – besonders in der Lebenszyklusphase der Abfallaufbereitung – aus. Das ANTS ist in drei Forschungsgruppen gegliedert: Aufbereitung und Prozesstechnik, Sensortechnik und Data Science, Modellierung und Bewertung, um den Kreislauf der Stoffströme zu schließen.
Das ANTS konzentrierte sich in diesem Projekt darauf, den Aufbereitungsprozess aus technischer Sicht zu bewerten und die wesentlichen Parameter zu identifizieren, die bei der wirtschaftlichen und ökologischen Bewertung von Bedeutung sind. Mit der Modellierung und Bewertung wurden Szenarien der Aufbereitung von Bau- und Abbruchabfällen einschließlich verschiedener Aufbereitungstechniken, Materialgruppen und deren Massenaufteilung, Qualität und Anwendungsbereiche untersucht.

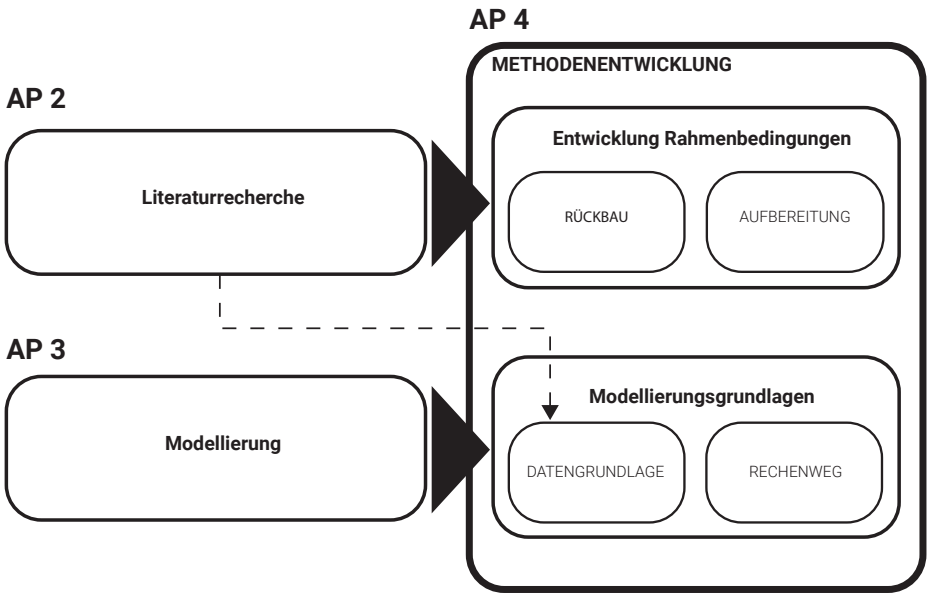
1.4.3 Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INaB)

Das Team am INaB, unter der Leitung von Prof. Dr.-Ing. Marzia Traverso, arbeitet an verschiedenen Projekten, die sich mit Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung im Kreislaufwirtschafts-Kontext sowie der Identifizierung von Trade-Offs zwischen den verschiedenen Säulen der Nachhaltigkeit befassen. Im Projekt FaBeR, das durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wird, erstellt das INaB beispielsweise eine Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung von recycelten Carbon- und Textilbetonprodukten. Das Team hat Erfahrung in der Anwendung der Analysemethoden und Handhabung relevanter Tools (z. B. GaBi Professional©). Es forscht aktiv an der Weiterentwicklung der bestehenden Ansätze für die Anwendung zur Nachhaltigkeitsbewertung von Kreislaufwirtschaftsstrategien sowie an der Entwicklung von Indikatoren und ist in diesem Sinne in der Arbeitsgruppe des CCE an der RWTH Aachen University aktiv.
Die Identifizierung von Trade-Offs zwischen ökonomischer Performance und anderen Bereichen, wie beispielsweise der Ökobilanz, ist integraler Bestandteil der Forschung am INaB. In diesem Projekt legte das INaB den Fokus auf die Lebenszykluskostenrechnung, welche parallel zur Ökobilanz erstellt wurde, um ökonomische Potenziale durch Rückbau und Aufbereitung zu betrachten.

1.5 Projektstruktur und Arbeitspakete

Das Forschungsvorhaben wurde in vier Arbeitspakete (AP) unterteilt, welche im Folgenden beschrieben werden. Die methodische Herangehensweise ist in Abbildung 1 dargestellt. Eine Literaturrecherche soll die technischen Rahmenbedingungen klären, denen Abbruchprozesse unterliegen, und Hinweise auf sinnvolle Aufbereitungswege geben. Die Modellierung einer Fallstudie mit den Methoden von Ökobilanz und Kostenanalyse soll die rechnerische Abbildbarkeit der zu untersuchenden Parameter erproben. Beide Teile werden als Bestandteile der methodischen Entwicklung gesehen.

Abbildung 1: Methodische Herangehensweise im Projekt



1.5.1 AP 1 Projektkoordination

Bei dem Forschungsvorhaben handelte es sich um ein Verbundprojekt. Die Projektkoordination wurde von der Juniorprofessur Rezykliergerechtes Bauen (RB) durchgeführt. Dabei übernahm RB die Dokumentation und Steuerung des Projekts. Darüber hinaus wurde die Zusammenarbeit zwischen den Partnern zentral koordiniert und auf diese Weise der systematische Informations- und Datenaustausch sichergestellt. Die Öffentlichkeitsarbeit und der Wissenstransfer wurden von den drei Instituten geleistet. Zudem wird derzeit ein Manuskript vorbereitet, das bei einer internationalen Fachzeitschrift mit Peer-Review eingereicht werden wird.

1.5.2 AP 2 Grundlagen für die Bearbeitung

AP 2 gliederte sich in fünf Arbeitsschritte. Zunächst wurde die Zielsetzung des Projekts unter Mitwirkung aller Institute konkretisiert (AP 2.1). Daraufhin wurde der Stand der Technik und die aktuellen Herausforderungen parallel nach Expertise in den verschiedenen Betrachtungsebenen Rückbau (RB, AP 2.2), Aufbereitung (ANTS, AP 2.3) sowie Lebenszyklusbetrachtung von Kosten und Umweltauswirkungen (INaB, 2.4) analysiert. Hierfür wurde eine Literaturrecherche basierend auf akademischen Publikationen sowie der Dokumentation von Rückbauprojekten aus Fachmagazinen durchgeführt. Dabei wurden unter anderem die verschiedenen Prozessschritte (Abbruch und Aufbereitung), die Endprodukte einschließlich ihrer Qualitäten und möglichen Anwendungsbereiche untersucht. Der Fokus bei der Analyse bisheriger Ökobilanzen und Lebenszykluskostenrechnungen lag auf der aktuellen, methodischen Handhabung der EoL (End of Life) Betrachtung im Gebäudekontext. Weiterhin wurde in diesem AP ein Fallbeispiel durch alle Institute mit dem assoziierten Praxispartner Fa. FEESS ausgewählt (AP 2.5, Meilenstein 1).

1.5.3 AP 3 Prozessmodellierung

Die Prozessmodellierung stellte das umfangreichste Arbeitspaket dar, unterteilt in drei Arbeitsschritte. Die drei Institute bearbeiteten das Fallbeispiel parallel mit ihren jeweiligen Schwerpunkten. Daten zu einem realen Fallbeispiel wurden erhoben hinsichtlich technischer und ökologischer Parameter der Rückbau- (AP 3.1) und Aufbereitungsprozesse für Bau- und Abbruchabfälle (AP 3.2) untersucht. Neben bereitgestellten Daten des assoziierten Praxispartners Fa. FEESS zu Materialströmen wurden weitere sekundäre Daten zur Durchführung einer vollständigen Ökobilanz sowie weitere Kostendaten für die Lebenszykluskostenrechnung, beispielsweise durch Preislisten und Anfragen an weitere Unternehmen, gesammelt (AP 3.3). RB beschäftigte sich mit der Ökobilanz des Gebäuderückbaus und ANTS beschäftigte sich mit der Ökobilanz der Aufbereitung der Mineralfraktion. Dabei wurden alle relevanten In- und Output Flüsse, beispielsweise im Zusammenhang mit dem Maschinenaufwand, Transport und Abfallströmen, betrachtet. Der Fokus der Studie lag neben dem Global Warming Potential auf anderen relevanten Umweltauswirkungen wie z. B. Landnutzung und Ressourcennutzung nach dem Indikatorenset ReCipe. Zur Analyse der ökonomischen Aspekte wurde parallel zur Ökobilanz eine Lebenszykluskostenrechnung durchgeführt. Hierfür wurden entsprechend die realen Geldströme (z. B. Lohn-, Material- und Energiekosten) für Rückbau, Transport und die Aufbereitung berücksichtigt. Die Modellierung basierte auf der ISO 15686-5:2017 sowie dem Code of Practice der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Um eine Bewertung verschiedener Rückbau-, Abbruchs- und Aufbereitungsvarianten vorzunehmen und verschiedene ökologische Hotspots, Kostentreiber und Trade-Offs zwischen ökologischer und ökonomischer Performance zu identifizieren, wurden über das Fallbeispiel hinaus verschiedene Szenarien ermittelt und diese gegenübergestellt. AP 3 wurde mit Meilenstein 2 (Teilergebnisse) abgeschlossen.

1.5.4 AP 4 Methodenentwicklung

Die Methodenentwicklung war der zentrale Teil des Projekts und auch der Meilenstein 3. In diesem Arbeitspaket wurden die Ergebnisse aus AP 2 (Literaturrecherche) und AP 3 (Ergebnisse der Fallanalyse der Institute) zusammengeführt und ausgewertet. Relevante Parameter zu technischen Möglichkeiten und detaillierte Informationen über Rückbau- und Abbruchprozesse sowie der Verarbeitung, einschließlich der Systeminputs und -outputs, wurden zusammengetragen. Ferner wurde analysiert, wie Nutzungspotenziale aus ökologischen und ökonomischen Bewertungen abgeleitet werden können. Abschließend wurden Anforderungen an die Datenerhebung für weitere Fallbeispiele (in der Nachfolge des Projekts) definiert. Dieses AP wurde von den Partnern gemeinsam bearbeitet.

2 Literaturrecherche

Ziel der Literaturrecherche ist es, die Prozesse für Abbruch und Aufbereitung zu strukturieren, um damit die ökologische und ökonomische Bewertung vorzubereiten. Die Recherche besteht aus drei Teilen. Zunächst wird der Stand der Technik zum Gebäudeabbruch dargestellt, gefolgt vom Stand der Technik der Aufbereitung von Bau- und Abbruchabfällen, jeweils mit dem Fokus auf mineralischen Baustoffe. Aus diesen Ergebnissen anderer wissenschaftlicher Arbeiten wurden Rahmenbedingungen für Abbruch und Aufbereitung formuliert und in einen Entscheidungsbaum übersetzt. In der methodischen Umsetzung dient dieser der Strukturierung der verfügbaren Abbruch- und Verwertungsrouten. Im dritten Teil wurden Veröffentlichungen untersucht, die Methoden in Bezug auf LCA und LCC beschreiben, um Erfahrungen einarbeiten zu können.

2.1 Stand der Technik Abbruch

2.1.1 Begriffsbeschreibung

Abbruch
Unter "Abbruch"-Prozessen, werden alle Arbeiten On-Site[1] am Objekt verstanden. Nicht eindeutig ist die Abgrenzung zwischen den Prozessen zu Sortier- und Aufbereitungsschritten, welche auf der Baustelle stattfinden. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Zeitpunkt der Einlagerung in Mulden auf der Baustelle als Abgrenzung zur Aufbereitung definiert, der Transport der Materialien ist somit Vor- bzw. Nachprozess der Aufbereitung, die Sortierung des Materials vor Ort Teil des Abbruchs. Die Abgrenzungen dieser Phasen in Abbruch, Aufbereitung und Wiedereinsetzbarkeit wurde im Rahmen des Projekts Circularity Score (Hildebrand et al., 2023) entwickelt und strukturiert sowohl den Ablauf der Berechnungen als auch den internen Arbeitsablauf im Projekt (siehe Projektstruktur und Arbeitspakete).

Unterschieden werden Abbruchprozesse grundsätzlich in der Tiefe der Selektierung, nach dem Umfang und nach dem angewendeten Verfahren (Rosen, 2021, S. S.50-53). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden die Begriffe Rückbau, Abbruch und Abriss häufig äquivalent gebraucht. Dabei ist „Abbruch" der definitorische Überbegriff, während sich Rückbau und Abriss auf die Selektionstiefe des Projekts beiziehen.

Abriss (konventioneller Abbruch)
Ein Abriss meint einen Abbruch ohne bauseitige Selektierung, unter Einsatz zerstörender Methoden, wie dem Einschlagen mit Fallbirnen oder Sprengungen. Der Anteil des konventionellen Abbruchs ist demnach rückläufig. In einer Befragung von 32 Rückbauunternehmen gab 2016 nur eines an, Abbruchmaterialien auf der der Baustelle nicht vorzusortieren (Motzko et al., 2016, S. 27).

Teilselektiver Rückbau
Der teilselektive Abbruch ist eine Zwischenform zwischen Abriss und selektivem Abbruch. Besonders werthaltige Materialien (insbesondere Metalle) werden im Vorfeld identifiziert und ausgebaut. Die restliche Substanz wird danach zerstörend abgebrochen. Dadurch können Entsorgungskosten minimiert werden. Ein Großteil der in Deutschland durchgeführten Abbruchmaßnahmen erfolgt teilselektiv.

Selektiver Rückbau
Unter selektivem Abbruch wird der schrittweise Rückbau aller Bauteilschichten in der entgegengesetzten Reihenfolge der Montage verstanden. Ziel ist die sortenreine Trennung der Materialien während des Abbruchs und die Sicherung von Wert- und insbesondere Schadstoffen. Durch eine geeignete Vorplanung und Erkundung können Trennschärfen bis zu 95 % erreicht werden (Clement et al., 2010, S. 18).

1 Engl.: auf dem Grundstück, vor Ort (eigene Übersetzung)

Demontage
Die Demontage eines Abbruchobjekts ist eine Steigerungsform des selektiven Abbruchs und gleichzeitig eine der Abbruchmethoden nach DIN 18007.„Die Bauteile werden durch Lösen der Verbindungen voneinander getrennt und ausgebaut:“ (*DIN 18007:2022-09, Abbrucharbeiten – Begriffe, Verfahren, Anwendungsbereiche*, 2022, S. 9). Demontagen kommen meist nur für Systembauten oder sehr hoch schadstoffbelastete Gebäuden/Bauteilen zum Einsatz. Grundvoraussetzung ist die Lösbarkeit der Fügungen.

2.1.2 Abbruchgeräte und Methoden

Abbruchverfahren werden in der DIN 18007 normativ erfasst (*DIN 18007:2022-09, Abbrucharbeiten – Begriffe, Verfahren, Anwendungsbereiche*, 2022). Es werden insgesamt 36 Verfahren unterschieden. Für Prozesse der Beräumung, welche nicht durch die DIN abgedeckt werden, schlagen Motzko et al. eine normative Ordnung in Anlehnung an ebenjene vor (Motzko et al., 2021, S. 4-6). Die technische Beschreibung der einzelnen Methoden ist gut dokumentiert; es wird hier nur auf die Arbeiten von Motzko et al. verwiesen, die die durch die DIN definierten Verfahren mit den aktuell üblichen Vorgehensweisen vergleicht und ausführlich erörtert.
Es dominiert der Abbruch mit Hydraulikbaggern, welche auch für den überwiegenden Teil der anfallenden Emissionen beim Abbruch verantwortlich sind (Di Maria et al., 2018; Weimann et al., 2013). In einer Umfrage 2016 gaben befragte Unternehmen außerdem einen Anstieg im Einsatz von Abbruchrobotern (Motzko et al., 2016, S. 23) an, als Hauptgründe für den Einsatz von Robotern werden beengte Verhältnisse und die Abbruchhöhe genannt. Trotzdem bleiben Abbruchroboter eher die Ausnahme als die Regel. In einem Modellversuch überstieg der Energieaufwand im Abbruch jedoch den für die Produktion eines Primärmaterials, ein vollständig automatisierter Abbruch macht deshalb vor allem in Kontext von Risiken, wie Schadstoffen, Sinn (Hildebrand et al., 2017).

2.1.2.1 Abbrucharbeiten mit Baggern

Die mit Hydraulikbaggern ausgeführten Arbeiten unterscheiden sich in der Art der Belastung, beziehungsweise Auslastung der Hydraulikkreisläufe des Baggers und dem eingesetzten Anbaugerät. Die verschiedenen Anbaugeräte ermöglichen es, in unterschiedlicher Weise Kraft auf das abzubrechende Bauteil abzutragen bis zu dessen Versagen.

Motzko et al. haben Lastzyklen zu Leistung und Benzinverbrauch bei leichter, mittlerer und hoher Auslastung erhoben (Motzko et al., 2016). Diese lassen keinen direkten Rückschluss auf das verwendete Verfahren zu. Es wird deshalb im Rahmen dieser Studie mit den Angaben des Treibstoffverbrauchs aus dem Urban Mining Index gearbeitet, sofern keine prozessspezifischen Daten vorhanden sind (Rosen, 2021). Diese Werte wurden teilweise durch Annahmewerte ergänzt. All diese Werte beziehen sich auf einen 40 t Hydraulikbagger. Differenzierte Angaben zu der Unterscheidung von Hydraulikbaggern, Baggern mit Longfrontausleger sowie Seilbaggern konnten nicht ermittelt werden. Durch die hohe Annahme des Dienstgewichts kann aber zumindest vorläufig mit diesen Werten gerechnet werden.

Die meisten beim Rückbau erfolgenden Arbeiten lasten nicht alle Hydraulikkreisläufe aus, da die meisten Methoden relativ lineare Abläufe verlangen. Dadurch entsteht eine Diskrepanz zwischen der geleisteten Bruttoarbeit und der Nettoarbeit, die in den eigentlichen Rückbau fließt. Geeignete Daten zur investierten Nettoarbeit stehen aus. Das Verhältnis zwischen Brutto- und Nettoarbeit (und damit die Effizienz des Prozesses) lässt sich ohne geeignete Erhebungen (Rosen, 2021) nicht eindeutig bestimmen. Durch den Umfang der normalerweise mit Hydraulikbaggern geleisteten Arbeiten und ihrem sehr hohen Anteil an den Umweltwirkungen eines Abbruchs lässt sich hier eines der Hauptoptimierungspotenziale innerhalb des Abbruchs vermuten. Die schlechte Energieverwertung von Verbrennungsmotoren verstärkt dies, ein Großteil der aufgebrachten Energie entfällt auf Abwärme und nicht auf die im Prozess geleistete Abwärme. Leistungskennwerte für inzwischen auf dem Markt verfügbare elektrische Bagger und Roboter konnten jedoch nicht aus der Literatur abgeleitet werden.

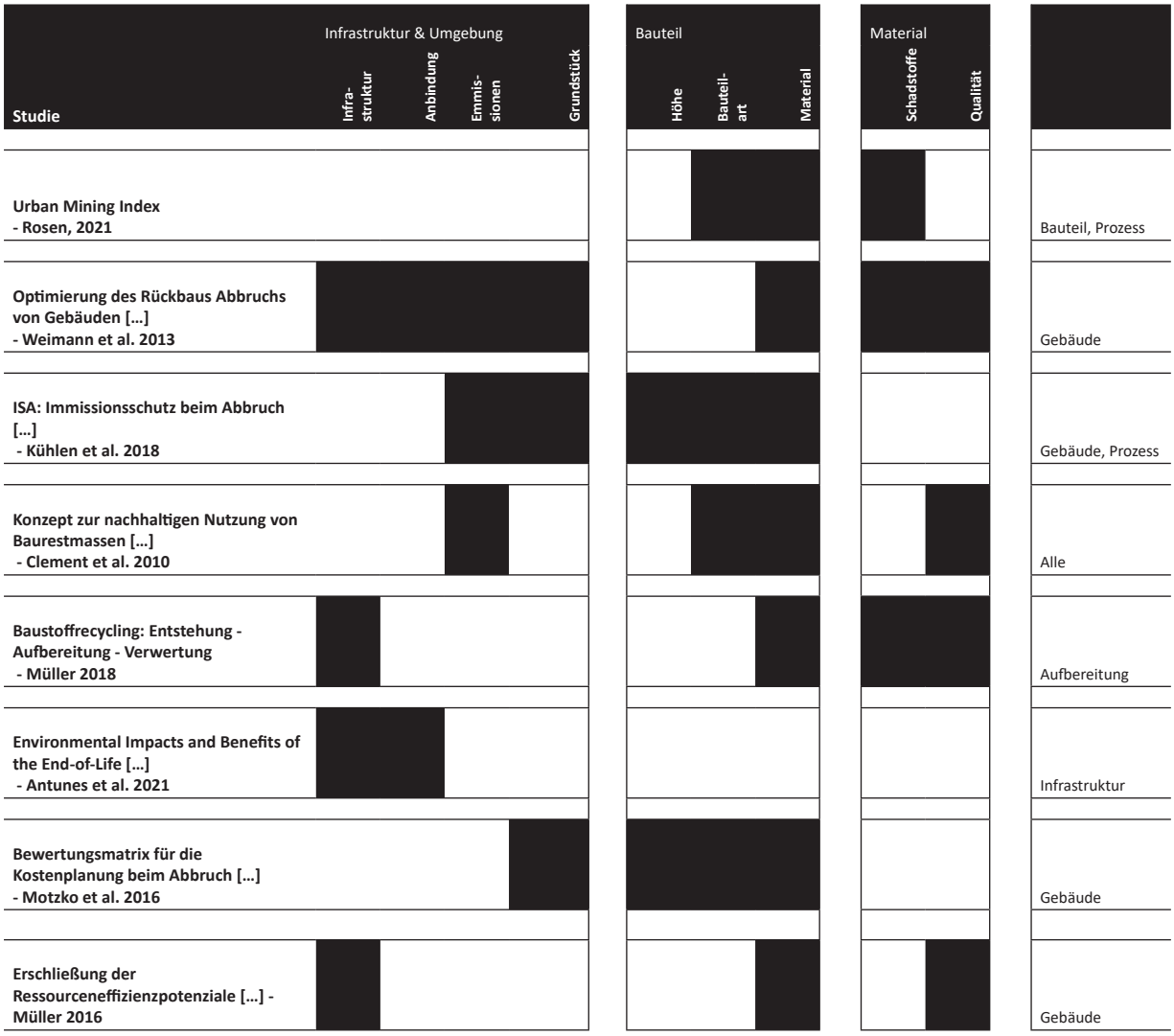
2.1.2.2 Abbrucharbeiten mit Kleingeräten

In diese Kategorie fallen alle Arbeiten, die nicht mit großem Trägergerät, sondern mit handgeführten Werkzeugen ausgeführt werden. Der Einsatz von Kleingeräten unterliegt in den seltensten Fällen Einschränkungen durch objektspezifische Rahmenbedingungen, da die Größe und die durch den Einsatz der Geräte entstehenden Immissionen auf das Umfeld beschränkt sind. Das Arbeiten mit Kleingeräten ist meist deutlich zeit- und personalaufwändiger, gewährleistet allerdings eine höhere Abbruchqualität. In besonderen Situationen, wie dem Abbruch radioaktiv verseuchten Materials, können durch den notwendigen Arbeitsschutz trotzdem Situationen eintreten, in denen Menschen die notwendigen Arbeiten nicht oder nur teilweise ausführen können. In diesen Fällen werden häufig Abbruchroboter eingesetzt.

2.1.3 Einflussgrößen auf die Einsetzbarkeit von Abbruchmethoden

Im Weiteren sollen die recherchierten Einschränkungen dargestellt werden, die eine Prozessvorauswahl im Rückbau erlauben. Eine Übersicht der Hauptquellen und der in ihnen enthaltenen Informationsbereiche findet sich im Folgenden:

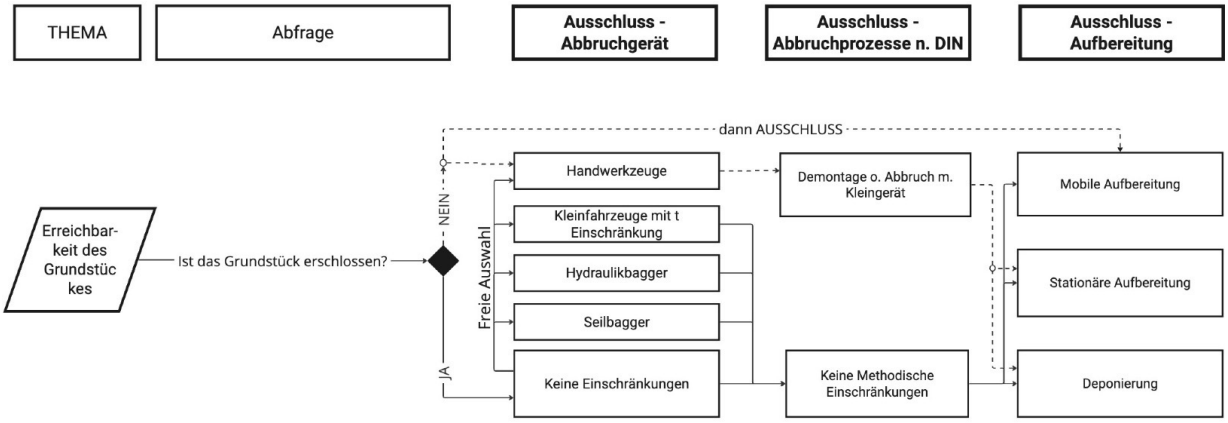
Abbildung 2. Quellen mit Angaben zu technischen Abhängigkeiten des Abbruches und der Aufbereitung



2.1.3.1 Einsetzbarkeit in Bezug auf die infrastrukturelle Anbindung

Durch eine eingeschränkte Erreichbarkeit des Objektes kann es zu erheblichen Einschränkungen in der Benutzung größeren Geräts kommen. Ist ein Grundstück grundsätzlich verkehrstechnisch nicht erschlossen und kann auch keine Erschließung über ein Provisorium (wie eine Baustraße) hergestellt werden, können keine Trägergeräte das Grundstück erreichen. In dicht bebauten Gebieten können enge Straßen, zu niedrige Brücken und andere verkehrstechnische Anlagen die Erreichbarkeit mit Baggern und anderem Großgerät (wie

Abbildung 3. Entscheidungskette für die Erreichbarkeit des Grundstücks



Quelle: Eigene Datstellung nach Weimann et al., 2013, ergänzt durch eigene Angaben

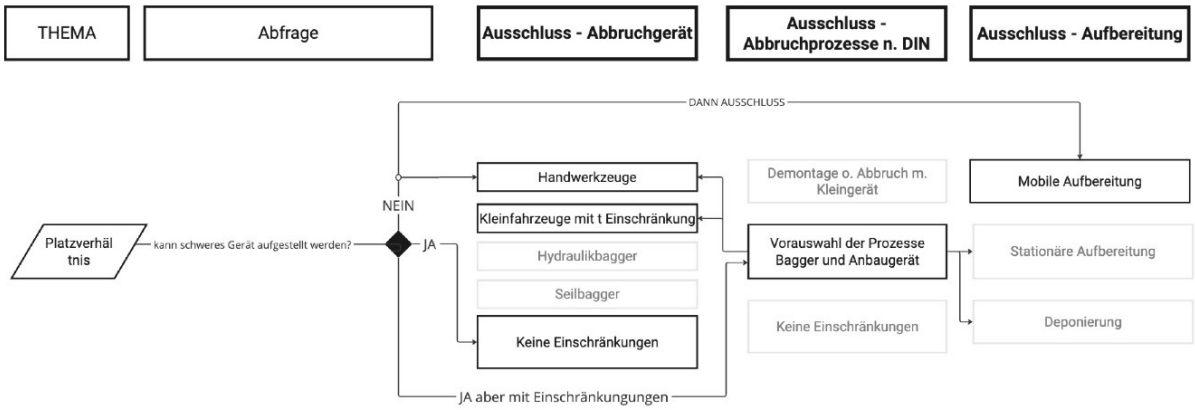
Kränen, LKWs, mobilen Aufbereitungsanlagen, etc.) einschränken. In der Folge können nur kleinere bis keine Trägergeräte eingesetzt werden. Im Extremfall muss somit der Abbruch mit Kleingeräten erfolgen. Die festgestellte Situation wirkt sich dabei auf alle Phasen und jeden vollzogenen Prozess des Rückbaus aus.

2.1.3.2 Einsetzbarkeit in Bezug auf die Platzverhältnisse auf dem Grundstück

Die Platzverhältnisse auf dem Grundstück beeinflussen ebenfalls die Auswahl des Trägergerätes. Größere fahrbare Geräte benötigen sowohl Stand- und Rangierflächen als auch Raum zum sicheren Ausführen von Arbeiten. In der Literatur wird hier zwischen Trägergeräten größer 5 t Einsatzgewicht, Trägergeräten unter 5 t Einsatzgewicht und manuellen Prozessen mit Kleingeräten unterschieden. Ist das Grundstück freizugänglich, bestehen keine Einschränkungen an das Trägergerät. Ist der Zugang eingeschränkt vorhanden, empfiehlt sich der Einsatz von Trägergeräten unter 5 t. Ist der Zugang stark eingeschränkt und können im Extremfall keine Arbeiten von außen stattfinden, muss auf Kleingerät und Trägermaschinen unter 5 t, die im Innenraum einsetzbar sind, zurückgegriffen werden (bzw. Minibagger oder Abbruchroboter) (Weimann et al., 2013, S. 61).

Gleichzeitig können auch die Methoden des Abbruchs durch die Platzverhältnisse vorausgewählt werden. Für das auf S. 36 näher beschriebene Softwaretool zur Rückbauplanung wurden die verschiedenen Methoden nach DIN tabellarisch mit den Platzverhältnissen vor Ort abgeglichen. Kühlen et al. kombinieren hier Angaben von Lippok und Korth (2007) mit Expertenbefragungen und Erfahrungswerten. Raumgreifende Abbruchmethoden wie das Einziehen oder Einschlagen können so ausgeschlossen werden. Technisch möglich bleiben Stemmen, Press- und Scherschneiden sowie das Spalten und die Demontage zusätzlich zu den Prozessen, die mit Kleingeräten ausgeführt werden (Kühlen et al., 2018, S. 67-69).

Abbildung 4. Entscheidungskette Platzverhältnisse



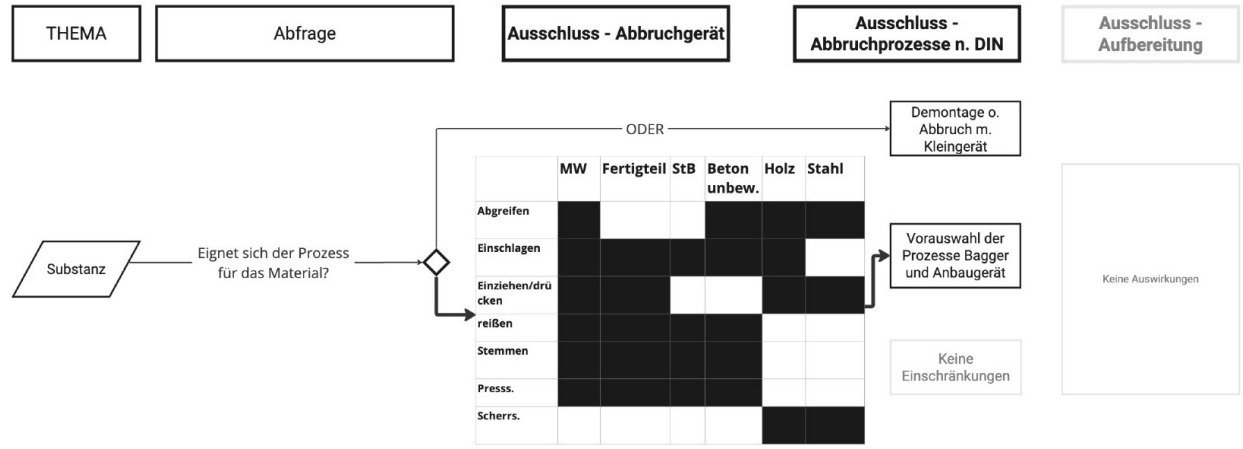
Quelle: Eigene Darstellung nach Müller, 2016 & Kühlen et al., 2018, ergänzt durch eigene Angaben

2.1.3.3 Einsetzbarkeit des Materials

In den Literaturquellen werden Dauerkennwerte meist materialspezifisch erhoben (vgl. Clement et al., 2010; Kühlen et al., 2018; Weimann et al., 2013). Diese Dauerkennwerte beziehen sich auf das Tragwerksmaterial. Die vollständigste Aufstellung gemäß den in der DIN 18007 festgelegten Methodendefinitionen findet sich bei Kühlen et al., auf der auch der Urban Mining Index (Rosen, 2021, S. S.142) die Werte umrechnet, allerdings bauteilspezifisch.

Da verschiedene Baumaterialien unterschiedliche Bearbeitungsmöglichkeiten aufweisen, muss ein Abgleich stattfinden, ob eine Abbruchmethode für das jeweilige Material einsetzbar ist. Das einfachste Beispiel für eine solche Eignung sind thermische Trennverfahren, die sich für metallische Bauteile gut eignen, aber für alle anderen Materialgruppen nicht wirksam sind. Eine grafische Aufbereitung dieser Abhängigkeit findet sich bei Rosen S. 53, eine tabellarische Darstellung in Kühlen et al. S. 62 ff. sowie im Atlas Recycling (Hillebrandt et al., 2018). Diese Entscheidung ist bauteilabhängig, d. h. für unterschiedliche Bauteile oder sogar Bauteilschichten können verschiedene Verfahren notwendig oder nicht verfügbar sein.

Abbildung 5. Entscheidungskette Materialeignung

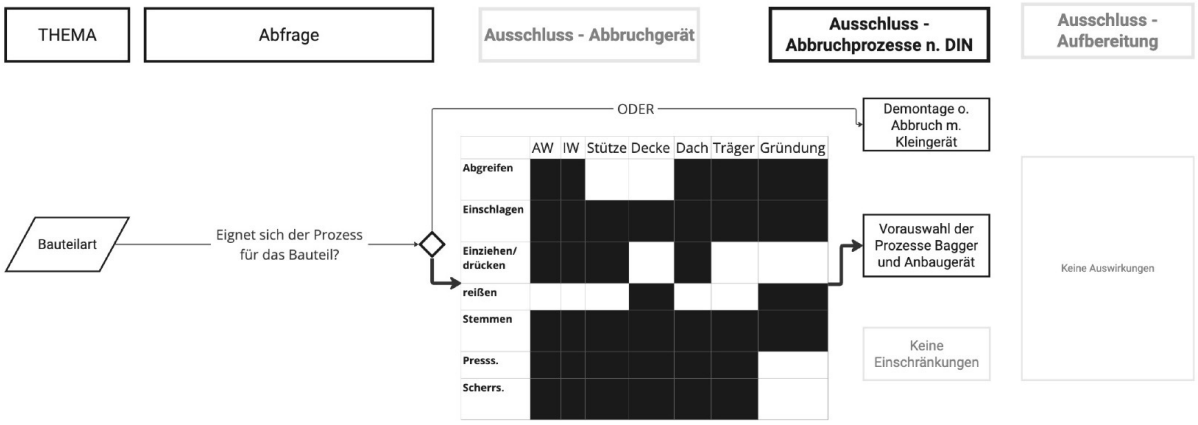


Quelle 3. Eigene Darstellung nach Kühlen et al., 2018, Hillebrandt et al., 2019 & Rosen, 2021, ergänzt durch eigene Angaben

2.1.3.4 Einsetzbarkeit in Bezug auf den Bauteiltyp

Ähnlich wie für die Materialabhängigkeiten von Rückbauprozessen sind die abreißenden Methoden mit schwerem Gerät nicht für alle Bauteilgruppen geeignet. Die Zuordnung unterscheidet sich mit der räumlichen Richtung des Bauteils. Decken und Dächer lassen sich beispielsweise nicht abgreifen, dafür aber einziehen. Besonders deutlich wird dies bei Fundamenten. Fundamentplatten lassen sich lediglich einschlagen, reißen oder stemmen. Die Auswahl der Prozessmöglichkeiten ist also beschränkt.

Abbildung 6. Entscheidungskette Bauteiltyp

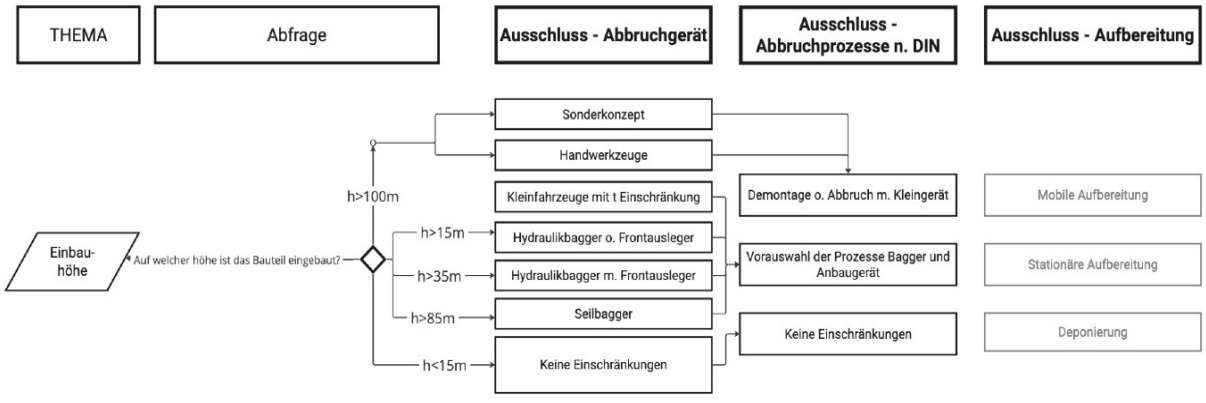


Quelle: Eigene Darstellung nach Kühlen et al., 2018, Hillebrandt et al. 2019 & Rosen, 2021, ergänzt durch eigene Angaben

2.1.3.5 Einsetzbarkeit in Bezug auf die Bauteilhöhe

Die Höhe des abzubrechenden Bauteils hat vor allem Einfluss auf das einsetzbare Trägergerät. Bagger sind physisch eingeschränkt durch die Länge ihres Auslegers. Übliche Hydraulikbagger erreichen Auslegerlängen von bis zu ca. 15 m., mit Longfrontausleger ca. 35 m. Seilbagger können bis zu 100 m Arbeitshöhe erreichen, allerdings nur für spezifische Verfahren. Maßgeblich ist das Einschlagen (Kühlen et al., 2018).

Abbildung 7. Abfragekette Bauteilhöhe



Quelle: Eigene Darstellung nach Kühlen et al, 2018, ergänzt durch eigene Angaben

2.1.3.6 Beeinträchtigungen des Umfelds

Im Rückbau fallen durch Arbeitsprozesse und das jeweilig verwendete Gerät zusätzlich zum Abgasausstoß des Trägergeräts Emissionen in Form von Lärm (Schallbelastungen), Staub und Erschütterungen an. Diese wirken als Immissionen auf das direkte und eventuell schutzbedürftige Umfeld ein. Vor diesen Einflüssen müssen

„Schutzgüter“ geschützt, bzw. die Belastungen minimiert, werden.
Als sogenannte Schutzgüter lassen sich beim Abbruch die Arbeitnehmende, die den Abbruch durchführen, sowie Anwohnende, umliegende Gebäude sowie in selteneren Fällen das direkte natürliche Umfeld definieren (Kühlen et al., 2016, S. 12-13). Das Schutzbedürfnis verschiedener Umfelder kann über die Bebauungskategorien im Flächennutzungsplan eingeschätzt werden. Kühlen et al. haben dazu eine Zuordnung für den maximal zulässigen Lärmpegel in verschiedenen Bebauungsumfeldern auf Basis der TA-Lärm erstellt:

Die eigentliche Belastung ist allerdings von der Bebauungsstruktur des Umfeldes abhängig, kann durch Schutzmaßnahmen reduziert werden und ist deshalb projektabhängig. Das am KIT entwickelte Entschei-

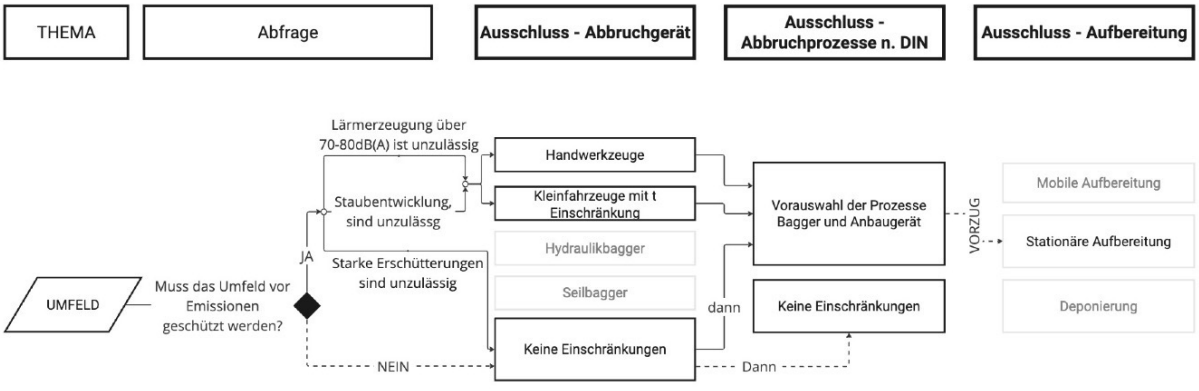
Abbildung 8. Schutzbedürfnis von Bebauungsgebieten, aus ISA: Immissionsschutz im Abbruch [...]

Gebietsnutzungskategorie nach BauNVO (2013)	Tagesrichtwerte für den Beurteilungspegel von Schallimmissionen nach AVV (1970) und TA Lärm (1998) [dB (A)]
Industriegebiet	70
Gewerbegebiet	65
Kerngebiet, Dorf- und Mischgebiet	60
Allgemeines Wohngebiet und Kleinsiedlungsgebiet	55
Reines Wohngebiet	50
Kurgebiet, Krankenhäuser und Pflegeanstalten	45

Quelle: Kühlen et al. 2018

dungstool erlaubt eine differenzierte Bewertung der Einsatzmöglichkeiten verschiedener Methoden (Kühlen et al., 2016). Die entwickelten Fragestellungen sind allerdings zu komplex, um in einer basalen Entscheidungslogik abgefragt werden zu können. Da die Ermittlung der Immissionsbelastung des Umfelds nicht innerhalb der Zielstellung dieses Projekts liegt, kann als vereinfachendes Ausschlusskriterium auf die von Weimann et al. entwickelte Abfrage von zulässigen Maximalbelastungen des Umfelds zurückgegriffen werden. Dies lassen eine Ja-Nein Aussage zu den wichtigsten Immissionsfaktoren und Prozessen zu (Weimann et al., 2013, S. 61).

Abbildung 9. Entscheidungskette Immissionsschutz

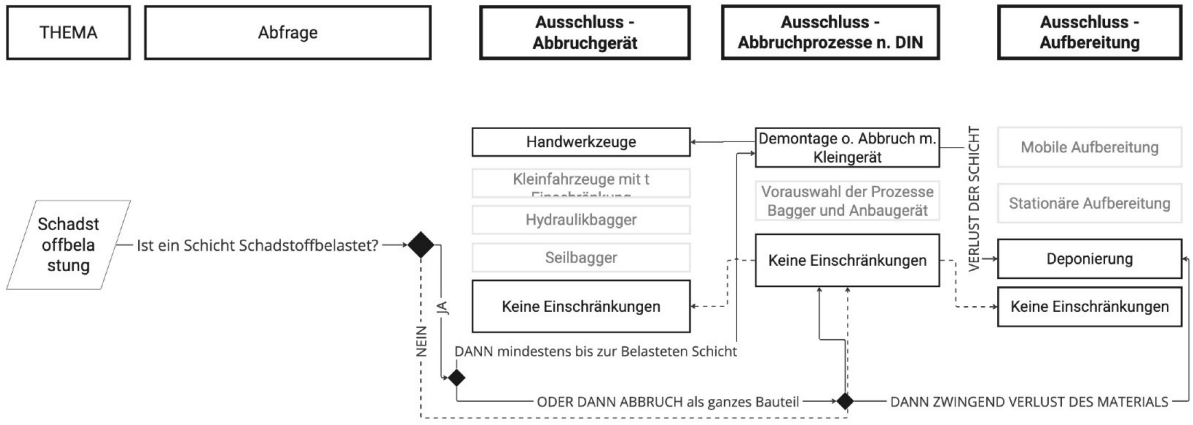


Quelle: Eigene Darstellung nach Weimann et al., 2013 & Kühlen et al., 2018, ergänzt durch eigene Angaben

2.1.3.7 Schadstoffbelastungen

Schadstoffbelastungen in Bauteilen sind ein klares Ausschlusskriterium für die weitere Nutzung. Eine mit Schadstoffen belastete Schicht muss in jedem Fall deponiert werden. Im Fall von Schichten, die sich sauber trennen lassen, muss eine vorsichtige Demontage bis mindestens zur belasteten Schicht stattfinden und die Abfallstoffe sauber getrennt werden. Dies ist vor allem bei Schadstoffbelastungen, die nicht Teil von Tragwerksschichten sind, der Fall. Typische Beispiele sind belastete Dämmungen oder Auskleidungselemente. Sind Belastungen Teil einer massiven Schicht, können vorbereitende Maßnahmen die Qualität der Endfraktion deutlich verbessern. Ist die Belastung nicht separierbar, muss das Bauteil als Ganzes rückgebaut werden und die betroffenen Schichten müssen unter komplettem Verlust des Materials deponiert werden.

Abbildung 10. Schadstoffbelastungen in Bauteilen



Quelle: Eigene Darstellung nach Müller 2016 & Rosen, 2021, ergänzt durch eigene Angaben

2. 2 Stand der Technik Aufbereitung Bau- und Abbruchabfälle

Die Aufbereitung von Bau- und Abbruchabfällen hängt wesentlich von den angewandten Abbruchverfahren ab, da die Abfallzusammensetzung stark von den eingesetzten Abbruchtechniken beeinflusst wird. Um die Recyclingeffizienz zu erhöhen und qualitativ hochwertige Rezyklate zu erhalten, besteht eine der effektivsten Möglichkeiten darin, den Abfallinput so homogen wie möglich zu halten. Daher spielt der selektive Abbruch eine wesentliche Rolle, um den Anteil an hochwertigem Recycling zu erhöhen (Di Maria et al., 2018; Mostert et al., 2022). Die Aufbereitung knüpft an die Abbrucharbeiten an und verarbeitet die Abfälle zu Recyclingprodukten. Da mineralische Baustoffe, wie Beton oder Mauerwerk, 95 Masse-% der anfallenden Abbruchabfälle einnehmen (Müller, 2018), wird der Fokus für dieses Projekt auf Betonabbruch und Bauschutt gelegt. Im folgenden Abschnitt werden zunächst grundlegende Aufbereitungstechniken, Anlagentypen und die Verwertung von Endprodukten erläutert, die durch das Recycling von mineralischen Fraktionen hergestellt werden.

2.2.1 Aufbereitungstechniken

Die Aufbereitung von Bau- und Abbruchabfällen erfolgt in stationären oder mobilen Anlagen. Ziel ist es, einen Recycling-Baustoff mit definierten Eigenschaften zu erzeugen. Je nach Einsatzgebiet gibt es unterschiedliche Anforderungen an die Korngrößenzusammensetzung, die physikalischen Eigenschaften sowie die Materialzusammensetzung. Die Qualität hängt von der Aufbereitungstechnologie sowie von dem Ausgangsmaterial ab.
Zur Aufbereitung des Stoffstroms werden drei Grundoperationen durchgeführt. Zunächst erfolgt eine Zerkleinerung, gefolgt von der Klassierung und der Sortierung. Die einzelnen Aufbereitungsschritte unterscheiden sich je nach Zusammensetzung des Bauschutts und den Anforderungen an das Rezyklat. Für die grobe Zerkleinerung mineralischer Abfälle wird in der Regel ein Backenbrecher eingesetzt. Das Aufgabematerial wird hierbei durch Druckbeanspruchung zerkleinert. Backenbrecher eignen sich für große Mengen an Aufgabegut und sind wenig anfällig für enthaltene Störstoffe. Um den Zerkleinerungsgrad zu erhöhen, wird einem Backenbrecher oft ein Prallbrecher nachgeschaltet. In diesem Fall fungiert der Backenbrecher als Vorbrecher. Die Zerkleinerung erfolgt hier über eine Prallbeanspruchung. Mit Prallbrechern können Verbundstoffe besser aufgeschlossen werden, jedoch ist das Aggregat störanfälliger und erzeugt einen höheren Feinkornanteil. Die Klassierung erfolgt mithilfe von Rosten und Sieben. Bei der Aufbereitung von Bau- und Abbruchabfällen kommen vor allem robuste Aggregate wie Spannwellen-, Vibrations- und Trommelsiebe zum Einsatz. Mit einer Klassierung können verschiedene Ziele verfolgt werden. Neben der Erzeugung einer erforderlichen Korngrößenverteilung kann der Feinanteil abgetrennt werden, um nachfolgende Aggregate zu entlasten und vor Verschleiß zu schützen. (Müller, 2018; Weimann et al., 2013)
Die Wahl der Siebmaschine hängt vom zu sortierenden Material und dem Ziel der Siebung ab. Die Siebschnitte liegen üblicherweise zwischen 2 mm und 80 mm (Müller, 2018; Weimann et al., 2013). Die Begrenzungssiebweiten werden in spezifischen DIN-Normen für den jeweiligen Einsatzzweck der Baustoffe festgelegt. Häufig kommen zwei oder drei Siebschnitte zum Einsatz.
Bei der Sortierung wird der Materialstrom durch das Ausnutzen physikalischer Eigenschaften nach Stoffarten getrennt. Sortiermerkmale sind beispielsweise die Dichte, elektrische Leitfähigkeit, Magnetisierbarkeit oder die Sinkgeschwindigkeit in einem Fluid. Die Sortierung kann in Form eines Nass- oder Trocken-Sortierverfahrens erfolgen (Müller, 2018). Meist kommen mehrere Verfahren der Trockenaufbereitung in einer Anlage zum Einsatz (Weimann et al., 2013). Bei der händischen Sortierung werden Fremdstoffe über ein Band gefördert und von Hand aussortiert (Müller, 2018). Während sensorbasierte Roboter in anderen Bereichen schon im Einsatz sind, werden sie für die Sortierung von Bau- und Abbruchabfällen noch getestet (Müller, 2018). Ein Magnetabscheider wird eingesetzt, um das Eisen der Betonbewehrung mithilfe eines Magnetfelds aus dem Stoffstrom auszusortieren (Weimann et al., 2013). Hierbei wird ein Elektro- oder Permanentmagnet mit einem Förderband kombiniert. Überbandmagnetscheider sind in der Aufbereitung von Bauabfällen weiterverbreitet als die alternative Trommel-Bauart (Müller, 2018) und heben magnetisierbare Bestandteile aus dem Materialstrom heraus. Mit der Ausrichtung des Magneten in Längsrichtung zum Band werden dabei bessere

Trennergebnisse erzielt (Kranert, 2010).
Des Weiteren wird zur Entfernung von Störstoffen wie Kunststofffolien, Styropor oder Holz eine dichtebasierte Trennung eingesetzt. Dazu wird entweder Luft in einem Windsichter oder Wasser in einer Nassaufbereitungsanlage als Medium verwendet, um leichte Störstoffe zu entfernen (Weimann et al., 2013). Windsichter werden sowohl in mobilen als auch in stationären Anlagen zur Sortierung von Bau- und Abbruchabfällen eingesetzt. Die Nassaufbereitung hingegen wird ausschließlich in stationären Anlagen eingesetzt und ist effizienter als die Windsichtung, da Aufgabekorngrößen ab 4 mm realisierbar sind (Müller, 2018).
Neue, fortschrittliche Technologien ermöglichen es, hochwertige rezyklierte Gesteinskörnungen herzustellen, die sich in ihren physikalischen Eigenschaften kaum von natürlichen Gesteinskörnungen unterscheiden. Dazu zählt beispielsweise die Mikrowellenerwärmung (Bru et al., 2014). Darüber hinaus kann durch elektrodynamische und elektrohydraulische Verfahren (Menard et al., 2013; Everaert et al., 2019) ein hoher Anteil an zementleimfreien Partikeln hergestellt werden. Ein weiteres Beispiel sind die Nahinfrarotsensoren (Vegas et al., 2015), mit denen Porenbeton, Gips und organische Bestandteile abgetrennt werden können. Allerdings werden viele dieser Technologien noch im Labormaßstab getestet. Für die Anwendung in der Industrie ist weitere Forschungsarbeit notwendig.

2.2.2 Anlagetypen

Recyclinganlagen für Bau- und Abbruchabfälle, die sich auf die mineralische Fraktion konzentrieren, gibt es in mobiler, stationärer und semimobiler Ausführung. Mobile Anlagen, die auf der Baustelle eingesetzt werden, bieten den Vorteil geringerer Transportkosten und der direkten Aufbereitung der Abfälle. Sie können aber im Vergleich zu stationären Anlagen Einschränkungen in Form einer geringeren Aufbereitungsleistung aufweisen. Darüber hinaus decken mobile Anlagen vor allem grundlegende Aufbereitungstechniken ab. Die Umsetzung fortschrittlicher Aufbereitungsoptionen in mobilen Anlagen ist begrenzt. Stationäre Anlagen bieten einen höheren Durchsatz und Größenvorteile, und fortgeschrittene Aufbereitungstechniken lassen sich leichter umsetzen. So ist beispielsweise die Nassaufbereitung vorteilhaft, um Verunreinigungen selbst in Form kleiner Partikel zu entfernen und die Anwendungsbereiche für die recycelten Produkte damit zu erweitern. Semimobile Anlagen schaffen ein Gleichgewicht zwischen Mobilität und Kapazität und bieten Anpassungsfähigkeit an sich ändernde Projektanforderungen. Sie erreichen aber nicht die volle Flexibilität mobiler Einheiten oder die Kapazität stationärer Anlagen (Müller, 2018).
Auf der Grundlage der statistischen Daten von Destatis für das Jahr 2023 gibt es in Deutschland insgesamt 2.640 Recyclinganlagen, von denen 74 % mobil und 26 % stationär oder semi-mobil sind. Im Jahr 2023 werden insgesamt 75,254 Millionen Tonnen Bau- und Abbruchabfälle aufbereitet, die sich zu 61 % auf mobile Anlagen und zu 39 % auf stationäre oder semimobile Anlagen verteilen (Destatis, 2024).

2.2.3 Verwertung von Endprodukten

Nach dem Rückbau werden einige Materialfraktionen entweder durch selektiven Abbruch oder durch Sortierung vor Ort getrennt und zu bestimmten Recyclinganlagen, Verbrennungsanlagen oder Deponien gebracht. So kann beispielsweise ein großer Teil von Stahl, Glas, Holz usw. auf der Baustelle getrennt und dann direkt zu bestimmten Abfallbehandlungsstellen oder Recyclinganlagen gebracht werden. Im Allgemeinen stellen Bauschutt und Betonschutt die größte Abfallfraktion nach dem Abbruch dar und müssen weiter aufbereitet werden, um rezyklierte Gesteinskörnungen (R-GK) herzustellen. Diese können je nach bautechnischen und umwelttechnischen Anforderungen in verschiedenen Anwendungen eingesetzt werden.
Im Jahr 2020 wurde in Deutschland eine Recyclingquote für Bauschutt von 78,8 % erreicht und insgesamt 76,9 Mio. t Recycling-Baustoffe hergestellt. Allerdings werden mehr als 70 % der Recycling-Baustoffe im Straßenbau oder als Auffüllungsmaterial verwendet (Kreislaufwirtschaft Bau, 2023) und nur 0,7 % der R-GK in der Betonherstellung eingesetzt (BBS, 2022). Wie die Statistiken zeigen, ist die Verwendung von R-GK in Beton in Deutschland begrenzt. Es werden allerdings Bemühungen unternommen, die Verwendung von R-GK im Hochbau zu erhöhen. In Berlin wurde beispielsweise die Verwendung von Recyclingbeton als Anforderung für Ausschreibungen durch die öffentliche Hand festlegt. Es gibt verschiedene Faktoren, die die Nachfrage nach Recyclingbeton hemmen. Eine kürzlich in Deutschland durchgeführte Studie hat gezeigt, dass die

Haupthindernisse ein Mangel an Bewusstsein, Wissen und Erfahrung sowie Unsicherheit über Normen und Richtlinien sind. Allerdings sind die Teilnehmer der Umfrage bereit, in Anbetracht seines Umweltpotenzials mehr für Recyclingbeton im Vergleich zu konventionellem Beton zu bezahlen. (Sterk, 2023). Es gibt eine anhaltende Diskussion über R-Beton und darüber, ob er besser ist als die Verwendung von R-GK im Straßenbau. Viele Studien konzentrieren sich jedoch auf die Produktionsphase und mögliche, sich ergebende Umwelt- und Kosteneinsparungen. Das Umweltpotenzial hängt von verschiedenen Faktoren ab, in diesem Fall vor allem von den Transportentfernungen oder der Frage, ob ein zusätzlicher Zementeinsatz erforderlich ist. Im Zusammenhang mit der Kreislaufwirtschaft ist es jedoch wichtig, die Lebensdauer und mögliche EoL-Handhabungsoptionen zu berücksichtigen. R-Beton hat eine durchschnittliche Lebensdauer von 50 bis 100 Jahren (Gervásio and Dimova, 2018). Im Gegensatz dazu wird erwähnt, dass Straßenkonstruktionen alle 20-30 Jahre erneuert werden müssen (Gaspar and Brencze, 2020). Im Zusammenhang mit der Kreislaufwirtschaft ist es wichtig, bereits zu Beginn des Produktlebenszyklus die möglichen Optionen für die Behandlung am Ende des Lebenszyklus zu berücksichtigen. Wenn die rezyklierten Gesteinskörnungen in R-Beton im Hochbau verwendet werden, ist die Möglichkeit, sie am EoL selektiv zurückzubauen und eine Monofraktion von mineralischen Abfällen zu erreichen, viel höher als bei der Verwendung von rezyklierten Gesteinskörnungen im Tiefbau. Daher ist die Chance auf ein verbessertes Recycling von R-Beton am EoL auch ein Vorteil, wenn selektiver Rückbau angewendet wird, um hohe Monobeton-Fraktionen zu erreichen, die leichter recycelt werden können. Für die Gesteinskörnungen im Straßenbau sind die Recyclingmöglichkeiten jedoch eher begrenzt und das abgebrochene Material kann nicht für den Hochbau wiederverwendet werden (Sterk 2023).
In Deutschland gibt es für die Verwendung von R-GK in Beton gesetzliche Grenzwerte, die nicht unbedingt auf die technischen Eigenschaften zurückzuführen sind, denn in anderen Ländern wie den Niederlanden oder der Schweiz gibt es keine solchen Grenzwerte. In Deutschland ist die Verwendung von R-Beton nach den gesetzlichen Anforderungen bis zur Druckfestigkeitsklasse C30/37 zulässig (DafStb, 2010). R-GK, die ohne vorherige Verwendung aus dem Beton gewonnen werden, dürfen ohne Einschränkung bis zu 5 Ma.-% der Gesamtmenge der Gesteinskörnung beigemischt werden (DafStb, 2010).
R-Beton kann für Bauteile in trockenen Umgebungsbedingungen, z. B. für trockene Innenbauteile XC1, ohne weitere Auflagen verwendet werden. Für Bauteile in feuchter Umgebung, z. B. für Beton der Expositionsklassen X0, XC1 bis XC4, XF1, XF3, XA1 und Beton mit hohem Wassereindringwiderstand, kann R-Beton unter der Voraussetzung eingesetzt werden, dass seine Herkunft bekannt ist. Die im Altbeton enthaltene Gesteinskörnung sollte aufgrund ihrer Herkunft eindeutig einer unbedenklichen Alkaliempfindlichkeitsklasse zugeordnet werden. Die Verwendung von R-GK für Spannbeton und Leichtbeton nach DIN 1045 ist nicht zulässig (DafStb, 2010).
In Deutschland sind zwei Arten von R-GK zugelassen: Typ 1 und Typ 2. Ihre Bestandteile sind in Tabelle 1 beschrieben. Der Hauptunterschied ist der Anteil an rezyklierten Betonzuschlägen und natürlichen Zuschlägen (Rc+Ru) und damit an rezyklierten Ziegelzuschlägen (Rb).

Tabelle 1. Typen von rezyklierten Gesteinskörnungen in Beton, basierend auf DIN 4226-101, in Ma.-% außer FL (in Vol.-%)

Bezeichnungen der R-GK	$R_c + R_u$	R_b	R_a	$X + R_g$	FL
R-GK Typ 1	≥ 90%	≤ 10%	≤ 1%	≤ 1%	≤ 2%
R-GK Typ 2	≥ 70%	≤ 30%	≤ 1%	≤ 2%	≤ 2%

Legende	
R_c	Beton, Betonprodukte, Mörtel, Mauersteine aus Beton
R_u	Ungebundene Gesteinskörnung, Naturstein, hydraulisch gebundene Gesteinskörnung
R_b	Mauer- und Dachziegel aus gebranntem Ton, Kalksandsteine, Gasbetonsteine (nicht schwimmend)
R_a	Bitumenhaltiges Material
X	Sonstige Materialien: Bindige Materialien (d. h. Ton, Erde), verschiedene sonstige Materialien: Metalle, nicht schwimmendes Holz, Kunststoff, Gummi, Gips
R_g	Glas
FL	Schwimmendes Material (in Volumen)

R-GK Typ 1 hat einen Rc+Ru-Anteil von mehr als 90 %. R-GK Typ 2 hat einen Rc+Ru-Anteil von mehr als 70 %. Der jeweils fehlende Anteil zu 100 % ist Rb. Daher hat RA Typ 2 eine ausgeglichenere Zusammensetzung. (DafStb, 2010) Die Mindestkorngröße der rezyklierten Gesteinskörnungen für den Einsatz im Beton beträgt > 2 mm. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Einsatzbereiche von RA Typ 1 und RA Typ 2 und legt die maximal zulässigen Anteile fest. Wie in Tabelle 2 dargestellt, ist der max. Volumenanteil an R-GK je nach Anwendungsbereich für Typ 1 und Typ 2 unterschiedlich. Für Typ 1 können max. 45 Vol.-% und für R2 max. 35 Vol.-% in bestimmten Betonanwendungen eingesetzt werden.

Tabelle 2. Zulässige Anteile an rezyklierten Gesteinskörnungen > 2 mm, bezogen auf die gesamte Gesteinskörnung (Vol.-%) in Anlehnung an (DafStb, 2010)

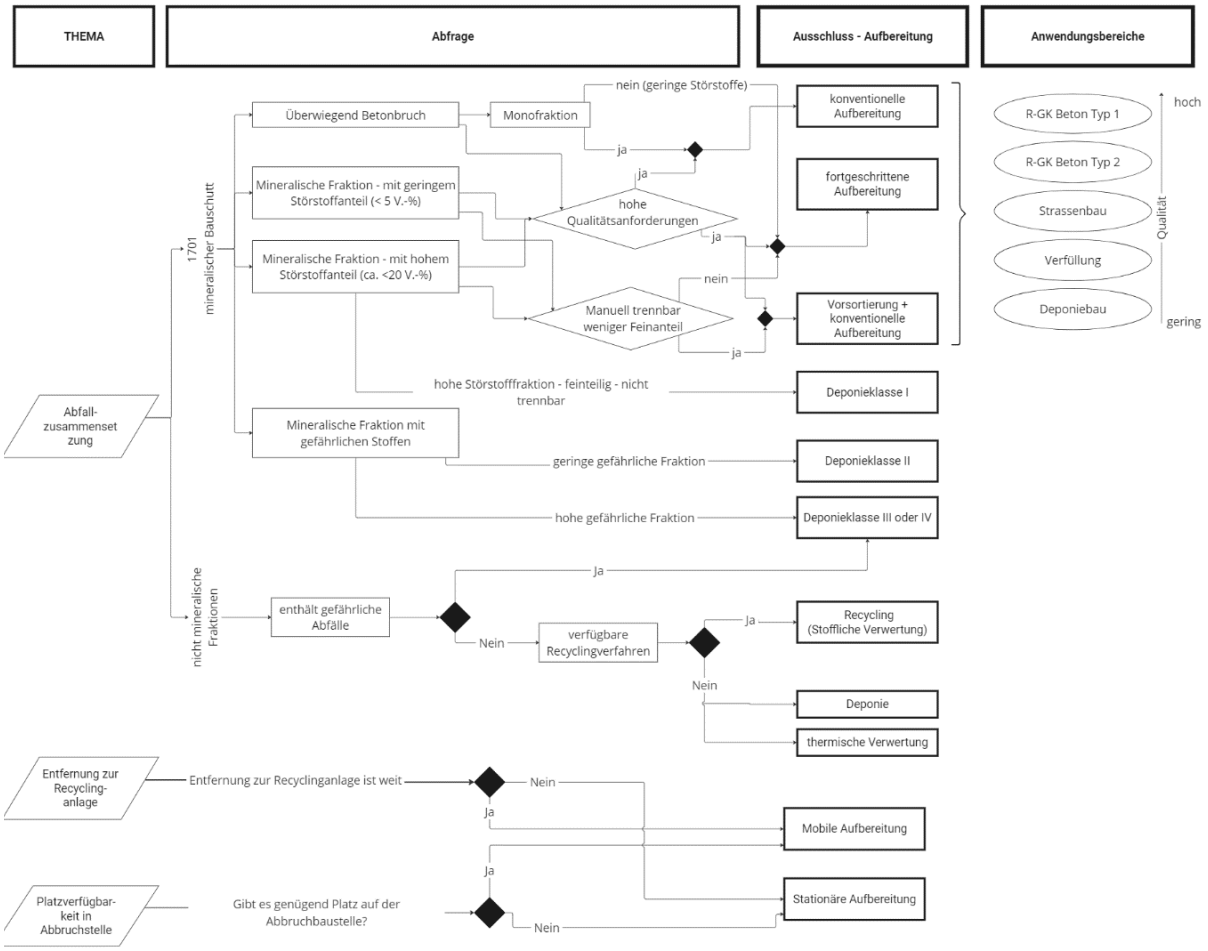
Feuchtigkeitsklassen nach Alkalie-Richtlinie	Expositionsklassen (DIN 206-1 und DIN 1045-2)	R-GK Type 1	R-GK Type 2
WO (trocken)	Karbonatisierung XC1	≤ 45	≤35
WF (feucht)	Kein Korrosionsrisiko XC0 Karbonatisierung XC1 – XC4		
	Frost ohne Taumitteleinwirkung XF1 und XF3 und in Beton mit hohem Wassereindringwiderstand WU	≤35	≤ 25
	Schwacher chemischer Angriff XA1	≤ 25	≤ 25

Um die Herstellung von R-GK mit hohem Reinheitsgrad für den Einsatz in Beton zu erreichen, spielt die angewandte Abbruchs- und Aufbereitungstechnik eine wichtige Rolle. Durch den selektiven Abbruch können erhöhte monofraktionelle Stoffströme erzielt werden. In ähnlicher Weise wird durch die Implementierung fortschrittlicher Recyclingverfahren die Recyclingeffizienz durch eine erhöhte Entfernung von Störstoffen gesteigert, wodurch hochwertige Recyclingprodukte mit weiteren Anwendungsbereichen erzielt werden können. Eine weitere Möglichkeit für recycelte Baustoffe ist die recycelte Feinfraktion, die als Klinkerersatz verwendet werden kann (Sousa and Bogas, 2021). Darüber hinaus kann RC-Sand für die Betonherstellung als Ersatz für die Sandfraktion verwendet werden, wobei jedoch ein zusätzlicher Behandlungsprozess erforderlich sein könnte, um das erforderliche Qualitätsniveau zu erreichen. Außerdem ist die Verwendung von RC-Sand in Beton derzeit in Deutschland nicht zulässig. Die Verwendung von RC-Sand als Klinkerersatz wird als vielversprechend angesehen, da Klinker hohe Umweltauswirkungen verursacht und das Reduktionspotenzial dementsprechend hoch ist. RC-Sand als Klinkerersatz wird bereits von einigen Zementunternehmen angewendet (Böing et al., 2022; Sousa and Bogas, 2021).

2.2.4 Relevante Aspekte bei der Aufbereitung von mineralischen Abfällen

Es gibt einige relevante Aspekte, die bei der Auswahl der Aufbereitungstechnik entscheidend sind. Der Erste ist die Abfallzusammensetzung und die angestrebte Endproduktqualität. Wenn der Abfall aus Betonbruch besteht, der keinen oder nur einen sehr geringen Störstoffanteil aufweist, kann eine konventionelle Aufbereitungstechnik ausreichen, um ein hochwertiges Produkt zu erhalten, und eine fortgeschrittene Aufbereitung ist nicht unbedingt erforderlich. Handelt es sich bei der Abfallzusammensetzung um gemischten Bauschutt, dann könnten zur Erzielung hochwertiger Endprodukte weitergehende Aufbereitungstechniken erforderlich sein, wie z. B. zusätzliche Windsicherungen, Nassaufbereitungsschritte oder eine intensivere manuelle Sortierung. Bei der Wahl des Anlagentyps, ob mobil oder stationär, sollten zwei wichtige Faktoren berücksichtigt werden.
Der Erste ist bei den stationären Anlagen die Entfernung zur Aufbereitungsanlage, da es ökonomisch und auch ökologisch unvorteilhaft und nicht sinnvoll sein kann, den Abfall weiter weg zu transportieren. Somit ist die Transportentfernung zwischen der Abbruchstelle und der Aufbereitungsanlage wesentlich. Zweitens sollte für die mobile Anlage genügend Platz für die besonders fortgeschrittenen Aufbereitungsverfahren zur Verfügung stehen, um diese realisierbar zu machen. In Abbildung 11 sind einige relevante Faktoren für die Aufbereitung von mineralischen Abfällen zusammengefasst.

Abbildung 11. Zusammenfassung einiger relevanter Faktoren für die Aufbereitung von mineralischen Abfällen

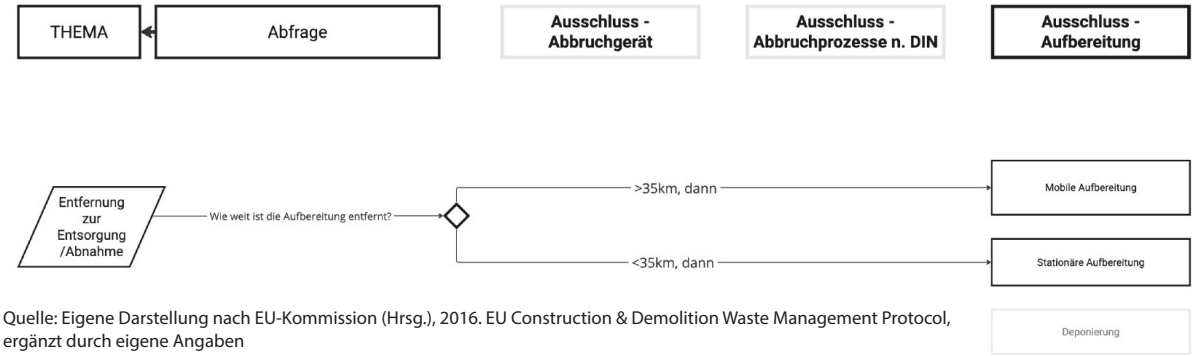


Quelle: Eigene Darstellung

2.2.4.1 Entfernung zur Aufbereitung

Die Transportprozesse spielt sowohl für die Wirtschaftlichkeit als auch (und insbesondere) für die ökologische Sinnhaftigkeit eine zentrale Rolle. Dies zeigen auch die Ergebnisse dieser Studie (siehe S. 71 ff.). Die genaue Distanz ist unter anderem durch Berechnung genauer zu bestimmen. Als Orientierungswert werden allerdings circa 35 km als Richtwert für die maximale Entfernung zur Aufbereitung angenommen. Diese ist auch eine Empfehlung des EU – Construction & Demolition Waste Management Protocols (Vermeulen, 2016).

Abbildung 12. Entfernung zur Aufbereitung



Quelle: Eigene Darstellung nach EU-Kommission (Hrsg.), 2016. EU Construction & Demolition Waste Management Protocol, ergänzt durch eigene Angaben

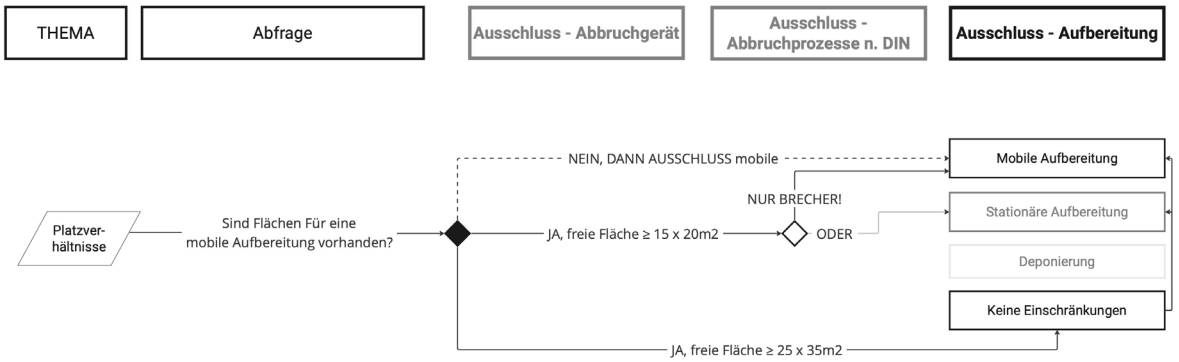
2.2.4.2 Flächenverfügbarkeit für mobile Aufbereitungen

Auch mobile Aufbereitungen sind relativ flächenintensiv. Es werden sowohl Flächen zur Aufstellung der eigentlichen Anlagen benötigt als auch Rangier- und Lagerflächen, welche einen Großteil der benötigten Fläche ausmachen. Sind diese Flächen auf dem Grundstück nicht vorhanden, müssen Flächenpotenziale in unmittelbarer Umgebung gefunden werden oder eine mobile Aufbereitung kann nicht stattfinden.

2.2.4.3 Mindestmaterialdurchsatz einer mobilen Aufbereitung

Während eine mobile Aufbereitung zwar auch für kleine Durchsatzmengen technisch möglich ist, werden diese Anlagen erst ab einer bestimmten Größenordnung in der Einspeisung aufzubereitenden Materials wirtschaftlich. Müller gibt diese mit etwa 5000 t aufzubereitendem mineralischen Material an (Müller, 2018, S. 126).

Abbildung 13. Entfernung zur Aufbereitung

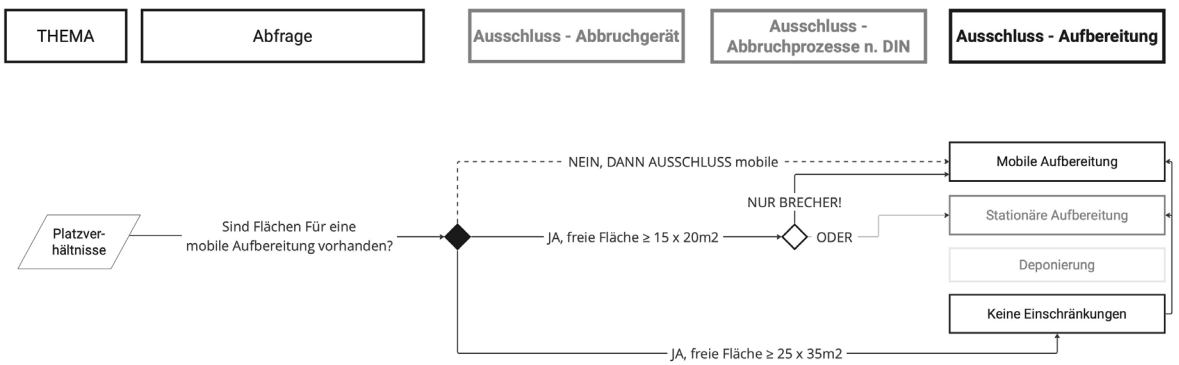


Quelle Eigene Darstellung nach Müller, 2018

2.3 Ökologische und ökonomische Bewertung von Abbruch und Aufbereitung

In der Lebenszyklusbewertung von Gebäuden gibt es zwei standardisierte Methoden, die auch oftmals in der Praxis Anwendung finden: die Ökobilanz (standardisiert durch ISO 14040/44:2006 und EN 15978:2011) und die Lebenszykluskostenrechnung (standardisiert durch ISO 15686-5:2017). Beide Methoden sowie ihre Anwendung und Relevanz am Lebensende von Gebäuden werden in den nachfolgenden Unterkapiteln näher beschrieben.

Abbildung 14. Entfernung zur Aufbereitung



Quelle: Eigene Darstellung nach Müller, 2018

2.3.1 Überblick Ökobilanzen

Die Ökobilanz, im Englischen „Life Cycle Assessment“ (LCA), ist eine etablierte Untersuchungsmethode, die darauf abzielt, Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu ermitteln. Sie ist die am häufigsten verwendete Methode, um Umweltauswirkungen im Gebäudebereich zu betrachten, und gliedert sich in die vier Phasen:

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmen;
2. Sachbilanz;
3. Wirkungsabschätzung; und
4. Auswertung.

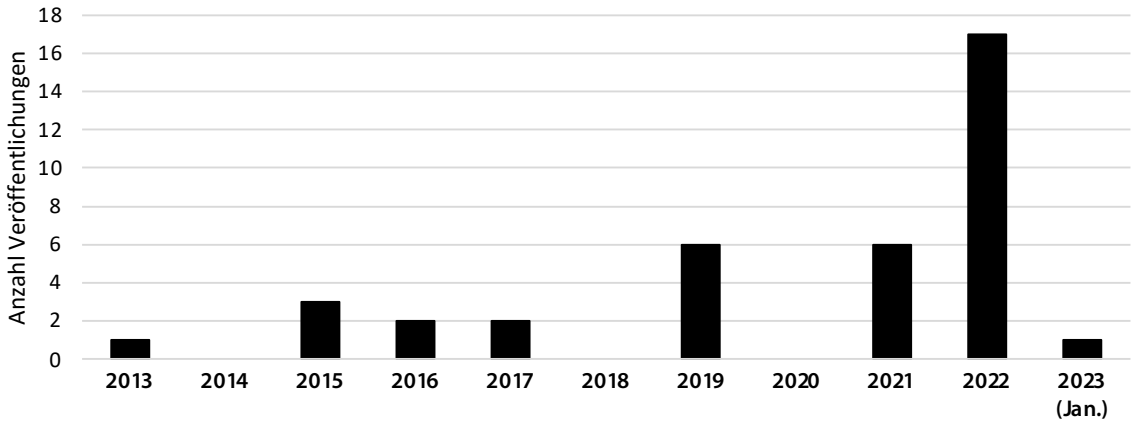
Die erste Phase der Ökobilanz beinhaltet dabei die Definition der funktionellen Einheit (FU), die den quantifizierten Nutzen des Untersuchungsobjektes angibt, sowie die Festlegung der Systemgrenzen und Formulierung des Ziels der Studie. Die Sachbilanz (Phase 2) umfasst die Datensammlung zur Quantifizierung von Inputs und Outputs bezogen auf den Lebensweg des Untersuchungsobjekts. In der Wirkungsabschätzung (Phase 3) wird die Relevanz potenzieller Umweltauswirkungen des Untersuchungsobjekts, bezogen auf die FU, untersucht. Die Berechnung der Umweltauswirkungen erfolgt üblicherweise mit gängigen Ökobilanzsoftwares wie sphera LCA© (ehemals GaBi©), Umberto©, Simapro© oder openLCA©. Die letzte Phase der Ökobilanz (Auswertung) beinhaltet die Darstellung der Ergebnisse, Limitationen und Schlussfolgerungen (ISO 14040/44:2006).

Ziel bei der Entwicklung der Ökobilanz als Bewertungsmethode war es, den gesamten Lebensweg von Produkten zu betrachten (ISO 14040/44:2006). Der Lebenszyklus eines Gebäudes umfasst dabei die Herstellungsphase (einschl. Rohstoffbeschaffung, Transport und Produktion), die Errichtungsphase (einschl. Transport und Aufwände auf der Baustelle), die Nutzungsphase (einschl. Nutzung, Instandhaltung, Austausch, Modernisierung sowie Energie- und Wasserverbrauch) und die Entsorgungsphase (einschl. Rückbau/Abriss, Transport, Abfallbehandlung, Beseitigung) (EN 15978:2011).

Um zu untersuchen, welche Rolle Ökobilanzen in der Bewertung von Abriss, Rückbau und Aufbereitung von Gebäuden spielen, wurde zu Beginn des Projekts eine Literaturrecherche durchgeführt. Zur Identifikation relevanter Studien wurden verschiedene Suchbegriffe in Scopus kombiniert (z. B. „LCA“, „demolition“, „deconstruction“, „disassembly“, „dismantling“, „construction waste treatment“, „construction waste processing” oder “construction waste recycling”). Insgesamt wurden 38 vor Februar 2023 publizierte Veröffentlichungen in der Auswertung berücksichtigt. Ein Überblick zu den betrachteten Studien ist in Anhang A dargestellt.

2.3.2 Auswertung der Studien

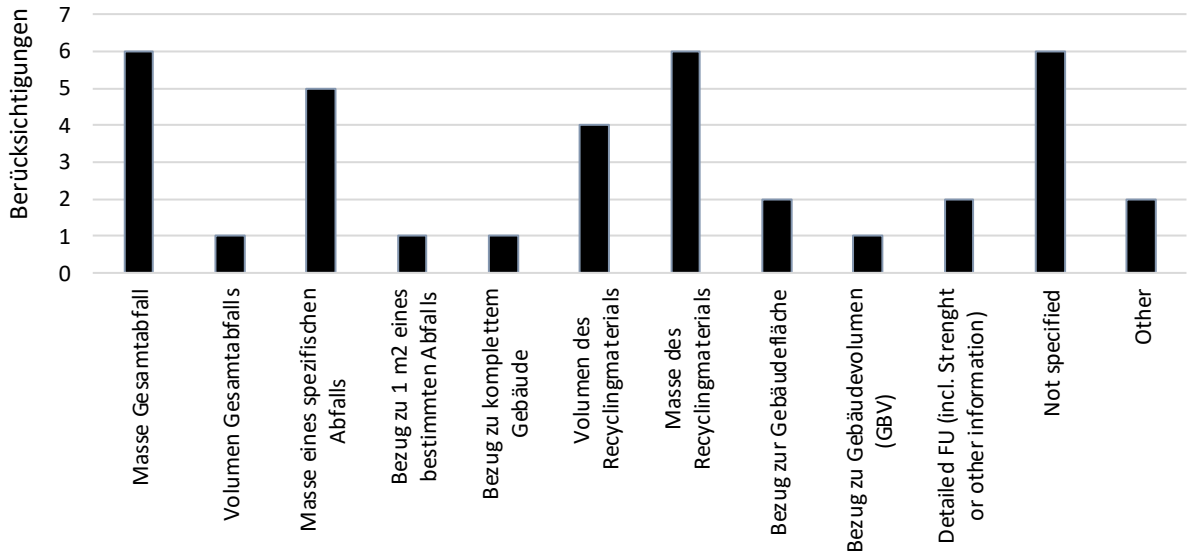
Abbildung 15. Übersicht zur zeitlichen Verteilung der Veröffentlichung berücksichtigter Studien



Die erste berücksichtigte Studie zu Ökobilanzen in Rückbau und Aufbereitung wurde im Jahr 2013 veröffentlicht, während 30 der 38 Studien nach 2018 publiziert wurden. Mit einer Anzahl von 17 wurden knapp die Hälfte der berücksichtigten Studien im Jahr 2022 veröffentlicht. Die zeitliche Übersicht zu den berücksichtigten Studien ist in Abbildung 15 gegeben.

Dass das Thema nicht nur in Deutschland relevant ist, wird bei Betrachtung der Standorte der Erstautoren klar. 25 Veröffentlichungen aus Europa wurden betrachtet, mit den meisten Studien in Deutschland, der Schweiz und Spanien. Die Relevanz über Europa hinaus wurde durch 13 betrachtete Studien aus nicht-europäischen Ländern belegt, wobei 6 Studien aus China stammen.

Abbildung 16. Übersicht zu den Bezügen der genutzten funktionellen Einheiten



Die Ergebnisse von Ökobilanzen hängen stark von getroffenen Annahmen, insbesondere hinsichtlich definierter FU und Systemgrenzen ab, da diese den Untersuchungsrahmen vorgeben. Die untersuchten Ökobilanzen unterscheiden sich stark in der Betrachtung der Systemgrenzen. Einige Studien betrachten Abbruch und Aufbereitung (Haider et al., 2022; Vitale et al., 2017; Wang et al., 2016), andere darüber hinaus die Herstellung des sekundären Materials (Andersen et al., 2022; Attri et al., 2022; Volk et al., 2023). Weitere Studien legen den Fokus auf den Abbruch (Hackenhaar et al., 2019), die Aufbereitung (Liikanen et al., 2019; Pešta et al., 2019)

oder betrachten auch die Konstruktions- und Nutzungsphase, einschließlich Refurbishment (Charlotte et al., 2022; Kröhnert et al., 2022; Meglin et al., 2022; Menegatti et al., 2022).

Die funktionelle Einheit ist ein zentrales Element der Ökobilanz. Sie definiert die Quantifizierung der Produktfunktionen und legt somit fest, was untersucht wird. Die Analysen werden in Bezug auf die definierte, funktionelle Einheit durchgeführt, was den Vergleich verschiedener Ökobilanzen ermöglicht (ISO 14040:2006). Die verwendeten funktionellen Einheiten in den untersuchten Studien variieren von Volumen des angefallenen oder aufbereiteten Abfallaufkommens (Paulu et al., 2022; Wu et al., 2015; Zambrana-Vasquez et al., 2016), über die Gebäudefläche (Silva et al., 2022; Vitale et al., 2017), das Gebäude an sich (Su et al., 2021), bis hin zum hergestellten Recyclingprodukt (Mostert et al., 2021; Pešta et al., 2019; Santos et al., 2021). Weitere Spezifikationen zu Eigenschaften des Abfalls oder des Recyclingproduktes werden nur selten vorgenommen (Menegatti et al., 2022; Pittau et al., 2019; Poranek et al., 2022; Pradhan et al., 2019). Wie in Abbildung 17 zu sehen ist, beziehen sich die gewählten, funktionellen Einheiten überwiegend auf die Masse des gesamten Abfallaufkommens (6 Studien), eines spezifischen Abfallaufkommens (5 Studien), oder auf die Masse des hergestellten Recyclingmaterials (6 Studien). Zwei Studien konnten identifiziert werden, die detaillierte, funktionelle Einheiten angegeben haben. Diese Spezifikationen sind von Bedeutung, da die Abfallzusammensetzung von Bau- und Abbruchmaterialien von Fall zu Fall variiert und verschiedene Qualitäten des sekundären Materials zur Folge haben (Zhang et al., 2020). Einige Studien spezifizieren die funktionellen Einheiten nicht, was einen Vergleich mit anderen Studien unmöglich macht. Auch ist unklar, worauf genau sich die Ergebnisse der Studie beziehen. Bahramian und Yetilmezsoy (2020) haben darüber hinaus herausgefunden, dass mehr als die Hälfte (61 %) ihrer 42 analysierten Studien Quadratmeter zur Definition der funktionellen Einheit nutzen, wobei die Einheit sich auf verschiedene Flächen beziehen kann (z. B. Gebäudefläche, nutzbare Gebäudefläche). Hierbei können spätere Abfallmengen anhand von Spezifikationen zum Gebäude abgeschätzt werden.

Wenn mehr als ein Lebenszyklus betrachtet wird, wie es der Fall ist, wenn Abriss- und Rückbaumaterialien recycelt und nicht entsorgt werden und somit einen monetären Wert mit sich bringen, wird die Wahl von passenden EoL-Allokationen relevant. Das heißt, es muss festgelegt werden, ob alle Umweltauswirkungen von Lebenszyklus A auch nur diesem Lebenszyklus zuzuordnen sind, oder ob die Umweltauswirkungen anteilhaft vorherigen oder nachfolgenden Lebenszyklen zuzuordnen sind (Allacker et al., 2017; Schaubroeck et al., 2021). Der Cut-Off-Ansatz (100:0) geht von einem lastenfreien Input von Abfällen aus, wobei Umweltauswirkungen der Primärproduktion vollständig dem ersten Lebenszyklus zugerechnet werden und der darauffolgende Lebenszyklus die kompletten Umweltauswirkungen des Recyclings zugeschrieben bekommt (Allacker et al., 2017). Der EoL-Recycling Ansatz (0:100) ordnet sämtliche Umweltauswirkungen dem Lebenszyklus zu, der das recycelte Material herstellt, während dem Lebenszyklus, der diese recycelten Materialien verwendet, keine Auswirkungen zugerechnet werden. Allerdings werden dem ersten Lebenszyklus auch Gutschriften für die Einsparung von Primärmaterial zugeschrieben. Der 50:50-Ansatz verteilt die Umweltauswirkungen des Recyclings gleichmäßig auf beide Lebenszyklen. Im Gegensatz dazu werden beim 100:100-Ansatzes alle Umweltauswirkungen beiden Lebenszyklen zugeschrieben (Allacker et al., 2017; Corona et al., 2019). Die Circular-Footprint-Formel (CFF), welche von der Europäischen Kommission entwickelt wurde, baut auf dem 50:50-Ansatz auf, ermöglicht jedoch die Verwendung spezifischer Verteilungskoeffizienten und berücksichtigt darüber hinaus die Qualität des recycelten Materials (Zampori et al., 2019). In der Analyse der Veröffentlichungen wurde entsprechend der Bedeutung in der EoL-Modellierung der Fokus auf FU, Systemgrenzen, und Wahl der EoL-Allokationen gelegt.
Wenige Studien gehen explizit auf die verwendeten EoL-Allokationen ein. Von den Studien, die auf den verwendeten EoL-Ansatz eingehen, hat sich, im Gegensatz zur uneinheitlichen Verwendung der funktionellen Einheit und Systemgrenzen, bei der Aufteilung der Umweltlasten über mehrere Lebenszyklen die Verwendung der Cut-Off Methode bezüglich der Abfallströme als Eingangsmaterial behauptet (Hackenhaar et al., 2019; Kröhnert et al., 2022; Liikanen et al., 2019; López Ruiz et al., 2020; Pittau et al., 2019; Pradhan et al., 2019; Volk et al., 2023). Bei der Cut-Off Methode (auch zero-burden genannt) werden Umweltlasten aus dem vorherigen Lebenszyklus abgeschnitten (Allacker et al., 2017). 25 der betrachteten Studien spezifizieren Allokationen generell nicht, andere spezifizieren diese nicht für die EoL-Betrachtung und eine Studie hat einen EoL-Allokationsansatz ausgewiesen, der sich bei näherer Betrachtung als nichtzutreffend erwiesen hat. Allerdings

lässt sich bei genauerer Betrachtung der Studien vermuten, dass diese in den meisten Fällen ebenfalls den Cut-Off Ansatz angewendet haben. Weiterhin ist zu erwähnen, dass einige Studien Credits für die Substitution von eingespartem Primärmaterial im nächsten Lebenszyklus berücksichtigen oder separat (als Modul D) ausgewiesen haben (Charlotte et al., 2022; Dahlbo et al., 2015; Ma et al., 2022; Pittau et al., 2019; Quéheille et al., 2022; Su et al., 2021).
Des Weiteren hat eine kürzlich von Bayram & Greiff (2023) durchgeführte Studie gezeigt, dass in sämtlichen Ökobilanzen, die sich auf das Recycling von Bau- und Abbruchabfällen konzentrieren, viele wesentliche Elemente der Ökobilanz fehlen oder diese nicht transparent kommuniziert werden. Insbesondere wurde festgestellt, dass die Differenzierung der R-GK-Qualität in der Ökobilanz nur selten umgesetzt wurde und Substitutionseffekte ohne weitere Informationen eingerechnet werden. Darüber hinaus fehlt oftmals eine relevante Begründung für die Auswahl des Substitutionskoeffizienten bei der Berechnung der vermiedenen Auswirkungen, was einen großen Unterschied für das Ergebnis der Studie bedeuten kann (Bayram and Greiff, 2023).

Im Rahmen der Kreislaufwirtschaft ist es von entscheidender Bedeutung, hochwertige recycelte Materialien zu erhalten. Es gibt jedoch noch weitere relevante Faktoren, die berücksichtigt werden sollten, wie z. B. die Umweltauswirkungen und die Kostenauswirkungen. Im Rahmen dieser Studie wird eine Methode entwickelt, die alle relevanten Aspekte abdeckt, um eine Entscheidungsgrundlage zur Verfügung zu stellen und aufzuzeigen, welche Möglichkeiten für die Wiederverwendung und das Recycling von mineralischen Baumaterialien bestehen.

Generelle, methodische Erkenntnisse aus der Literaturauswertung zur Ökobilanz können wie folgt zusammengefasst werden:

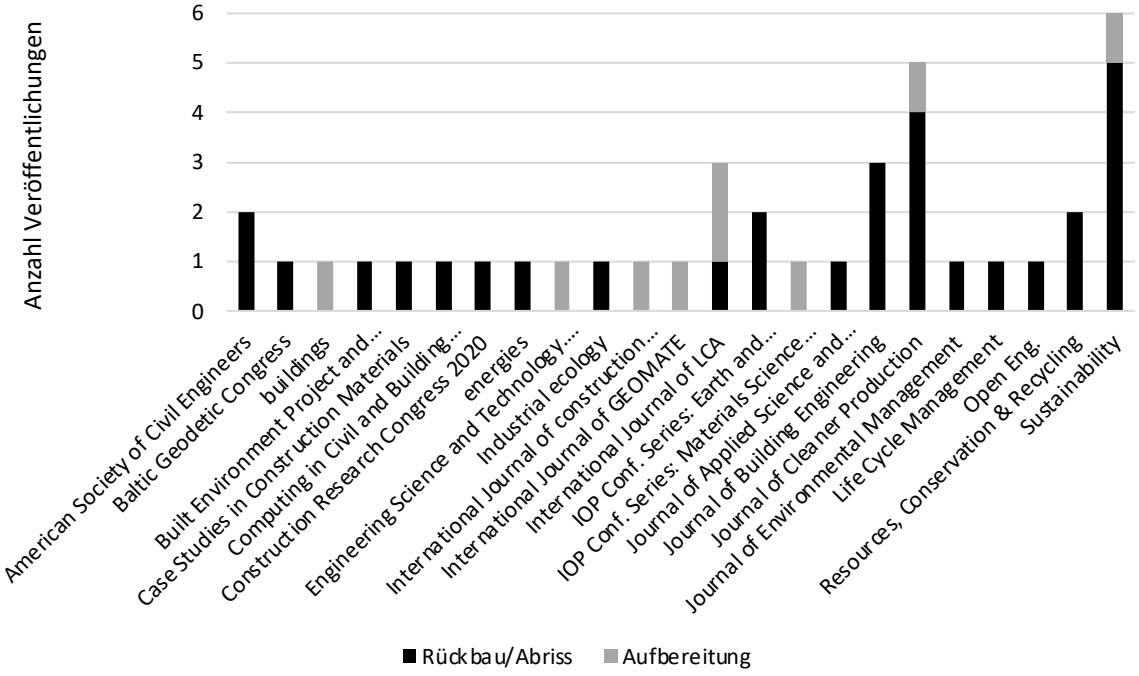
- Die verwendeten Bezüge der funktionellen Einheit in der Ökobilanz variieren stark;
- Der Cut-Off Ansatz findet häufig Anwendung;
- Benefits durch die Einsparung des primären Materials im nachfolgenden Lebenszyklus können betrachtet werden.

2.3.3. Überblick Lebenszykluskostenrechnung

Die Lebenszykluskostenrechnung, im englischen „Life Cycle Costing" (LCC), ist eine solide Methode für die Entscheidungsfindung im Hinblick auf die Wahl der kosteneffizientesten Alternative (Calado et al., 2019; Rebitzer & Hunkeler, 2003; Toniolo et al., 2020). Die Methode ist insofern vorteilhaft, als nicht nur die Einkaufspreise berücksichtigt werden, sondern ein langfristiger Ansatz verfolgt wird, der die Kosten über den gesamten Lebenszyklus betrachtet (Hoogmartens et al., 2014; Toniolo et al., 2020). Hierbei sind verschiedene Akteure beteiligt, die bezüglich anfallender Kosten berücksichtigt werden müssen (Hunkeler et al., 2008; Swarr et al., 2011). Im Bausektor ist die Lebenszykluskostenrechnung standardisiert durch ISO 15686-5.
Werden Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnungen parallel durchgeführt, so ist es möglich Trade-offs, beispielsweise zwischen verbesserter ökologischer Performance und dadurch steigender Kosten, abzubilden. Parallel zur Ökobilanz sollte die Lebenszykluskostenrechnung daher die Definition von Ziel und Umfang, die Datensammlung, die Interpretation und Identifizierung von Kosten-Hotspots sowie eine Sensitivitätsanalyse und Diskussion (Bewertung und Interpretation der Lebenszykluskosten) umfassen (Hunkeler et al., 2008; Swarr et al., 2011). Eine Sensitivitätsanalyse ist erforderlich, um die Auswirkung getroffener Annahmen und verwendeter Daten abzuschätzen.
Um die Relevanz und aktuelle Anwendung von Lebenszyklusrechnungen zur ökonomischen EoL-Bewertung von Gebäuden zu untersuchen, wurden verschiedene wissenschaftliche Publikationen näher betrachtet. Zur Sammlung relevanter Literatur wurden in Scopus verschiedene Suchbegriffe kombiniert. Diese Begriffe umfassten unter anderem „LCC", „demolition", „deconstruction", „disassembly", „dismantling", „construction waste treatment", „construction waste processing" oder "construction waste recycling". Anhang B gibt einen Über-

blick über die betrachteten Studien und gibt darüber hinaus Information zur Art der verwendeten Lebenszykluskostenrechnung, betrachteter Lebenszyklusstufen, Perspektiven und berücksichtigter Geldströme.
Insgesamt wurden 40 Veröffentlichungen, die die Lebenszykluskostenrechnung in der EoL-Bewertung von Gebäuden thematisieren, analysiert. 30 Studien wurden im Rahmen der Suche nach Veröffentlichungen für Rückbau und Abriss identifiziert und weitere 10 Veröffentlichungen bezogen sich auf die Aufbereitung von Materialien aus Rückbau und Abriss. Von den letzten 10 Studien legt eine Studie den Fokus auf die Nutzung des aufbereiteten Materials. Wie in Abbildung 18 zu sehen ist, sind Lebenszykluskostenrechnungen im Rückbau schon seit 2012 relativ konstant zu finden, während Studien zur Aufbereitung erst seit 2020 einen deutlichen Zuwachs zeigen. Weiterhin ist zu erkennen, dass die Veröffentlichungen in diversen Fachzeitschriften veröffentlicht wurden, wobei *Sustainability* mit sechs Veröffentlichungen und das Journal of Cleaner Production (5 Veröffentlichungen) die am meisten genutzten Journals sind, wie in Abbildung 19 dargestellt.

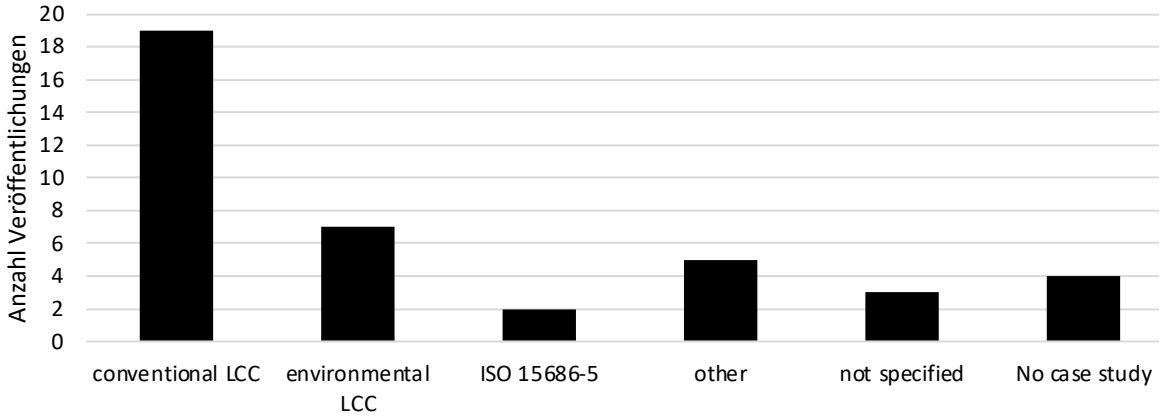
Abbildung 17. Anzahl veröffentlichter LCC Studien nach Jahren.



2.3.4 Auswertung der Studien

Generell gibt es verschiedene Ansätze, eine Lebenszykluskostenrechnung durchzuführen. Dazu gehörten die konventionelle Lebenszykluskostenrechnung (conventional LCC), welche sich auf reale Geldflüsse fokussiert und die sogenannte „environmental LCC", die Umweltauswirkungen Kosten zuteilt (z. B. monetärer Wert für Schäden durch CO_2-Ausstoß) (Swarr et al., 2011). Mit Abstand am meisten genutzt wurde die konventionelle Lebenszykluskostenrechnung (19 Studien), wobei diese oft parallel zu einer Ökobilanz durchgeführt werden oder zumindest dem Aufbau einer Ökobilanz folgen (Di Maria et al., 2018; Hou et al., 2022; Kerdlap et al., 2022; K. H. Kim & Jeon, 2020; S. H. Kim et al., 2013; Lee et al., 2021; Mah et al., 2018; Nagireddi et al., 2022; Wittocx et al., 2022; C. Zhang et al., 2019). Studien, die die ISO 15656-8 als methodische Grundlage nennen, sind mit einer Anzahl von zwei gering, obwohl die ISO explizit die Lebenszykluskostenrechnung für Hochbau und Bauwerke standardisiert. Während fünf Studien Kombinationen aus Ansätzen oder angepasste Lebenszykluskostenrechnungen (z. B. für die Kreislaufwirtschaft (Wouterszoon Jansen et al., 2020) verwenden, ist die verwendete Methodik bei drei Veröffentlichungen nicht offensichtlich spezifiziert. Vier der berücksichtigten Veröffentlichungen beinhalten keine Fallstudie. Die Verteilung der Ansätze zur Lebenszykluskostenrechnung ist in Abbildung 19 dargestellt.

Abbildung 18. Verteilung der verwendeten Ansätze der Lebenszykluskostenrechnungen in den betrachteten Studien



Wie auch bei der Ökobilanz variieren die betrachteten Systemgrenzen der Lebenszykluskostenrechnungen. Einige Studien betrachten nur den Abbruch (Fregonara et al., 2017; Liu et al., 2020; Plebankiewicz et al., 2019), andere Abbruch und Aufbereitung (Di Maria et al., 2018) und zusätzlicher Recyclingproduktherstellung (Hu et al., 2013; C. Zhang et al., 2019). Wieder andere Studien betrachten den gesamten Gebäudelebenszyklus mit (Apollo et al., 2018) und ohne Aufbereitung (Cuéllar-Franca & Azapagic, 2014; S. H. Kim et al., 2013; Samani et al., 2017), oder auch Abbruch und Neubau (Ferreira et al., 2015; Fleur et al., 2019) oder eine alternative Renovierung (Fleur et al., 2019). Liegt der Fokus der Studien auf Recyclingmaterial, so wird bei einigen Studien Beton betrachtet (Hu et al., 2013; Illankoon et al., 2018; Kashani et al., 2017; Lee et al., 2021; C. Zhang et al., 2019). Generell können die Studien grob gegliedert werden in: Betrachtung Gesamtlebenszyklus, Betrachtung Abfallmanagement am EoL von Gebäuden und Nutzung von Recyclingmaterialien aus dem Rückbau. Einigkeit in den betrachteten Studien herrscht großteils darüber, nur reelle Geldflüsse zu betrachten.

2.3.5 Anwendung auf Fallstudie und Beitrag zur Methode aus ökonomischer Perspektive

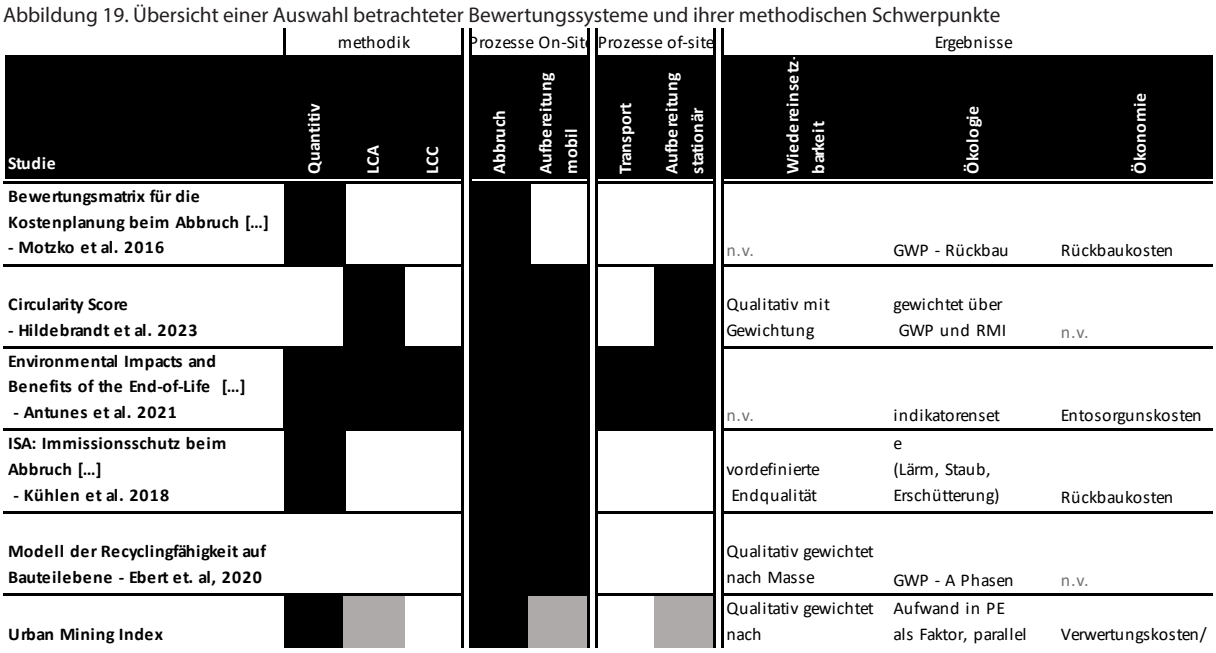
Generelle methodische Erkenntnisse aus der Literaturauswertung zur Lebenszykluskostenrechnung können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die konventionelle Lebenszykluskostenrechnung findet in aktuellen Studien die größte Anwendung, oftmals in Kombination mit einer Ökobilanz;
- Der Fokus der Studien liegt im Allgemeinen auf reellen Geldflüssen;
- Der Fokus der Lebenszykluskostenrechnungen auf den betrachteten Lebenszyklusphasen hängt von dem Ziel der Studie ab (z. B. Gesamtgebäude für Investor vs. Abfallmanagement am EoL).

2.3.5.1 Darstellung anderer Bewertungsmethoden/Datenbanksysteme

Ein holistischer Bewertungsansatz, der Abbruch, Transport und Aufbereitung sowie Wirtschaftlichkeit und Ökologie und die Wiedereinsetzbarkeit ohne qualitative Zuschreibungen bewertet, konnte nicht ausgemacht werden. Verschiedene Autoren weisen auf die Notwendigkeit einer vereinheitlichten Datengrundlage sowohl für Aufwands- als auch für ökologische Daten hin und/oder versuchen ebenjene zu entwickeln (Antunes et al., 2021; Ebert et al., 2020; Ivanica et al., 2022; Kühlen et al., 2018; Motzko et al., 2016; Rosen, 2021). Der Fokus lag bei der Betrachtung auf deutschsprachigen Studien aus dem DACH-Raum.
Beispielhaft sollen hier drei (teil)quantitative Bewertungsansätze in Kürze dargestellt werden, die auf unterschiedliche Weise Rückbaudaten erheben und/oder bewerten:

Abbildung 19. Übersicht einer Auswahl betrachteter Bewertungssysteme und ihrer methodischen Schwerpunkte



Bewertungsmatrix für die Kostenplanung beim Abbruch und Bauen und Bestand/Prozessmodell und Bewertungsmatrix für die Beräumung – Motzko et al., 2016/2021

Prof. Motzko und sein Team an der TU Darmstadt haben in mehreren Studien eine umfassende Bewertungsmatrix zur Kostenschätzung im Abbruch entwickelt. Diese wurde in einer zweiten Studie um die Vorprozesse der Beräumung sowie ein Modul zur ökologischen Einschätzung erweitert. Die ökologische Dimension wird über das Trägergerät (Hydraulikbagger) und das dem Prozess entsprechende Anbaugerät eingeschätzt (Motzko et al., 2021). Die Ermittlung der Umweltindikatoren erfolgt über die Skalierung eines Datensatzes eines Hydraulikbaggers, der Bodenarbeiten durchführt. Eine vollständige Bilanzierung erfolgt nicht. Aufbereitungsprozesse werden allerdings nur peripher beziehungsweise nicht behandelt. Mittels REFA-Studien wurden Aufwandsdaten für spezifische Aufbauten/Arbeitsprozesse an realen Fallstudien erhoben (Motzko et al., 2016). Die Auswahl des günstigsten Vorgehens erfolgt anhand der Dauer- und Kostenkennwerte sowie des GWP. Alle Indikatoren werden transparent ausgewiesen. Die Matrix erlaubt eine Einschätzung der für den Bauherrn oder die rückbauende Firma günstigsten Rückbaumethoden. Ihre Limitation ist, dass unterschiedliche Entsorgungs- und Aufbereitungswege nicht in die vergleichende Betrachtung eingehen. Ein Rückschluss auf die Veränderungen der Gesamtkette kann nicht erfolgen, dafür ist die Einschätzung des Rückbaues vermutlich die umfangreichste und damit vollständigste der betrachteten Untersuchungen, da hier alle Prozesse von der Beräumung bis zum Rückbau des Tragwerkes inklusive Faktoren für die Baustelleneinrichtung in die Betrachtung eingehen. Die Einschränkungen der Abbruchmethoden werden zwar benannt, ein Ausschluss erfolgt aber nicht und muss durch Benutzende im Nachhinein erfolgen.

Entwicklung einer Systematik zur quantitativen Bewertung der Kreislaufkonsistenz von Baukonstruktionen in der Neubauplanung (Urban Mining Index) – Rosen, 2021

Der „Urban Mining" Index bewertet sowohl Kosten (& Erträge) als auch den Aufwand zum Abbruch eines Gebäudes als Faktor in der Wahrscheinlichkeit des zu erzielenden Szenarios. Rosen kumuliert hierzu bauteilspezifische Kennwerte aus Literatur und eigenen Erhebungen, sowohl On-Site als auch aus Versuchsständen.
Der Aufwand wird dabei als „Arbeitsleistung" in Joule(J) ausgewiesen (Rosen, 2021, S. 99). Der benötigte Energieaufwand der Maschine wird mit der Leistungsenergie des die Tätigkeit verrichtenden Menschen addiert und gemeinsam angegeben. Dies hat den Vorteil, dass zukünftige Preisunsicherheiten (die besonders die manuelle Arbeit betreffen) ausgeklammert werden, ohne die durch den Menschen geleistete Arbeit auszuklammern. Allerdings wird dadurch eben diese manuelle Arbeit in ihrem Impact reduziert (da Menschen eine geringere „Arbeitsenergie" haben als eine Maschine, die Abwärme etc. produziert).

Die Kostenbewertung stützt sich dementsprechend auf den Restwert des Materials im Sinne von Abnahme, Kosten und Erlösen. Es wird davon ausgegangen, dass diese in ihrer groben Verhältnismäßigkeit stabil bleiben. Diese Betrachtungsweise macht in der Bewertung zukünftiger Szenarien Sinn, um sich von entstehenden Unsicherheiten zu befreien, spiegelt mutmaßlich die ökonomische Realität aber nur unzureichend wider, da Lohnkosten eine maßgebliche Größe der Wirtschaftlichkeit eines Abbruches sind und die Größe *Arbeitsansatz* und damit Aufwand nur sehr indirekt greifbar wird.

Die ermittelten Aufwands- und Kostenkennwerte werden in statistische Quantile beziehungsweise Quintile eingeteilt und als Wahrscheinlichkeit zur Erreichung eines qualitativ zugewiesenen Nutzungsszenario der untersuchten Bauteilschicht integriert. Die Darstellung erfolgt über sogenannte Loops. Besonders ist hier die parallele Ausweisung von Input und Output des Systems und die Unterscheidung von einem „Loop-Potenzial" (das Potenzial, dass ein Stoff im System verbleiben kann) und einem Closed-Loop-Potenzial (das Potenzial, dass ein Stoff dauerhaft in einem geschlossenen Kreislauf geführt werden kann). Die Unterscheidung, welche Fraktionen in diese Potenziale eingerechnet werden, erfolgt anhand der qualitativen Zuweisungen der Endnutzung.

ISA: Immissionsschutz beim Abbruch – Kühlen et al., 2018

Aus Literatur-, Befragungs- und Erhebungsdaten entwickelt das Projekt ein Bewertungstool zur Auswahl geeigneter Abbruchbruchprozesse hinsichtlich der verursachten Immissionen von Abbruchvorhaben. Anhand von Rahmendaten des Objekts werden per tabellarischer Ausschlusskriterien geeignete Abbruchmethoden ausgewählt und semiquantitativ (5-stufig) in Bezug auf ihr Immissionsverhalten gewichtet. Diese Gewichtung erfolgt komparativ, dass heißt, das beste Ergebnis erreicht eine Wertung von fünf. Betrachtet werden Lärm, Staub und Erschütterungsimmissionen auf das Umfeld. In einer weiteren Phase des Projekts ist die Integration einer Wirtschaftlichkeitsbetrachtung vorgesehen, eine ökologische Betrachtungsweise im Sinne der Emissionen (d.h. GWP, Energieverbrauch, etc.) der Prozesse bleibt außen vor. Auch die Output-Seite wird vereinfachend mit gleichbleibendem (vordefinierten) Qualitätsniveau der Output-Ströme angenommen. Die Bewertung bezieht sich also auf die Eignung und Optimierung der gewählten Methoden in Bezug auf ihre Immissionen auf das Umfeld.

Die Autoren identifizieren die Bauteilart, die Höhe über OK Gelände, Material, Stärke und Masse des Bauteils, sowie die örtlichen Platzverhältnisse als einschränkende Faktoren auf die Auswahl des technisch möglichen Abbruchverfahrens. Diese werden über eine Kodierung in Tabellen ausgeschlossen. Als „weiche" Faktoren können die Prozesszeit sowie die Emissions- und Immissionskennzahlen der Prozesse gesehen werden. Die Art der Bewertung setzt im Kern bereits eine hohe Selektion im Rückbauprozess voraus, es wird sich also vor allem auf den Rückbau des Rohbaus bezogen. Die ermittelten Kennzahlen sind zwar bauteilbezogen, unterscheiden sich aber anhand des Materials des Tragwerkes. Eine Aussage über die Reinheit der zurückgewonnenen Materialfraktionen ist über die Dauerkennwerte als Vorbedingung abgebildet. Die Wiedereinsetzbarkeit ist also implizierte Zielstellung und nicht Bewertungsziel.

Die Auswahl des geeigneten Prozesses erfolgt über eine Entscheidungslogik, bei der den Ergebnissen Rangfolgen in gewichteten Zahlen zugewiesen werden. Durch Addition der Ergebnisse können so Empfehlungen für die geeignetste Methodik in Bezug auf die Nutzereingabe gegeben werden. Diese einfache Herangehensweise lässt komplexe Entscheidungen zu, ohne eine allgemeingültige Bewertung zu generieren.
Die Studie ermittelt in einer übersichtlichen Herangehensweise Prozesszeiten und Auswahlkriterien für die gängigen Abbruchprozesse. Die Systemgrenze endet mit der Verladung vor Ort. Die Eingabe und Bewertung erfolgt durch ein Softwaretool.

3 Fallstudie

Mit der Durchführung der Fallstudie im Projekt wurden zwei Ziele verfolgt. Inhaltliches Ziel der Studie war die ökologische und ökonomische Bewertung der verschiedenen Abbruch- und Aufbereitungsszenarien, die auf einem realen, selektiven Rückbau basieren, und zur Analyse, wie in den folgenden Unterkapiteln beschrieben, abgewandelt wurden. Für die ökologische Bewertung wurde eine Ökobilanz nach ISO 14040/44:2006 durchgeführt, wobei die Ökobilanz Softwares GaBi Professional© und openLCA© mit Verwendung der Datenbank ecoinvent (v. 3.9.1) für die Hintergrundprozesse genutzt wurden. Die Lebenszykluskostenrechnung wurde basierend auf ISO 15686-5:2017 und Swarr et al. (2011) durchgeführt, wobei Microsoft Excel© zur Berechnung der Kosten genutzt wurde.

3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

3.1.1 Zielstellung

Mit der Untersuchung des Fallbeispiels sollte die in der Literaturrecherche erhobene Struktur zu Systemgrenzen und Wechselwirkungen zwischen Rückbau und Aufbereitung einerseits und die Abbildbarkeit von Materialqualitäten über Substitutionsquoten andererseits weiter detailliert werden. Dafür wurden dem selektiven Rückbau, bzw. konventionellem Abbruch, und verschiedenen Aufbereitungsmethoden mineralische Fraktion des Abbruchmaterials gegenübergestellt. (Siehe S.44 und 45).

3.1.2 Sachbilanz

Die Systemgrenzen umfassten Bodenplatten, Fundamente, Fassadenaufbau und Wände, Entsorgung von Abfällen (inkl. Transport), den Transport von Betonbruch und Bauschutt zur stationären Aufbereitungsanlage, sowie die Aufbereitung von Betonbruch und Bauschutt. Der benötigte Wassereinsatz sowie die Strom- und Dieselmengen wurden für die Geräte (z. B. Hydraulikbagger, Kleingeräte) berücksichtigt. Im Gegensatz dazu fällt bei den Szenarien mit mobiler Aufbereitung kein Transport der Mineralfraktion (Bauschutt/ Betonbruch) zur Aufbereitungsanlage an. Die Systemgrenzen für die Szenarien mit stationärer Aufbereitung sind in Abbildung 21 und die Systemgrenzen für die Szenarien mit mobiler Aufbereitung in Abbildung 22 zu finden. Folgend dem Cut-Off Ansatz, wie bei den meisten Studien in der Literaturrecherche, wurden dem Abbruchmaterial keinerlei Umweltauswirkungen durch Produktion und Nutzungsphase des Gebäudes zugeschrieben. Auch wurde die Bereitstellung der benötigten Maschinen ausgeklammert.

Abbildung 20. Systemgrenze für selektiven Rückbau und konventionellem Abbruch mit stationärer Aufbereitung der Mineralik.

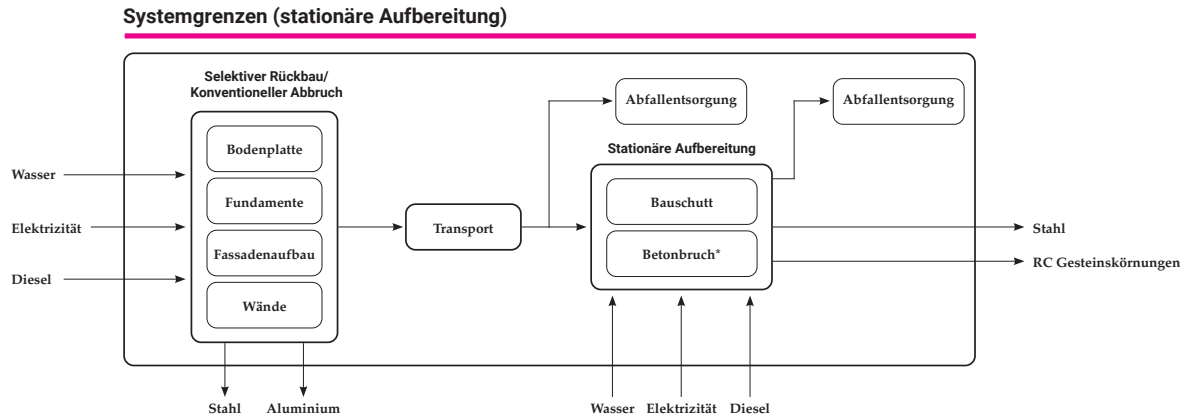
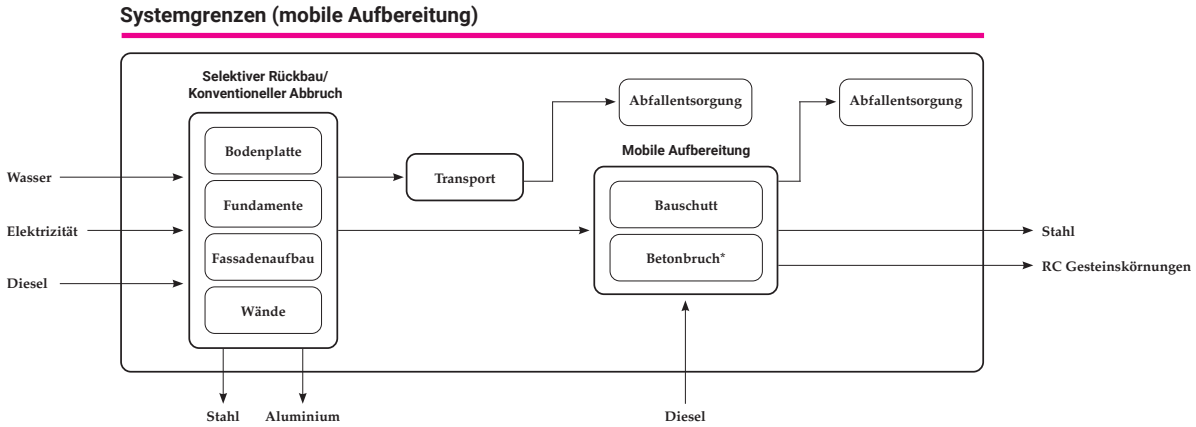


Abbildung 21. Systemgrenze für selektiven Rückbau und konventionellem Abbruch mit mobiler Aufbereitung der Mineralik.



3.1.3 Szenarien

Es wurden insgesamt acht Szenarien modelliert. Zur Annahmeüberprüfung wurden weitere Kosten sowie Aufbereitungsvarianten postuliert. Die Varianten sind im nächsten Kapitel näher beschrieben.

3.1.3.1 Lebenszyklusphasen

Es wurde nur das Lebensende des Gebäudes betrachtet. Folglich wurden nur die C Phasen nach DIN 15804 (*DIN EN 15804 | 2022-03, o. J.) modelliert. Betrachtet wurden alle Phasen, dass heißt C1 Abbruch, C2 Transport, C3 Abfallbehandlung, C4 Entsorgung, sowie mit Substitutionen ein Verhältnis zu einem äquivalenten Primärprodukt hergestellt (Modul D).*

3.1.3.2 Ökologische Indikatoren

Zur Berechnung der Umweltauswirkungen wurde die ReCiPe 2016 Methode ausgewählt, die 18 Midpoint Indikatoren und drei Endpoints führt. Fokus der Ökobilanz der Studie lag auf den Indikatoren Global warming potential (GWP), Terrestrial acidfication potential (TAP) als Umweltindikatoren und Land use (LOP), Surplus ore potential (SOP) und dem water consumption potential als Indikatoren, die den Ressourcenverbrauch unter verschiedenen Gesichtspunkten abbilden. Es wurden nur Midpoint Indikatoren betrachtet.

3.1.3.3 Ökonomische Indikatoren

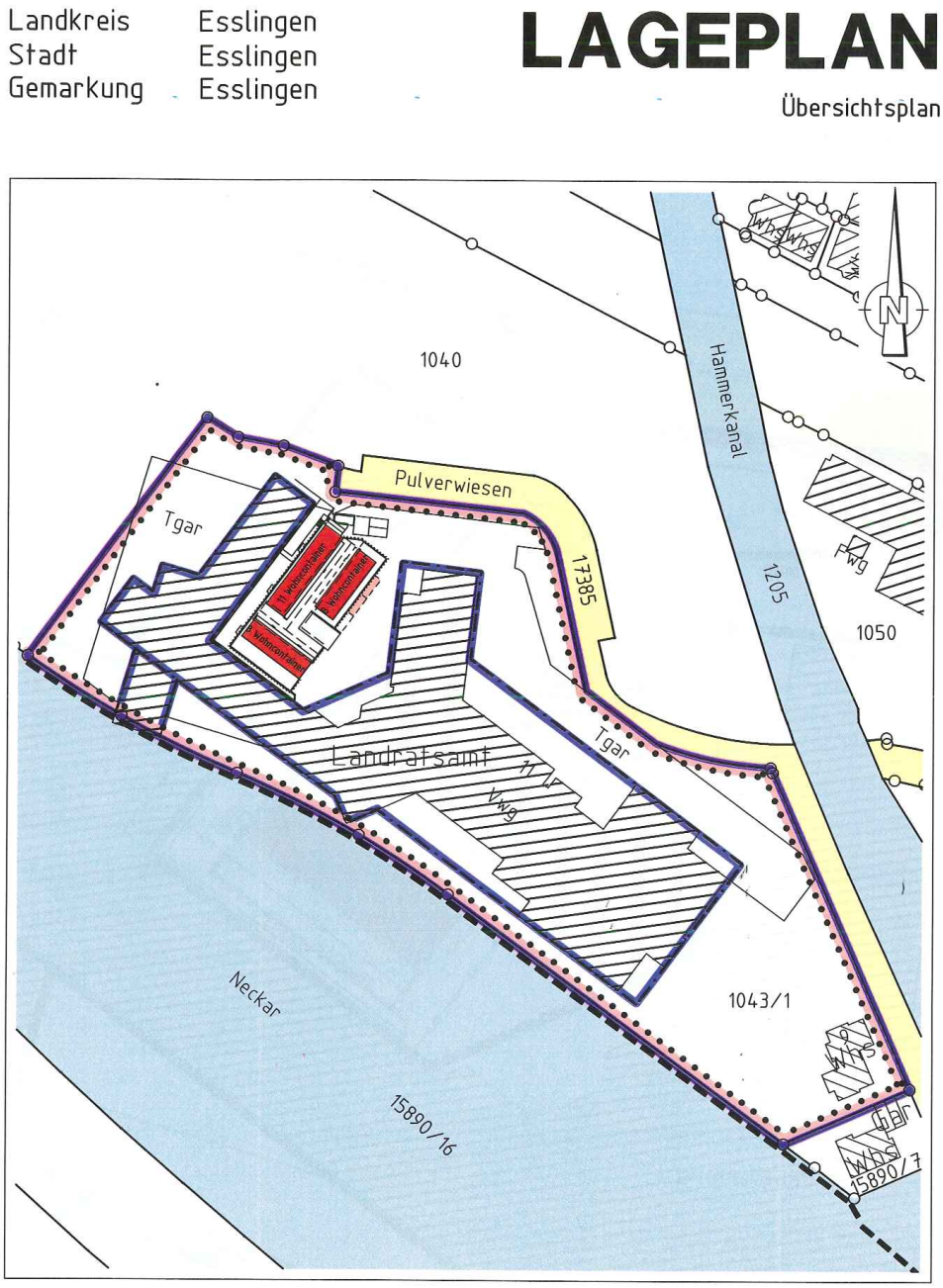
In der Lebenszykluskostenrechnung ist die Wahl der angenommenen Perspektive entscheidend, da Kosten für einen Akteur im Lebenszyklus Einnahmen für einen anderen Akteur mit sich bringen können und umgekehrt (z. B. Kosten für die Abfallentsorgung für Abbruchunternehmen vs. Einnahmen vom Entsorgungsunternehmen). In dieser Studie wurde die Perspektive des Abbruchunternehmens eingenommen, wobei die Annahme getroffen wurde, dass die Mineralfraktion durch das Unternehmen selbst aufbereitet wird, während Metalle direkt an einen Händler abgegeben werden und für weitere Abbruchabfälle Entsorgungskosten anfallen. Fokus der Lebenszykluskostenrechnung waren reale Geldflüsse. Potenziellen Schäden durch Umweltauswirkungen und negativen Auswirkungen auf die Gesellschaft wurden keine monetären Werte zugewiesen, um eine doppelte Wichtung zu vermeiden (Umweltauswirkungen durch Ökobilanz abgedeckt).

Abbildung 22. Seitenansicht Landratsamt Esslingen

Foto: Berfin Bayram

3.2 Beschreibung Objekt

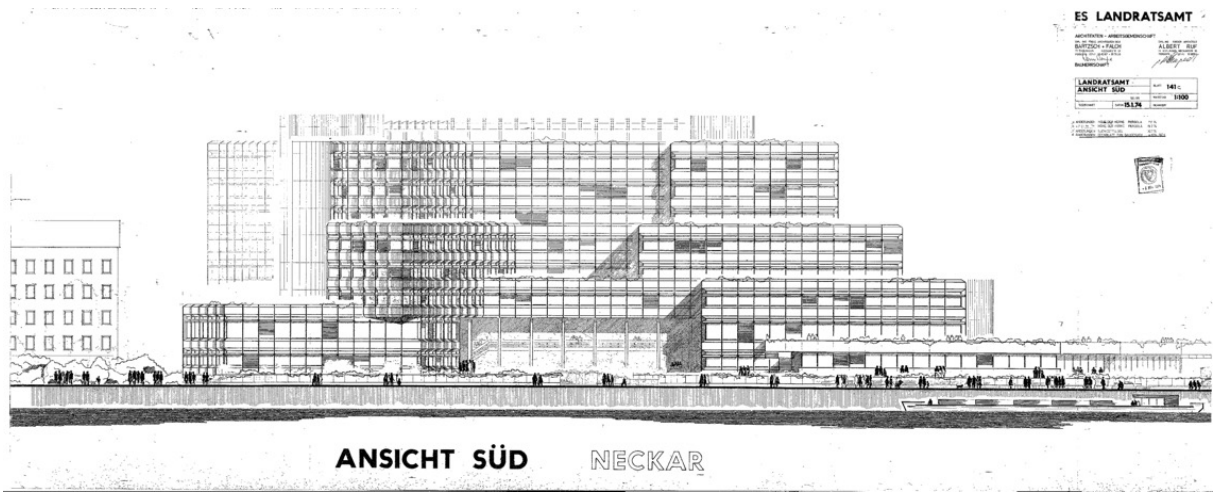
Abbildung 23. Lageplan ohne Maßstab



Quelle: bereitgestellt von Fa. FEESS

Der Neubau des Landratsamt Esslingen wurde im Jahr 1978 fertiggestellt und ist in weiten Zügen eine Stahlbetonskelettkonstruktion in strukturalistischer Bauart. Auf insgesamt neun Geschossen, inklusive zwei Untergeschossen, befanden sich ca. 27.260 m² BGF. Das Gebäude war in der Grundrisskonstellation grob sternförmig. Von einem sechseckigen Treppenhauskern gingen drei asymmetrische Flügel in ca. 60° Richtung Norden, Südwesten und Südosten ab. Der südöstliche Flügel erstreckte sich parallel zum Flusslauf und war ca. doppelt so lang wie die anderen Gebäudeteile.

Abbildung 24. Südansicht des ehemaligen Landratsamt Esslingen ohne Maßstab



Quelle: Bereitgestellt durch Fa. FEESS

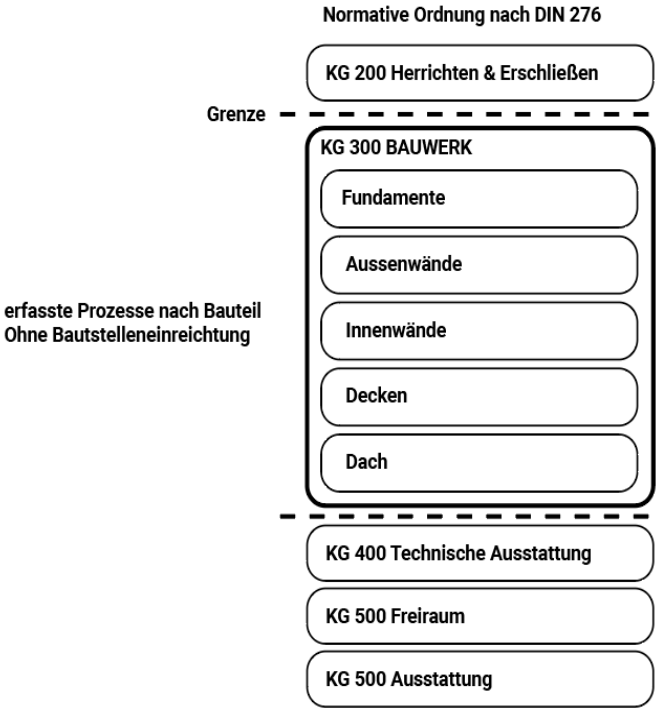
Das Gebäude befand sich in zentraler Lage an der südwestlichen Spitze der Neckar-Insel in Esslingen in Baden-Württemberg. Das Gebäude stand freistehend und war lediglich von dem Merkel'schem Park umgeben. Dadurch entstehen besondere Anforderungen an die Baustelleneinrichtung und die Baustellenlogistik. Es gibt allerdings in direkter Umgebung auch keine besonders zu schützende Bebauung, weshalb nicht mit Einschränkungen durch entstehende Immissionen auf das direkte Umfeld zu rechnen ist. Freiflächen zur Einrichtung auch mobiler Aufbereitungsanlagen stehen vor Ort zur Verfügung.

Das Gebäude wurde als Verwaltungsbau errichtet und genutzt und entspricht in weiten Teilen einer klassischen Büronutzung. In den Untergeschossen befanden sich eine große Tiefgarage und Haustechnikräume. Die Fassaden waren zum Großteil aus Fertigteilbrüstungen mit einer vorgehängten, hinterlüfteten Fassade aus grünen Blechen (vermutlich Aluminium) konstruiert. Die Fensterkonstruktionen waren ebenfalls elementiert und die Rahmen aus Aluminium gefertigt. Die Erschließungskerne traten deutlich aus dem Fassadenbild hervor und waren als einzige auch nach außen mit Stahlbetonfertigteilen verkleidet. Alle Dachkonstruktionen waren Flachdächer mit einer Kieseindeckung.

Das Gebäude war teilweise mit Asbest belastet. Diese Belastungen fanden sich vor allem in den Systemdeckenplatten und Ausbauelementen, wie Lampenkästen und Brandschutzschotts, sowie als Dichtungsmaterial in Brandschutztüren. Die Dämmung, die in der hinterlüfteten Fassadenkonstruktion verbaut war, bestand aus „alter" künstlicher Mineralfaserdämmung, die nach Gefahrstoffverordnung als karzinogen eingestuft wurde und gesondert entsorgt werden musste (Dümmen, 2019a, S. 22; Müller, 2018). Künstliche Mineralfasern fanden sich auch in Akustikpaneelen, Trockenbauwänden und den Systemtrennwänden der Büroräume zum Flur. Einige Bereiche in den Untergeschossen wiesen außerdem eine Beschichtung mit EOX Belastung auf. Die Fugendichtbänder der Stahlbetonfassadenkonstruktionen waren ebenfalls mit EOX belastet und mussten im Vorfeld rückgebaut werden (Dümmen, 2019a, S. 3–6, 2019b, S. 2–5).

Die größtenteils monolithische Konstruktion in den Innenbereichen, kombiniert mit den Schadstoffbelastungen, führte zu einer Einschränkung in der Diversifizierung der Varianten im Abbruch. Die meisten Bauteile waren sichtig verbaut oder lediglich gestrichen. Die Decken waren abgehängt oder materialsichtig. Der Anteil der Wandverkleidungen war entsprechend klein. Es traten weder Putze noch Wandverkleidungen in nennenswerten Ausmaßen auf.
Der Abbruch wurde im Oktober 2022 begonnen und 2023 abgeschlossen. Abbruch und Aufbereitung der mineralischen Fraktionen wurden von demselben Unternehmen vorgenommen. Zum Einsatz kamen laut Angabe der ausführenden Firma sechs Hydraulikbagger, zwei davon mit Longfrontausleger, sowie Handwerkzeuge. Für den in Zukunft entstehenden Neubau soll Recyclingbeton aus demselben Werk verwendet werden.

Abbildung 25. Normative Erfassung und Logik in der Modellierung gem. Din 276



3.3 Variantenbildung Abbruch

Die Modellierung des Abbruches erfolgte bauteilbasiert. Es wurde auf Basis der zur Verfügung gestellten Unterlagen eine Bauteilaufstellung der wichtigsten Konstruktionsaufbauten gem. DIN 276 aufgestellt. Diese Vorgehensweise erlaubt die Zuordnung der Aufwandswerte pro Bauteilschicht und in der Folge einen Rückschluss auf die Umweltwirkung der einzelnen Bauteile am Abbruch. Die Wahl der Systemgrenzen folgt der normativen Logik der DIN 276 und nicht einer prozessualen Ordnung. Modelliert wurden die Hauptbauteile der Kostengruppe 300 – Gebäude. Elemente der technischen Gebäudeausstattung, der Freianlagen sowie der Einrichtung wurden ausgeklammert.
Aufgrund der Datenlage wurde ebenfalls auf die Modellierung der Baustelleneinrichtung und weiterer Bodenarbeiten verzichtet. Um eine Rückführbarkeit der Ergebnisse auf die Bauteilebene ohne Allokationen zu erlauben, ist dieser Schritt auch methodisch sinnvoll.

Gleiches gilt für die Baustellenlogistik, für deren Beurteilung keine Informationen vorlagen. Es wurden zwei Rückbauvarianten formuliert. Durch den Zwang zur Schadstoffentfrachtung und getrennten Entfernung vor allem der belasteten Dämmstoffe (größtenteils KMF), finden sich die Unterschiede vor allem in den Decken-, Dach-, Gründungs- und in geringerem Maß in den Außenwänden. Es wurde in beiden Varianten von einer erfolgten Entkernung der technischen Gebäudeausstattung und dem selektiven Rückbau der Trockenbauelemente sowie der Systemtrennwände ausgegangen. Insgesamt wurden 18 Bauteile final modelliert. Minimale Änderungen in der Bausubstanz wurden vereinfachend zusammengefasst. Beispielsweise besitzen weite Teile des Gebäudes einen ähnlichen Fußbodenaufbau, mit Abweichungen in den Trittschall- und Estrichstärken zwischen 1 und 2 cm (ähnlich in Dächern, Kellerböden). Die tragenden Innenwände und Stützen wurden als Volumenposition erfasst und auf eine gemittelte (flächenbezogene) Stärke pro Quadratmeter umgerechnet.

Es wurden bewusst extreme Szenarien aufgestellt, die modellierten Varianten entsprechen also nicht zwangsläufig den tatsächlichen Vorgängen auf der Baustelle. Es wurde eine hochselektive (HS – high selective) und eine konventionell vermischende Variante (CD – conventional demolition) formuliert. Die Variante des konventionellen Abbruchs (CD) muss als Mischform gesehen werden und stellt daher einen teilselektiven Abbruch dar, weil aufgrund der Kontaminationen die meisten Bauteile trotzdem selektiert werden müssen. Nach den Beschreibungen des Abbruchunternehmers wird die Variante HS als näher an den tatsächlichen Vorgängen angesehen, was den formulierten Zielstellungen eines möglichst hochqualitativen Rückbaus entspricht.

Tabelle 3 Rückbauvarianten Abkürzung und Beschreibung

Rückbauvariante	Beschreibung
HS (high selective)	Schichtenweiser Rückbau aller erfassten Schichten pro Bauteil. Entsorgung nach Fraktionen.
CD (conventional demolition)	Schichtenweiser Rückbau aller erfassten Schichten pro Bauteil, wenn eine Kontamination des Bauteils vorliegt. Für nicht kontaminierte Bauteile Abriss des Bauteils als Ganzes unter Vermischung aller verbleibender Fraktionen (Sortierung Störstoffe in Aufbereitung)

3.3.1 Hochselektiv (HS)

Im hochselektiven Rückbau wurde vom Rückbau jeder Bauteilschicht in umgekehrter Montagereihenfolge ausgegangen. Dadurch entsteht für fast alle Bauteilaufbauten im Output Reinfraktionen. Der angenommene Rückbauablauf beginnt mit der Entkernung der Trockenbau- und Systemtrennwände sowie dem Ausbau der Raster-Abhangdecken, da in all diesen Bauteilen künstliche Mineralfaserdämmung enthalten war, und der Entfernung aller lösbaren Oberflächenbeläge (vornehmlich Fliesen und Teppichböden).

3.3.2 Konventionell (Teilselektiv)

Im konventionellen Rückbau wurde vom Rückbau aller Bauteile bis auf die schadstoffbelastete Schicht (sofern vorhanden) und dann dem gemeinsamen Abbruch der restlichen Bauteile mit Hydraulikbaggern ausgegangen. Unbelastete Bauteilaufbauten wurden als Ganzes abgebrochen und die Wertstoffe (vornehmlich der Stahl) nachsortiert. Verbessernde Maßnahmen, wie das Abfräsen oberflächlicher Belastungen wie der EOX-Belastungen im Keller, entfallen. Diese Fraktionen werden dem AVV 170106* Mineralisch Belastet (Deponieklasse II) zugeordnet und entsprechend deponiert. Eine Sortierung des in den Stahlbetonbauteilen gebundenen Stahls wurde trotzdem angenommen, da dies der aktuellen Baupraxis entspricht. Trotz der zerstörenden Abbruchmethoden in den unbelasteten Bauteilen muss für einen konventionellen Abbruch von einem hohen Selektionsgrad ausgegangen werden. Die Abbruchvariante ist also teilselektiv, wird hier aber trotzdem zur eindeutigeren Unterscheidung im Weiteren konventioneller Abbruch genannt.

3.3.3 Variantenbildung Aufbereitung

Für die Aufbereitung werden insgesamt 12 verschiedene Varianten modelliert (Tabelle 4), mit einer Kombination aus unterschiedlichen Input-Abfallzusammensetzungen, Anlagentypen (mobil oder stationär) und Aufbereitungstechniken (konventionell und fortgeschritten). Für die Eingangsabfallzusammensetzung werden drei Typen betrachtet: Betonbruch, Bauschutt und dämmstoffhaltiger Bauschutt. Für Betonbruch und Bauschutt (ohne Dämmung) wird angenommen, dass der Störstoffanteil gering ist. Für die Anlagentypen werden mobile und stationäre Anlagen betrachtet, wobei der Hauptunterschied der Transportaspekt ist und bei stationären Anlagen eine weitergehende Aufbereitungstechnik angewandt werden kann.

Tabelle 4. Aufbereitungsvariante Abkürzungen und deren Beschreibungen

Aufbereitungsvariante	Beschreibung
Be_mk	Betonbruch mobile konventionelle Aufbereitung
Be_mf	Betonbruch mobile fortgeschrittene Aufbereitung
Ba(Dä)_mk	Bauschutt mit Dämmung mobile konventionelle Aufbereitung
Ba(Dä)_mf	Bauschutt mit Dämmung mobile fortgeschrittene Aufbereitung
Be_sk	Betonbruch stationär konventionelle Aufbereitung
Be_sf	Betonbruch stationär fortgeschrittene Aufbereitung
Ba(Dä)_sk	Bauschutt mit Dämmung stationär konventionelle Aufbereitung
Ba(Dä)_sf	Bauschutt mit Dämmung stationär fortgeschrittene Aufbereitung
Ba_mk	Bauschutt (ohne Dämmung) mobile konventionelle Aufbereitung
Ba_mf	Bauschutt (ohne Dämmung) mobile fortgeschrittene Aufbereitung
Ba_sk	Bauschutt (ohne Dämmung) stationär konventionelle Aufbereitung
Ba_sf	Bauschutt (ohne Dämmung) stationär fortgeschrittene Aufbereitung

Für jede Aufbereitungstechnik sind die einbezogenen Prozesse in der Tabelle 5 aufgeführt. Es ist jedoch anzumerken, dass die Modellierung nicht auf der Ebene der Prozessabschnitte durchgeführt wurde, sondern auf der Grundlage der Gesamteingänge und -ausgänge für jede Aufbereitungsvariante. Bei der fortgeschrittenen Aufbereitung wurde für die mobile Anlage ein zusätzlicher Windsichter-Schritt und für die stationäre Anlage ein Nassaufbereitungsschritt miteinbezogen.

Tabelle 5. Aufbereitungsvariante und betrachtete Prozess Schritte.

Aufbereitungsvariante	Prozessschritte
Mobil konventionell	Laden, Zerkleinern, Sieben (+Radlader)
Mobil fortgeschritten	Laden, Zerkleinern, Sieben, Windsichter (+Radlader)
Stationär konventionell	Vorzerkleinern / Laden, Prallbrecher, Backenbrecher, Siebe, Bänder (2 Durchlauf), Radlader + Heizung, Licht
Stationär fortgeschritten	Vorzerkleinern / Laden, Prallbrecher, Backenbrecher, Siebe, Bänder (3 Durchlauf), Nassaufbereitung, Radlader +Heizung, Licht

Unter Berücksichtigung von Abbruch zusammen mit der Aufbereitung wurden insgesamt acht verschiedene Varianten modelliert, die unterschiedliche Anlagentypen (mobil, stationär) und Aufbereitungstechniken (konventionell, fortgeschritten) beinhalten. Eine Übersicht der in dieser Studie untersuchten Varianten ist in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6. Überblick über die untersuchten Varianten einschließlich Abbruch und Aufbereitung.

		Mobile Aufbereitung		Stationäre Aufbereitung	
		Konventionell	**Fortgeschritten (Windsichter)**	**Konventionell**	**Fortgeschritten (Nassaufbereitung)**
Abbruch	**Selektiv**	Selektiver Abbruch, mobile konventionelle Aufbereitung (S1_HS_mk)	Selektiver Abbruch, mobile fortgeschrittene Aufbereitung (S2_HS_mf)	Selektiver Abbruch, stationäre konventionelle Aufbereitung (S3_HS_sk)	Selektiver Abbruch, stationäre fortgeschrittene Aufbereitung (S4_HS_sf)
	Konventionell	Konventioneller Abbruch, mobile konventionelle Aufbereitung (S5_CD_mk)	Konventioneller Abbruch, mobile fortgeschrittene Aufbereitung (S6_CD_mf)	Konventioneller Abbruch, stationäre konventionelle Aufbereitung (S7_CD_sk)	Konventioneller Abbruch, stationäre fortgeschrittene Aufbereitung (S8_CD_sf)

3.5 Sachbilanz der Ökobilanz

Bei der Modellierung von Aufbereitungsvariationen werden für die Vordergrunddaten Daten aus der Literatur und für die Hintergrunddaten geeignete ecoinvent-Datenbankaktivitäten verwendet. Wie bereits erwähnt, werden insgesamt acht verschiedene Abbruch- und Aufbereitungsvarianten modelliert.
Die Materialflussübersicht für jede Variante ist in Tabelle 10 dargestellt. Das Gebäude hat eine Gesamtmasse von 28.603.267 kg und eine Bruttogeschoßfläche von 27260 $m^{2.}$ Um die funktionale Einheit widerzuspiegeln, wurde die LCA-Modellierung auf Basis des Bauteilkatalogs für den Abbruch durchgeführt und die Outputmassen für die Aufbereitungsprozesse addiert. Die Gesamtergebnisse wurden auf 1 m^2 Bruttogeschoßfläche umgerechnet. Aufgrund der Zusammensetzung der Baumischabfälle wurde in allen Szenarien, die sich auf

den konventionellen Abbruch beziehen, Baumischabfälle mit mineralischen Gemischen zusammen betrachtet. Aufgrund des hohen Betonanteils und der geringen Dämmstärke kommt es bei dieser Massengröße zu einem Störstoffgehalt von nur ca. 3,5 Vol.-%. Dieser Anteil ist als Vereinfachung zu sehen und wurde in einer Szenarienuntersuchung weiter betrachtet (siehe Abschnitt *Szenarien).* Die Modellierung der Abbruchvarianten erfolgt auf Basis des Bauteilkatalogs. Den Varianten werden unterschiedliche Literaturdaten pro Schicht zugewiesen. Werden Schichten mit einem Prozess abgebrochen, werden die Fraktionen im Output den Mischfraktionen je nach Zusammensetzung der betrachteten Bauteile ausgegeben. Eine vollständige Übersicht der zu den Varianten zugeordneten Prozesse und ihrem spezifischen In- und Output findet sich in Anhang 1. Für die Modellierung der Wirkungen wurden folgende Prozesse aus der ecoinvent-Datenbank in Angleichung an die Aufbereitung verwendet. Auf die Verwendung spezifischer Datensätze für Abbruchgeräte wurde verzichtet, um die Datenkonsistenz mit der Aufbereitung zu wahren. Die Umsätze pro Maschine wurden anhand von Zeitdaten aus der Literatur in Mega Joule (MJ) ermittelt und entsprechend umgesetzt. Es wurde der im Datensatz angegebene Heizenergiegehalt des Treibstoffs benutzt (1 MJ=0,245 kg).

Tabelle 7. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse

Prozess	Ecoinvent-Aktivitäten
Diesel	market for diesel, burned in building machine [GLO]
Strom	market for electricity, medium voltage [DE]

Für Abbrucharbeiten am Tragwerk mit Hydraulikbaggern wurden die Zeitkennzahlen von Kühlen et al. (Kühlen et al., 2018) zu Grunde gelegt und mit den von Rosen (Rosen, 2021) durch Befragung ermittelten Kraftstoffverbräuchen verrechnet. Die Kraftstoffverbräuche wurden gemittelt. Beide Angaben beziehen sich auf einen 40 t Bagger. Für die Positionen Materialzerkleinerung und Sortierung wurden Annahmewerte aufgrund der vorliegenden Treibstoffverbräuche angesetzt. Die Zerkleinerung wurde in den Prozess integriert und folgt damit dem Verbrauch des abbrechenden Prozesses. Für die Sortierung wurde als Referenz „Abgreifen" gewählt, da die meisten Sortierungsprozesse mit dem Sortiergreifer ausgeführt werden.

Tabelle 8. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse (Magenta Markierungen=Annahmewerte)

Maschine	Prozess	Energieträger	Verbrauch	Einheit	Kommentar
Hydraulikbagger	Abgreifen	Diesel	21,5	l/h	bezogen auf 40 t Bagger, Werte gemittelt
	Einschlagen	Diesel	21,5	l/h	Keine Werte in Quelle, Annahme wie Eindrücken
	Eindrücken	Diesel	21,5	l/h	bezogen auf 40t Bagger, Werte gemittelt
	Einziehen	Diesel	21,5	l/h	Keine Angabe in Quelle Annahme wie „Reißen"
	Reißen	Diesel	21,5	l/h	bezogen auf 40t Bagger, Werte gemittelt
	Stemmen	Diesel	29	l/h	bezogen auf 40t Bagger, Werte gemittelt
	Pressschneiden	Diesel	26	l/h	bezogen auf 40t Bagger, Werte gemittelt
	Scherschneiden	Diesel	26	l/h	bezogen auf 40t Bagger, Werte gemittelt
	Fräsen	Diesel	29	l/h	Keine Angabe in Quelle Annahme wie „Stemmen"
	Spalten	Diesel	29	l/h	Keine Angabe in Quelle Annahme wie „Stemmen"
	Sortieren	Diesel	21,5	l/h	Annahmewert, Sortierung wie Abgreifen

Quelle: Rosen (2021), S. 103

Es wurde auf den Gebrauch eines Trennschärfen-Faktors zur Abbildung unterschiedlicher Abbruchformen verzichtet. Die Literaturangaben sind zu diesem Punkt nicht eindeutig oder liefern nur Aussagen zu spezifischen Situationen. Die Angaben zu Trennschärfen in unterschiedlichen Vorgehensweisen beziehen sich meist auf übergeordnete Angaben zu den Abbrucharten oder Begutachtungstiefen (vgl. Clement et al., 2010). Die Daten liefern nur beschränkt Einsicht in den Sortierungsprozess für verschiedene konstruktive Aufbauten. Stattdessen wurde durch die Zusammenführung oder schichtweise Zuweisung der Prozesse versucht, die Vermischung der Materialien abzudecken.

Tabelle 9. Inputflächen und Outputmassen nach erfassten Bauteilen für den Rückbau

^		Output – MASSE (kg)			
Bauteil	Fläche	Fraktion	HS	Fraktion	CD
Bodenplatte TG	5783,00	Betonbruch (17 01 01)	2,98E+06	mineralisch belastet (17 01 06)	
		Hazardous Waste (EOX-belasteter Beton) (17 01 06)	2,64E+05		3,2E+06
		Stahl (17 04 05)	2,78E+05	Stahl (17 04 05)	2,8E+05
Bodenplatte Keller	2345,00	Mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	1,17E+05	mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	
		Bitumengemisch (17 03 02)	2,25E+04		
		Betonbruch (17 01 01)	1,29E+06		1,4E+06
		Stahl (17 04 05)	1,13E+05	Stahl (17 04 05)	1,1E+05
Streifenfundamente	2142,857	Betonbruch (17 01 01)	3,31E+06	Betonbruch (17 01 01)	3,3E+06
		Stahl (17 04 05)	2,88E+05	Stahl (17 04 05)	2,9E+05
Kellerwände	2972,00	Betonbruch (17 01 01)	2,62E+06	Mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	2,6E+06
		Bitumengemisch (17 03 02)	1,43E+04		
		Stahl (17 04 05)	2,28E+05	Stahl (17 04 05)	2,3E+05
Fassade Blech	2.188,00	Aluminium (17 04 02)	3,61E+04	Aluminium (17 04 02)	3,6E+04
		Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	1,09E+04	Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	1,1E+04
		Betonbruch (17 01 01)	4,81E+05	Betonbruch (17 01 01)	4,8E+05
		Stahl (17 04 05)	4,18E+04	Stahl (17 04 05)	4,2E+04
Sandwich Fassade	1097,00	Betonbruch (17 01 01)	7,99E+05	Baumischabfall (17 09 04)	8,0E+05
		Dämmung (17 06 04)	1,65E+03		
		Stahl (17 04 05)	6,95E+04	Stahl (17 04 05)	7,0E+04
Fenster	2362,36	Glas (Scherben) (17 02 02)	5,67E+04	Glas (Scherben) (17 02 02)	5,7E+04
		Aluminium (17 04 02)	7,84E+04	Aluminium (17 04 02)	7,8E+04
Innenwände STB	6489,00	Betonbruch (17 01 01)	4,04E+06	Betonbruch (17 01 01)	4,0E+06
		Stahl (17 04 05)	3,51E+05	Stahl (17 04 05)	3,5E+05
Innenwände MW	2212,00	mineralischer Baumischabfall (17 01 07) (kg)	6,52E+05	mineralischer Baumischabfall (17 01 07) (kg)	6,5E+05
Trockenbauwände	**10833**	Gips (17 08 02) (kg)	4,87E+05	Gips (17 08 02) (kg)	4,9E+05
		Aluminium (17 04 02)	5,95E+03	Aluminium (17 04 02)	5,9E+03
		Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	1,08E+05	Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	1,1E+05
Systemtrennwände	**4565,25**	Holz (Pressspan) (17 02 01) (kg)	1,14E+05	Holz (Pressspan) (17 02 01) (kg)	1,1E+05
		Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	2,28E+04	Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	2,3E+04
Türen	**466stk**	Holz (Pressspan) (17 02 01) (kg)	9,70E+03	Holz (Pressspan) (17 02 01) (kg)	9,7E+03
		Stahl (17 04 05)	2,07E+03	Stahl (17 04 05)	2,1E+03

Bodenaufbau StD	**12998**	unbestimmte Textilien (Kg) (Baumisch 17 09 04)	5,30E+04	Baumischabfall (17 09 04)	6,0E+06
		mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	1,64E+06		
		Dämmung (17 06 04) (kg)	7,80E+03		
		Betonbruch (17 01 01)	4,30E+06		
		Stahl (17 04 05)	3,74E+05	Stahl (17 04 05)	3,7E+05
Bodenaufbau Bad/ TRH	**932**	mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	4,66E+04	mineralisches Gemisch (17 01 07) (kg)	3,6E+05
		Bitumengemisch (17 03 02)	4,47E+03		
		Betonbruch (17 01 01) (kg)	3,09E+05		
		Stahl (17 04 05) (KG)	2,68E+04	Stahl (17 04 05) (KG)	2,7E+04
Unterzüge	**2250**	Betonbruch (17 01 01)	1,29E+06	Betonbruch (17 01 01)	1,3E+06
		Stahl (17 04 05)	1,12E+05	Stahl (17 04 05)	1,1E+05
OWA Rasterdecke		Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	5,02E+04	Hazardous Waste (KMF) (17 06 03)	5,0E+04
	13931,00	Stahl (17 04 05)	2,79E+04	Stahl (17 04 05)	2,8E+04
Dachaufbau	3213,00	mineralisches Gemisch (Kg) (17 01 07)	2,41E+05	mineralisches Gemisch (Kg) (17 01 07)	2,4E+05
		Bitumengemisch (17 03 02)	4,63E+04	Baumischabfall (17 09 04)	1,1E+06
		Dämmung (17 06 04) (kg)	1,93E+03		
		Betonbruch (17 01 01)	1,06E+06		
		Stahl (17 04 05)	9,25E+04	Stahl (17 04 05)	9,3E+04
SUMME			**2,86E+07**		**2,86E+07**

Gleiches gilt für den Verlust von Material durch zerstörende Prozesse oder den Übergang eines Materials (zum Beispiel durch Restanhaftungen). Diese wurden vereinfachend nur in der Outputqualität berücksichtigt, da nur eine betrachtete Quelle hier erschöpfende Angaben macht (Graubner & Ritter, 2010). Bei getrennten Vorgängen für unterschiedliche Bauteilschichten wurden vereinfachend 100 % des Inputs aus der betroffenen Bauteilschicht der zugewiesenen Output-Fraktion zugewiesen. Tabelle 10 zeigt die Massenströme zwischen Rückbau und Aufbereitung.

Tabelle 10. Übersicht über die Masse der Stoffströme für die untersuchten Abbruchvarianten auf Materialebene

Stoffströme	HS – Selektiver Abbruch (kg)	CD – Konventioneller Abbruch (kg)
Aluminium	120.473	120.473
Bitumen	87.518	0
Dämmung (EPS)	11.372	0
Gefährliche Abfälle	469.775	3.453.803
Gips	487.485	56.697
Glas	56.697	123.825
Holz	123.825	123.825
Stahl	2.005.180	2.005.180
Bauschutt	2.747.601	22.355.804
Betonbruch	22.493.341	0
Gesamt	**28.603.267**	**28.239.607**

Die Ökobilanz erfolgt flächenbezogen. Um den Flächenbezug zu wahren, werden die Bauteile pro Quadratmeter in Gabi modelliert und in Excel auf ihre Flächenmasse skaliert.

3.5.1 Modellierung von End-of-Life-Szenarien

Bei der Modellierung wird der Fokus auf die mineralische Fraktion gelegt und für die Modellierung der restlichen, in Tabelle 4 dargestellten Stoffströme, werden Prozesse aus der ecoinvent-Datenbank verwendet. Differenzierte Prozesse für die Betonaufbereitung sind in der ecoinvent-Datenbank nicht hinterlegt. Die anderen Stoffströme wurden durch Datenbankprozesse hinterlegt. Diese Vorgehensweise erlaubt den Verzicht auf Allokationen im Zusammenhang mit nicht mineralischen Fraktionen. Eine Zusammenfassung der verwendeten ecoinvent-Aktivitäten für die Behandlung der nicht mineralischen Fraktionen am Ende ihrer Lebensdauer ist in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11. Zusammenfassung der ecoinvent-Aktivitäten für die EoL-Behandlung von nicht-mineralischen Fraktionen

Stoffströme	Ecoinvent-Aktivitäten
Aluminium	treatment of scrap aluminium, municipal incineration | scrap aluminium
Bitumen	treatment of waste bitumen sheet, municipal incineration | waste bitumen sheet
Dämmung (EPS)	treatment of waste expanded polystyrene, municipal incineration | waste expanded polystyrene
Gefährliche Abfälle	treatment of hazardous waste, underground deposit | hazardous waste, for underground deposit
Gips	treatment of waste gypsum, inert material landfill | waste gypsum
Glas	treatment of waste glass sheet, sorting plant | waste glass sheet
Holz	treatment of waste wood, untreated, municipal incineration | waste wood, untreated
Stahl	waste reinforcement steel | waste reinforcement steel

Für die Modellierung der Betonbruch- und Bauschuttaufbereitungsszenarien werden Literaturdaten verwendet, da keine Primärdaten verfügbar waren. Sowohl für die konventionelle als auch für die mit Windsichtung gekoppelte, mobile Aufbereitung werden Daten aus Mostert et al. (2021) verwendet. Für die stationäre, konventionelle Anlage werden Daten aus Heyn and Mettke (2010) zugrunde gelegt. Da jedoch der Vergleich zwischen Betonbruch und gemischtem Bauschutt in den vorliegenden Daten nicht verfügbar war, wurde in Anlehnung an die in Böing et al. (2022) präsentierten Daten eine Anpassung vorgenommen. Auf diese Weise wurde die Abfallzusammensetzung als Parameter einbezogen, um sowohl Betonbruch (mit niedrigem Störstoffanteil) als auch gemischten Bauschutt (mit Störstoffen) zu modellieren. Dabei waren keine spezifischen Daten für den erhöhten Störstoffgehalt im Bauschutt vorhanden. Beim konventionellen Abbruch wird die Bauschutt- mit der Dämmungsfraktion vermischt. Aufgrund der Abtrennung leichter Stoffe in der Dichtetrennung wurde angenommen, dass die Reststofffraktion bei den fortgeschrittenen Aufbereitungsoptionen sowohl in mobiler als auch in stationärer Aufbereitung zunehmen wird. Weiterhin wurde angenommen, dass der Energiebedarf für die Aufbereitung von Bauschutt mit einem höheren Störstoffgehalt im Vergleich zu Betonbruch um 10 % höher liegt.

Tabelle 12. Aufbereitungsdaten mineralischer Abfallfraktionen, die den Input und Output für verschiedene Abfallzusammensetzungen, Aufbereitungsanlagenarten und -techniken umfassen. Inputs und Outputs pro Tonne Bauschutt oder Betonbruch

Mobile Aufbereitung		Betonbruch		Bauschutt mit Dämmung		Bauschutt	
		KA	**FA**	**KA**	**FA**	**KA**	**FA**
Inputs	**Diesel (MJ)**	26,40	28,10	29,04	30,91	26,40	28,10
	Strom (MJ)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Wasser (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outputs	**R-GK (Beton Typ 1) (kg)**	0,00	216,20	0,00	0,00	0,00	0,00
	R-GK (Beton Typ 2) (kg)	0,00	0,00	0,00	133,10	0,00	135,10
	R-GK (Tiefbau, Straßen und Wege) (kg)	396,60	180,20	316,60	180,20	316,60	180,20
	Feinanteil (kg)	600,50	600,50	680,50	681,60	680,50	681,60
	Brechsand (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Stahlschrott (kg)	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90
	Rest (Kunststoffe, Holz) (kg)	0,00	0,20	0,00	2,20	0,00	0,20
Stationäre Aufbereitung		**Betonbruch**		**Bauschutt mit Dämmung**		**Bauschutt**	
		FA	**KA**	**KA**	**FA**	**KA**	**FA**
Inputs	**Diesel (MJ)**	9,40	14,50	10,34	15,95	9,40	14,50
	Strom (MJ)	8,30	21,10	9,00	21,80	9,00	21,80
	Wasser (kg)	0,00	200,00	0,00	200,00	0,00	200,00
Outputs	**R-GK (Beton Typ 1) (kg)**	0,00	520,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	R-GK (Beton Typ 2) (kg)	520,00	0,00	0,00	355,90	0,00	357,90
	R-GK (Tiefbau, Straßen und Wege) (kg)	427,20	287,00	867,20	398,00	867,20	398,00
	Feinanteil (kg)	49,90	49,90	129,90	131,00	129,90	131,00
	Brechsand (kg)	0,00	140,00	0,00	110,00	0,00	110,00
	Stahlschrott (kg)	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90	2,90
	Rest (Kunststoffe, Holz) (kg)	0,00	0,20	0,00	2,20	0,00	0,20

KA: Konventionelle Aufbereitung, FA: Fortgeschrittene Aufbereitung

Zur Modellierung der Aufbereitungsprozesse werden die in Tabelle 13 dargestellten ecoinvent-Aktivitäten verwendet.

Tabelle 13. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse

Prozess	Ecoinvent-Aktivitäten
Diesel	market for diesel, burned in building machine [GLO]
Strom	market for electricity, medium voltage [DE]
Wasser	market for tap water [RER]
Rest (Kunststoffe, Holz)	50% - treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration [CH] 50% - treatment of waste wood, untreated, municipal incineration [CH]

3.5.2 Gutschriften

Bei der Ökobilanzierung von Recyclingsystemen werden die vermiedenen Auswirkungen berücksichtigt, um das Umweltpotenzial des Recyclings widerzuspiegeln und die möglichen, vermiedenen Auswirkungen durch ersetzte Primärmaterialien zu ermitteln. Da in der Praxis eine 100%ige Vermeidung nicht möglich ist, können Substitutionskoeffizienten verwendet werden, um die vermiedenen Auswirkungen so realitätsnah wie möglich abzubilden. Es bestehen keine konkreten Vorgaben für die Handhabung von Substitutionen in der Ökobilanz. Die Hinweise entsprechen der ISO 14044 und lassen einen breiten Spielraum für die jeweiligen Anwender. Da die Substitution einen hohen Einfluss auf die Ergebnisse von LCAs hat, wird das Thema im Forschungsfeld der LCA stark diskutiert (Bayram and Greiff 2023; Vadenbo et al. 2017; Gala et al. 2015). Die Qualitätsfaktoren können auf der Grundlage verschiedener Parameter berechnet werden, wie z. B. wirtschaftlicher Wert, technische Eigenschaften, Marktanteil usw. Es gibt jedoch keinen konkreten Ansatz. In einer aktuellen Studie von Roosen et al. (2023), die sich speziell mit der Quantifizierung der Qualität des Recyclings befasst, wurde ein Rahmen für die Qualitätsquantifizierung eingeführt, der fünf verschiedene Eigenschaften umfasst: mechanische Eigenschaften, Verarbeitbarkeit, ästhetische Eigenschaften, chemische Belastung und rechtliche Grenzen. Im Rahmen dieser Studie wurde aufgrund der zeitlichen Begrenzung und des Hauptaugenmerks auf die Entwicklung der Methodik versucht, Substitutionskoeffizienten mit Vorsicht zu verwenden, um eine Überschätzung zu vermeiden. Es konnten keine detaillierten Analysen zur Erfassung der aktuellen Daten, der Marktsituation und der technischen Eigenschaften durchgeführt werden. So werden für Metall und Glas die Annahmen nach dem Selbstversorgungsgrad von Heinrich (2018) getroffen. Für die mineralischen Fraktionen wird, da keine detaillierten Daten vorlagen, von der gesetzlichen Zulassung für R-GK Typ 1 & 2 ausgegangen. Für die R-GK (Straßenbau) und Brechsand werden 50 % und 5 % angenommen. Für den Straßenbau wird davon ausgegangen, dass nicht der gesamte Tiefbau (Straßen- und Wegebau) aus großen Partikeln mit hoher Qualität besteht, sondern dass es sich um eine Mischung aus verschiedenen Partikelgrößen handelt, sodass der Substitutionskoeffizient nicht 100 % beträgt. Es ist anzumerken, dass die Erhebung detaillierter Daten und eine weitere Bewertung von realistischen Substitutionskoeffizienten für zukünftige Betrachtungen sinnvoll sind, sodass das Umweltpotenzial besser abgebildet werden kann. Dies liegt jedoch außerhalb des Rahmens dieser Studie. Um den Einfluss der Substitutionskoeffizienten dennoch abbilden zu können, wurden diese in die Sensitivitätsanalyse einbezogen.
Um das Umweltpotenzial des Recyclings widerzuspiegeln, werden bei der stofflichen Verwertung vermiedene Auswirkungen berücksichtigt. Dabei werden Substitutionskoeffizienten verwendet, da eine vollständige Substitution in der Praxis unrealistisch ist. Die Auflistung der ecoinvent-Aktivitäten, die im Rahmen dieser Studie für die vermiedenen Auswirkungen verwendet wurden, und die entsprechenden Substitutionskoeffizienten sind in Tabelle 14 aufgeführt. Für die Vorabsiebung und die Füllmaterialien wird nur der Transport zum Deponiebau berücksichtigt und es werden keine weiteren Umweltauswirkungen betrachtet.

Tabelle 14. Ecoinvent-Aktivitäten und Substitutionskoeffizienten, die für die Berechnung der vermiedenen Auswirkungen verwendet werden

Prozess	Ecoinvent-Aktivitäten	Substitutionskoeffizienten	Quelle
R-GK (Beton Typ 1)	gravel and sand quarry operation | gravel, round [DE]*	0,45	Annahme
R-GK (Beton Typ 2)	gravel and sand quarry operation | gravel, round [DE]*	0,35	Annahme
R-GK (Straßenbau)	limestone production, crushed, for mill [DE]*	0,5	Annahme
R-GK (Straßenbau) Bauschutt mit Dämmung	limestone production, crushed, for mill [DE]*	0,2	Annahme
Brechsand	gravel and sand quarry operation | sand [DE]*	0,05	Annahme
Stahl	market for pig iron | pig iron | [RER]	0,50	(Heinrich 2018)
Aluminium	market for aluminium oxide, metallurgical | IAI area	0,51	(Heinrich 2018)
Glas	60% market for silica sand [GLO] 40% market for lime, packed [RER]	0,14	(Heinrich 2018)

*Diese Prozesse waren ursprünglich für DE nicht verfügbar. Die Datenbankaktivitäten von CH wurden an DE angepasst, indem die DE-Einträge für „electricity medium voltage", „heat other than natural gas" und „municipal solid waste treatment" herangezogen wurden.

3.5.3 Transport

Die Transportentfernungen werden mit Google Maps ermittelt, sofern Informationen zu den Standorten vorhanden sind. Sind keine Informationen verfügbar, werden Annahmen getroffen oder die Markttransportaktivitäten in ecoinvent als Referenz verwendet.

Tabelle 15. Bei der Modellierung angenommene Transportentfernungen einschließlich der Datenquellen

Transport	Entfernung	Quelle
Transport-Bauschutt/Betonbruch	20 km	berechnet – Fallstudie
Transport-R-GK Beton	50 km	Annahme
Transport-R-GK Straßenbau	50 km	Annahme
Transport Feinfraktion Deponieaufbau	50 km	Annahme
Transport Brechsand	50 km	Annahme
Transport_Primär Kies	69 km	Böing et al. (2022)
Transport_Primär Sand	69 km	Böing et al. (2022)

Für die anderen Fraktionen, wie z. B. Aluminium, Stahl, Glas usw., wird für die Transportberechnungen die Marktaktivität von ecoinvent verwendet, die aus einem Mix aus LKW und Bahn besteht. Auf dieser Grundlage werden für den Transport von 1 kg Material die folgenden t.km-Werte für die Modellierung verwendet.

- 0,00356 t.km → Transport, freight train | transport, freight train | DE
- 0,02577 t.km → Market for transport, freight, lorry, unspecified | RER

3.5.4 Szenarien

Wie beschrieben werden die Abbruch- und Aufbereitungsmodellierungsvarianten auf Basis der verfügbaren Daten in der Literatur erstellt und die Datenlücke mit Annahmen ergänzt. Zusätzlich zu den acht Varianten werden drei weitere Szenarien modelliert, die darauf abzielen, den Einfluss der getroffenen Annahmen auf die Gesamtergebnisse zu untersuchen.

Szenario 1 (50 % Dämmung vorsortiert)
Im Basisszenario für den konventionellen Abbruch wurde angenommen, dass Dämmung nicht getrennt und mit Bauschutt vermischt wird. Diese Annahme könnte unrealistisch sein, da in realen Anwendungen die Dämmung in gewissem Umfang vorsortiert werden kann. Da für die Vorsortierung jedoch keine Daten verfügbar waren, wurde in Szenario 1 angenommen, dass 4 % zusätzlicher Diesel für die Vorsortierung verbraucht werden und 50 % der Dämmung vor Ort abgetrennt und direkt der Verbrennung zugeführt werden. Der Rest, 50 %, wird gemeinsam mit dem Bauschutt der Aufbereitungsanlage zugeführt. An dieser Stelle ist es wichtig zu erwähnen, dass in der Praxis die Vorsortierung für die Dämmung eher manuell erfolgt, sodass deren Berücksichtigung in der Ökobilanz aufgrund nicht verfügbarer Primärdaten eine größere Herausforderung darstellt.

Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)
Wie beschrieben, basieren die Substitutionskoeffizienten für die mineralische Fraktion auf Literaturdaten und Annahmen, wobei die gesetzlichen Anforderungen und die aktuelle Verwendung der recycelten mineralischen Stoffe berücksichtigt wurden. In Szenario 2 wurden die Substitutionskoeffizienten auf 0,9 für R-GK Typ 1 und 0,7 für Typ 2 erhöht. Außerdem wird für Brechsand ein Wert von 0,25 angesetzt. Dieses Szenario zielt darauf ab, das Potenzial des hochwertigen Recyclings und seine Auswirkungen auf die Umwelt zu beurteilen. Das Ziel hierbei ist, die Qualität der Endprodukte in den Substitutionskoeffizienten einzubeziehen. Für Typ 1 wird 0,9 festgelegt, da der Betonanteil Ma.-% in R-GK-Typ 1 90 % beträgt. Ebenso wurde für R-GK-Typ 2 der Wert 0,7 verwendet, da der Betonanteil bei Typ 2 70 Ma.-% beträgt.

Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)
In Szenario 3 werden die Transportentfernung für R-GK (Typ 1 & 2) von 50 km auf 20 km reduziert und die Transportentfernung zur Deponie auf 100 km erhöht (statt 50 km im Basisszenario). Bei dieser Analyse wurde das Umweltpotential einer verringerten Entfernung für R-GK, die in Beton verwendet werden kann, betrachtet, während eine Erhöhung der Entfernung für den Deponieaufbau stattfindet. Dies wurde insbesondere durchgeführt, um den Unterschied zwischen mobilen und stationären Anlagen aufzuzeigen, da bei stationären Anlagen der Anteil, der als Deponiebau und Verfüllung verwendet wird, hoch ist, und in stationären Anlagen mit fortgeschrittener (für Bauschutt) und konventioneller & fortgeschrittener (Betonbruch) Aufbereitungstechnik R-GK-Beton hergestellt werden kann.

Szenario 4 (Szenario 2 + Verfüllung und Deponieaufbau als Deponie modelliert)
Wie bereits beschrieben, werden im Basisszenario für den Feinanteil, der als Füllmaterial oder Deponieaufbau verwendet wird, keine Umweltauswirkungen berechnet, sondern nur die Transportdistanzen berücksichtigt. In Szenario 4 werden stattdessen die Umweltauswirkungen als Deponie für die Fein- und Tiefbaufraktionen berücksichtigt. Bei der Modellierung wird davon ausgegangen, dass die deponierten Fraktionen von der Zusammensetzung des Abfallinputs abhängen. Die Annahmen sind in der folgenden Tabelle 16 aufgeführt. Es ist zu beachten, dass die angenommenen Werte auf der Praxis-Kommunikation mit der Firma Feess beruhen. Dennoch handelt es sich hierbei um Erfahrungswerte und eine primäre Datenerhebung vor Ort ist an diesem Punkt sinnvoll.

Tabelle 16. Angenommener Ma.-% Anteil an Tiefbau und Feinanteil, der deponiert wird.

Aufbereitungstechnik	Betonbruch	Bauschutt	Bauschutt mit Dämmung
Konventionelle Aufbereitung	0%	30%	40%
Fortgeschrittene Aufbereitung	0%	15%	20%

In Szenario 4 werden die Substitutionskoeffizienten für die vermiedenen Auswirkungen durch R-GK Straßenbau auf 0,25 für Bauschutt ohne Dämmung und auf 0,1 für Bauschutt mit Dämmung reduziert.
Für die Modellierung der Deponie wird die ecoinvent-Aktivität „market for inert waste, for final disposal [CH]" verwendet.

3.5.5 Indikatoren für die Ökobilanz

Um das Ergebnis der Ökobilanz darzustellen, wird die Wirkungsabschätzung anhand des Indikatorensets ReCiPe ausgewiesen. ReCiPe ist ein Standardmodell, das verschiedene Midpoint-Indikatoren umfasst und relevante Umweltwirkung im Kontext von Abbruch und Aufbereitung abbildet. Die folgenden Kategorien von Umweltauswirkungen werden in die Bewertung einbezogen:

- Global Warming Potential (kg CO_2-Äq)
- Terrestrial Acidification Potential - TAP (kg SO_2-Äq)
- Land Use - Agricultural Land Occupation (LOP) (kg m^2*a crop-Äq)
- Material Resources: Metals/Minerals - Surplus ore Potential (SOP) (kg Cu-Eq Äq)
- Water Consumption Potential (WCP) m^3

3.6 Sachbilanz der Kostenanalyse

Sowohl die Ökobilanz als auch die Lebenszykluskostenrechnung sind datenintensive Methoden, weswegen die Datenerhebung einen hohen Zweitaufwand mit sich bringt. Für die Erhebung der Kostendaten für die Lebenszykluskostenrechnung in dieser Studie wurde die Sachbilanz der Ökobilanz als Grundlage genutzt. Von dieser wurde der notwendige Stromaufwand, Wasser- und Dieselverbräuche, Transportstrecken, und Abfallströme zur Beseitigung und Aufbereitung übernommen. Darüber hinaus wurden Arbeitsaufwände zur Kalkulation von Personalkosten abgeschätzt. Für die identifizierten Kostenpositionen wurden daraufhin Kostendaten ermittelt. Dabei hat die Erhebung von Kostendaten einige Herausforderungen mit sich gebracht. Angaben zu Kosten sind oftmals vertraulich und eine Weitergabe relevanter Daten von Unternehmen an Extern scheitert nicht selten an bürokratischen Hürden. Mit diesem Hintergrund wurden die Daten im Projekt aus verschiedenen Quellen zusammengetragen. Dabei wurde weitestgehend versucht, aktuelle Kosten aus Deutschland zusammenzutragen, da Kosten sowohl in Bezug auf den Ort als auch auf die Zeit stark schwanken. Daten wurden telefonisch und via E-Mail von verschiedenen Unternehmen angefragt, aus öffentlichen Statistiken und aktuellen Preislisten von Unternehmen übernommen, oder, wenn nicht anders möglich, von anderen Internetquellen bezogen. Eine Verwendung dieser Daten ist nicht so robust, wie die Verwendung primärer Daten. Für die Entwicklung der Bewertungsmethode ist diese Art der Datenbeschaffung jedoch als ausreichend anzusehen. Dies entspricht auch den Angaben von Rebitzer und Nakamura (2008), die betonen, dass das Konzept der LCC vor allem für validierte, aber ungefähre Kostenschätzungen verwendet wird. Es wird ferner angenommen, dass den Tool Anwendenden später primäre Daten zur Verfügung stehen. Die ermittelten Kostendaten sind in Anhang E dargestellt.

3.7 Funktionale Einheit der Kostenabschätzung

Die Lebenszykluskostenrechnung im Projekt NuMaRü wurde parallel zur Ökobilanz durchgeführt und beruht entsprechend auf der in der Ökobilanz festgelegten funktionellen Einheit (1 m^2 Fläche eines mehrstöckigen Bürogebäudes), den Systemgrenzen und der Sachbilanz. Berechnet wurden die Kosten in Microsoft Excel©, indem den Positionen aus der Sachbilanz die entsprechenden Kosten zugeordnet und anschließend auf die funktionelle Einheit bezogen wurden. Nur reale Geldflüsse wurden betrachtet. Da angenommen wurde, dass alle Kosten zur Zeit des Abbruchs angefallen sind und entsprechende Kosten berücksichtigt wurden, wurden keine Inflationsfaktoren berücksichtigt.

3.7.1 Sensitivitätsanalyse

Um die Auswirkungen einzelner Kostenpositionen auf die Ergebnisse zu beurteilen, werden sechs Variationen zu Zwecken einer Sensitivitätsanalyse für alle betrachteten Varianten durchgeführt. Diese sind wie folgt definiert:

Szenario 1 (10 % höhere Personalkosten)
Da aus vorherigen Studien bekannt ist, dass Personalkosten sich auf das Ergebnis auswirken, wurden die Personalkosten in dieser Szenariovariation (SV1) um 10 % erhöht.

Szenario 2 (10 % geringere Personalkosten)
In einem weiteren Szenario wurden 10 % geringere Personalkosten angenommen (SV2).

Szenario 3 (10 % höhere Entsorgungskosten)
Neben den Personalkosten hat sich in der Vergangenheit gezeigt, dass hohe Entsorgungskosten einen entscheidenden Kostenfaktor im Rückbau von Gebäuden darstellen. Um die Auswirkungen der angenommenen Entsorgungskosten zu beurteilen, wurden in dieser Szenariovariation (SV3) 10 % höhere Entsorgungskosten angenommen als in den acht Hauptvarianten.

Szenario 4 (10 % geringere Entsorgungskosten)
Im Gegensatz zu SV3, wurden in diesem Szenario 10 % geringere Entsorgungskosten angenommen (SV4).

Szenario 5 (Höhere Gewinne für RC Typ 1 & 2)
Die erzielbaren Gewinne durch Recyclingmaterial können entscheidend dafür sein, ob sich gewisse Rückbau- und Aufbereitungsprozesse lohnen. Daher wird in diesem Szenario (SV5) ein um 15 % höherer Gewinn für RC Typ 1 und ein um 10 % höherer Gewinn für RC Typ 2 angenommen.

Szenario 6 (Höhere Gewinne für Recyclingschotter)
Das letzte Szenario nimmt einen um 10 % höheren Gewinn für Recyclingschotter an (SV6).

3.8 Auswertung der Ergebnisse der Ökobilanz

3.8.1 Rückbauvarianten

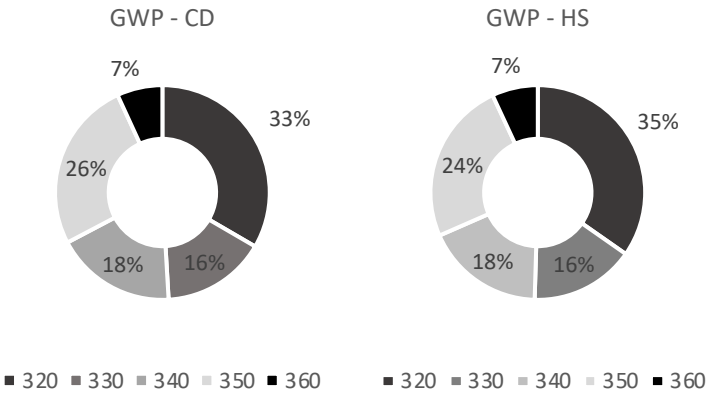
Die modellierten Rückbauvarianten unterscheiden sich in ihren Wirkungen nur marginal. Die Wirkungen im Abbruch sind bauteilspezifisch in Anhang C und D abgelegt. Das GWP für den selektiven Abbruch liegt bei 192,9 t CO_2 eq im selektiven Abbruch für das gesamte Objekt. Das entspricht rund 7,1 kg CO_2 eq./m2 Brutto Grundfläche. Die Abweichung im GWP liegt lediglich bei 1,5 Prozent zwischen den Varianten. Am stärksten sind die Abweichungen im Wasserverbrauch (WCP) und Landverbrauch (LOP) bei rund 10 %. Die Größen des hochselektiven Abbruchs liegen in einer erwartbaren Größenordnung, wie sie auch in anderen Studien zu finden sind (vgl. Weimann et al., 2013). Die geringe Abweichung im konventionellen Abbruch ist vermutlich mit den Einschränkungen in den Differenzierungen in den Bauteilen zu erklären, wie auf S. 45 beschrieben. Möglicherweise spielen auch die nicht berücksichtigte Baustelleneinrichtung und Logistik eine Rolle. Durch die längere Abbruchdauer bei den meisten selektiven Abbrüchen entstehen vermutlich anteilig mehr Emissionen durch den Baustellenbetrieb. Im Vergleich stellt der Rückbau in jedem Fall nur etwa ein Fünftel der anfallenden Emissionen dar (siehe S. 62 ff.).

Tabelle 17 Umweltwirkungen in den betrachteten Inidkatorkategorien für die Abbruchvarianten

TOTAL	**27260**	**HS**	192940,17	589,00	330,29	900,37	213,44	1823382,02	29089,94	1854640,73
		CD	190180,17	539,07	321,67	898,71	195,11	1656172,98	7524,11	1835597,58
Abweichung %			*1,5*	*9,3*	*2,7*	*0,2*	*9,4*	*10,1*	*286,6*	*1,0*
Bzogen auf BGF	**1**	**HS**	7,078	0,022	0,012	0,033	0,008	66,889	1,067	1986277,34
		CD	6,977	0,020	0,012	0,033	0,007	60,755	0,276	2766161,35
Abweichung %			*1,5*	*9,3*	*2,7*	*0,2*	*9,4*	*10,1*	*286,6*	*-28,2*

Den größten Anteil an den Emissionen des Abbruchs machen in beiden Varianten die Arbeiten an den Fundamenten und Kellergeschossen in der Kostengruppe 320 aus.
Auf sie entfallen rund ein Drittel der verursachten Emissionen. Danach entfallen die Arbeiten an den Deckenkonstruktionen (Kostengruppe 350), die flächenmäßig den größten Anteil an den erfassten Bauteilen haben.
Der trotzdem geringe Anteil an den Treibhausgasemissionen fußt auf der sehr dünnen Deckenkonstruktion und den damit relativ kurzen Laufzeiten des Hydraulikbaggers für die Decken in beiden Varianten. Den kleinsten Anteil haben erwartbarerweise die Dachkonstruktionen, die bei einem 7-geschossigen Gebäude nur einen relativ kleinen Anteil an den verbauten Bauteilflächen haben.

Abbildung 26. Anteiliges Verhältnis der KG am GWP der Abbruchvarianten



3.8.2 Aufbereitungsvarianten

Die Ergebnisübersicht für die Aufbereitung der mineralischen Fraktion für drei Input-Abfallarten (Betonbruch, Bauschutt und Bauschutt mit Dämmung) ist in Abbildung 29-32 dargestellt. Beim GWP hatte die mobile kon-

ventionelle Behandlung die geringsten Auswirkungen. Werden die Gutschriften mit einbezogen, so werden die geringsten Auswirkungen für die stationäre konventionelle Behandlung von Bauschutt beobachtet. Dies ist hauptsächlich auf die erhöhte Menge an R-GK zurückzuführen, die im Tiefbau verwendet werden kann, und es wurde angenommen, dass R-GK Tiefbau (Straßen- und Wegebau) einen Substitutionskoeffizienten von 50 % hat. Dieser Aspekt wurde in der Sensitivitätsanalyse zu Szenario 4 weiter untersucht, da die Annahme eines Substitutionskoeffizienten von 50 % im Tiefbau unrealistisch sein könnte. Im Allgemeinen sind für alle Aufbereitungsvarianten die Hauptauswirkungen durch Transportprozesse und vermiedenen Stahlschrott aufgetreten. Dadurch wird im Allgemeinen der Unterschied im GWP zwischen mobiler und stationärer Aufbereitung beobachtet und ein minimaler Unterschied wurde im Vergleich von konventioneller und fortschrittlicher Aufbereitungstechnik beobachtet. Es wurde jedoch auch festgestellt, dass der Bauschutt mit Dämmung bei der fortgeschrittenen Aufbereitung im Vergleich zu den anderen Abfallzusammensetzungen – aufgrund des erhöhten Energiebedarfs – höhere Auswirkungen hat.

Im Hinblick auf das Terrestrial Acidification Potential (TAP) wird festgestellt, dass die stationäre konventionelle Aufbereitung die geringsten Auswirkungen hat. Ähnlich wie beim GWP wird bei Berücksichtigung der Vermeidungseffekte die geringste TAP-Wirkung für Ba_sk Aufbereitungsvarianten beobachtet. Dies ist, ähnlich wie beim GWP, auf die Substitutionswirkung durch den R-GK (Tiefbau) zurückzuführen, die in Szenario 4 weiter untersucht wird (siehe Abbildung 27).

Für die Land use - agricultural land occupation (LOP) hat der Prozess des Transports einen höheren Anteil an den Gesamtauswirkungen im Vergleich zu anderen Auswirkungskategorien. Dennoch ergibt sich auch hier ein ähnliches Bild, wobei mobile Aufbereitungsvarianten geringere Auswirkungen haben als stationäre. Bei der Berücksichtigung der Gutschriften ist der Unterschied jedoch insbesondere bei den Inputabfällen von Betonbruch und Bauschutt (keine Dämmung) aufgrund der vermiedenen Auswirkungen geringer (siehe Abbildung 28).

In Material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP), sind die Unterschiede zwischen den Aufbereitungsvatianten im Vergleich zu anderen Wirkungskategorien geringer. Dies liegt daran, dass beim SOP der Hauptanteil der Auswirkungen auf den vermiedenen Stahl zurückzuführen ist, der in allen Szenarien ähnlich war (siehe Abbildung 30).

In Water use - water consumption potential (WCP) ist die Auswirkung der stationären weiterführenden Behandlung aufgrund des erhöhten Wasserinputs am höchsten zu beobachten. Ansonsten ist ein ähnlicher Trend zu anderen Wirkungskategorien zu beobachten (siehe Abbildung 31).

Abbildung 27. Global warming potential (GWP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten
(Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

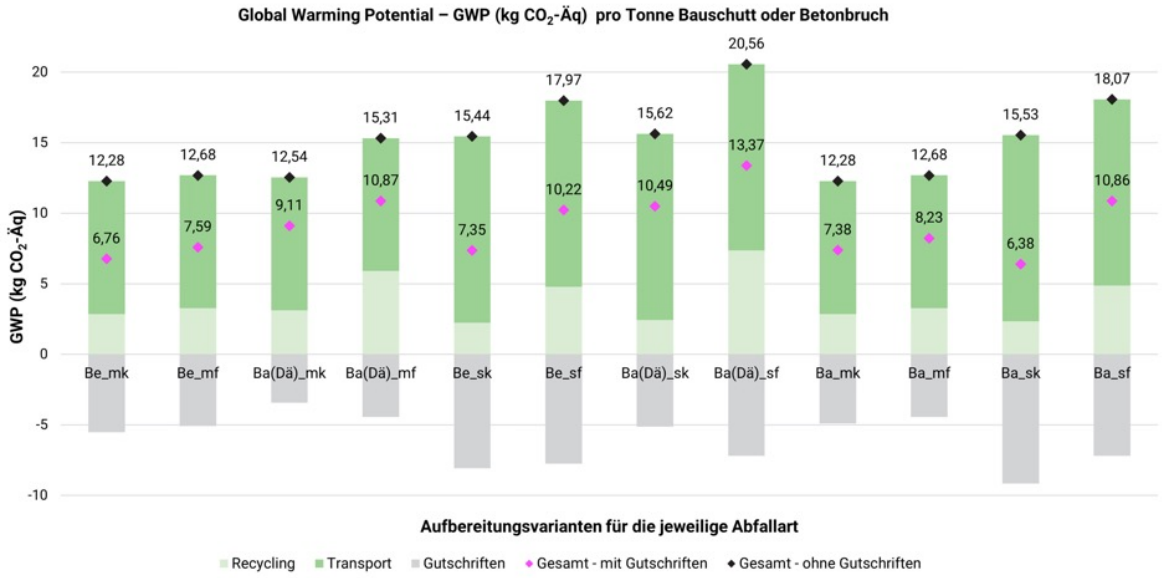


Abbildung 28. Terrestrial Acidification Potential (TAP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten.
(Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

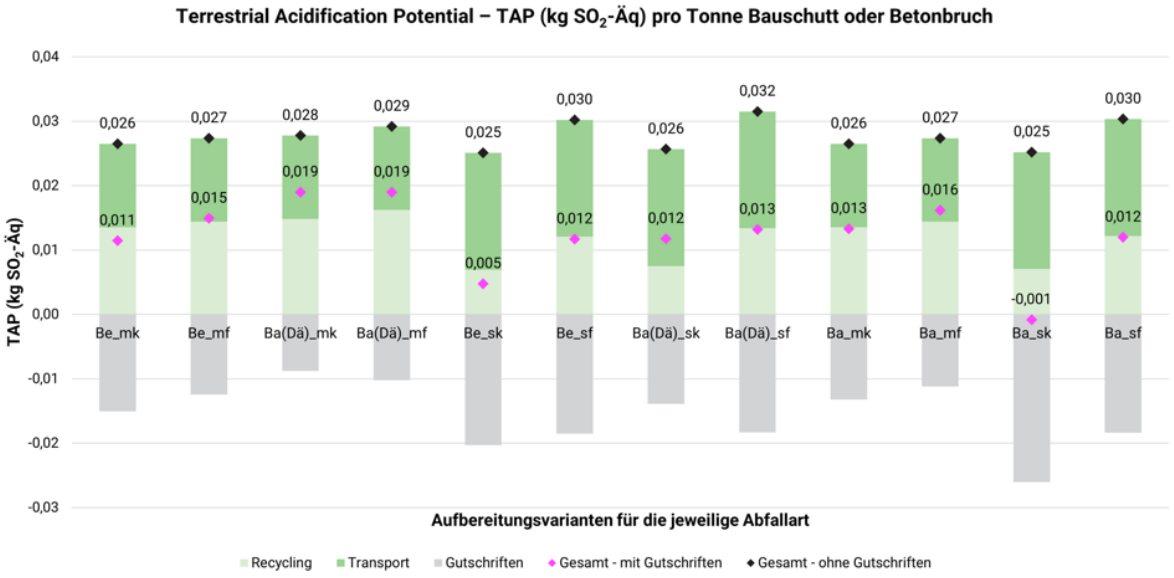


Abbildung 29 . Land use - agricultural land occupation (LOP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. (Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

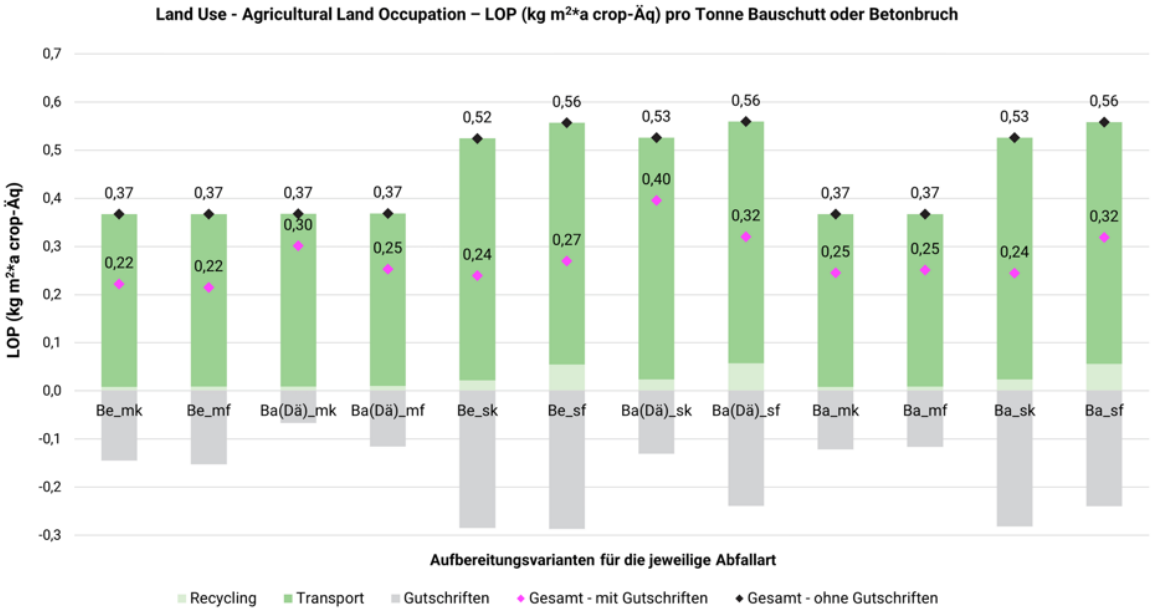


Abbildung 30. Material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. (Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

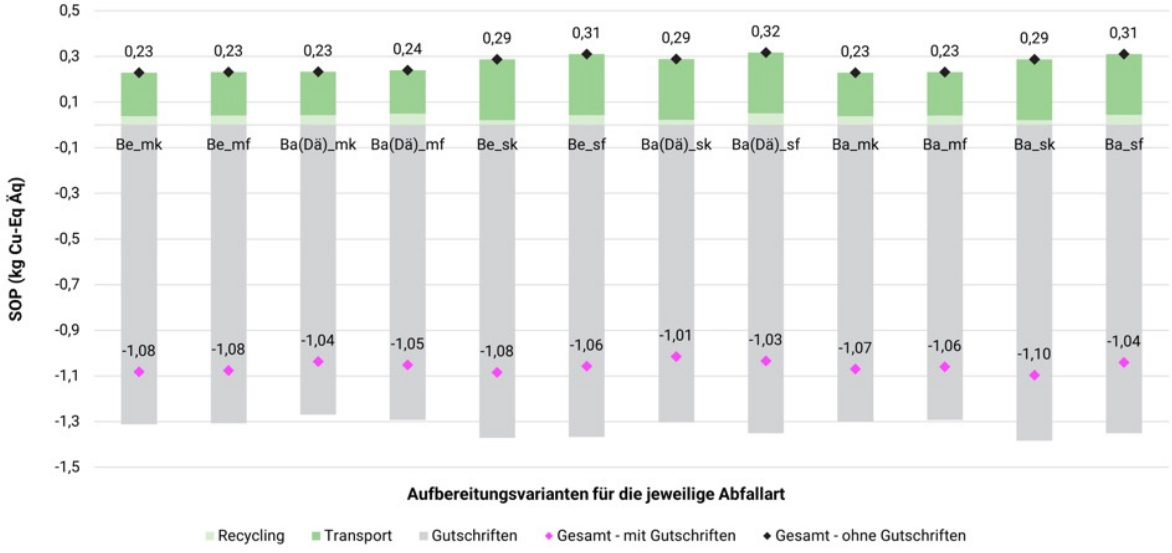
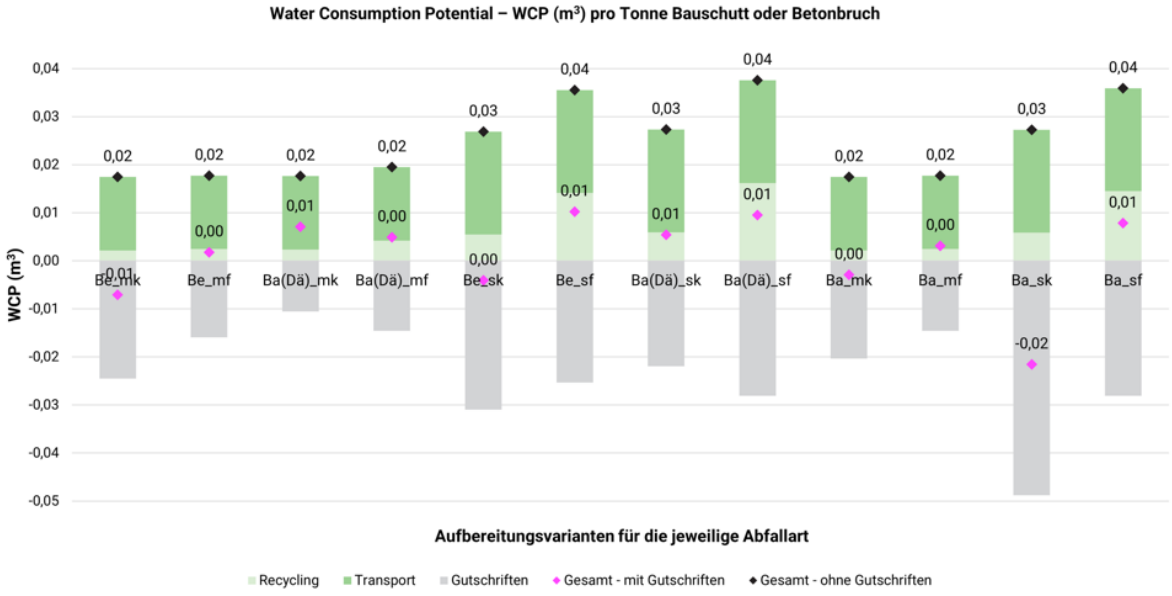


Abbildung 31. Water use - water consumption potential (WCP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. (Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).



3.8.3 Abbruch- und Aufbereitungsmodellierungsvarianten

Die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten werden verknüpft, um die Umweltauswirkungen für 1 m² BGF des ausgewählten Fallgebäudes zu bewerten. Beim Vergleich der Abbruchvarianten (CD und HS) wird deutlich, dass beim CD die Hauptumweltauswirkungen durch die Verbrennung von Bitumen und die Deponierung von gefährlichen Abfällen verursacht werden (siehe Abbildungen 32-36). Die Aufbereitungsszenarien selbst haben weniger Auswirkungen und der zweite Hauptverursacher sind die Transportprozesse sowohl für die mineralische Fraktion als auch für den Stahlschrott. Ein großer Unterschied zwischen den verschiedenen Szenarien ist bei der Flächennutzung – landwirtschaftliche Flächen (LOP) – zu beobachten, insbesondere zwischen dem HS- und dem CD-Abbruch (Abbildung 34). Dies ist auf die Deponierung gefährlicher Abfallfraktionen zurückzuführen, die in der CD-Variante im Vergleich zum HS-Abbruchszenario eine sechsmal höhere Masse aufweisen. In ähnlicher Weise wurde bei WPC ein großer Unterschied zwischen HS- und CD-Variationen festgestellt, was ebenfalls im Wesentlichen durch die Deponierung der gefährlichen Abfallfraktion verursacht wurde (Abbildung 36). Die insgesamt geringste Auswirkung, sowohl mit als auch ohne Gutschriften, wurde in S1_HS_mK beobachtet, außer bei den Kategorien TAP und SOP. Bei den TAP hatte S3_HS_sk die geringste Auswirkung, wiederum unabhängig von Gutschriften (Abbildung 33). Für die SOP hingegen hatte S3_HS_sk die geringste Umweltauswirkung nur bei Berücksichtigung der Gutschriften (Abbildung 35). Es ist jedoch anzumerken, dass die Unterschiede zwischen den HS-Abbruchvarianten eher gering sind und nur eine geringe Abweichung zu verzeichnen ist.

3.8.4 Endproduktübersicht und Anwendungsbereiche

Abbildung 32. Global warming potential (GWP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m² Fläche des Fallstudiengebäudes.

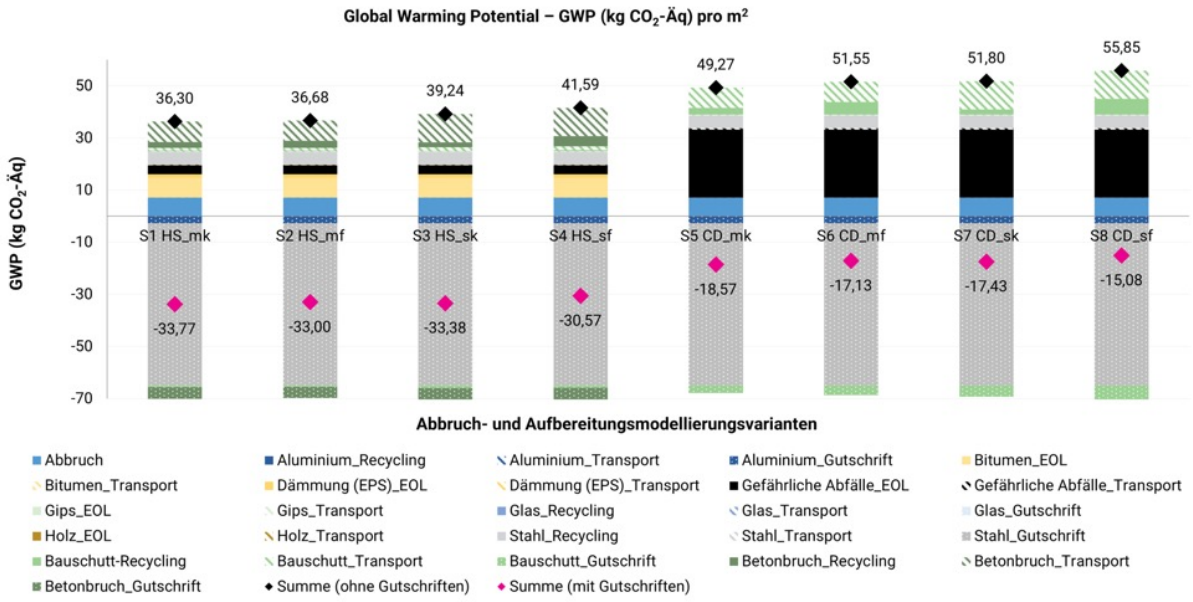


Abbildung 33. Terrestrial Acidification Potential (TAP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m² Fläche des Fallstudiengebäudes

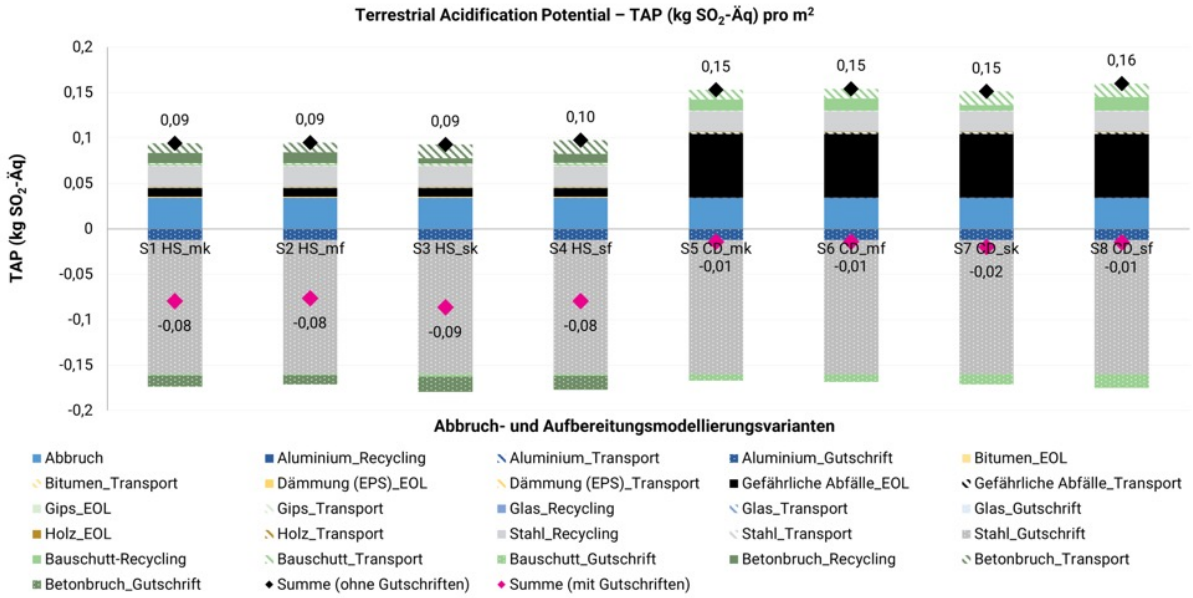


Abbildung 34. Land use (LOP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m² Fläche des Fallstudiengebäudes.

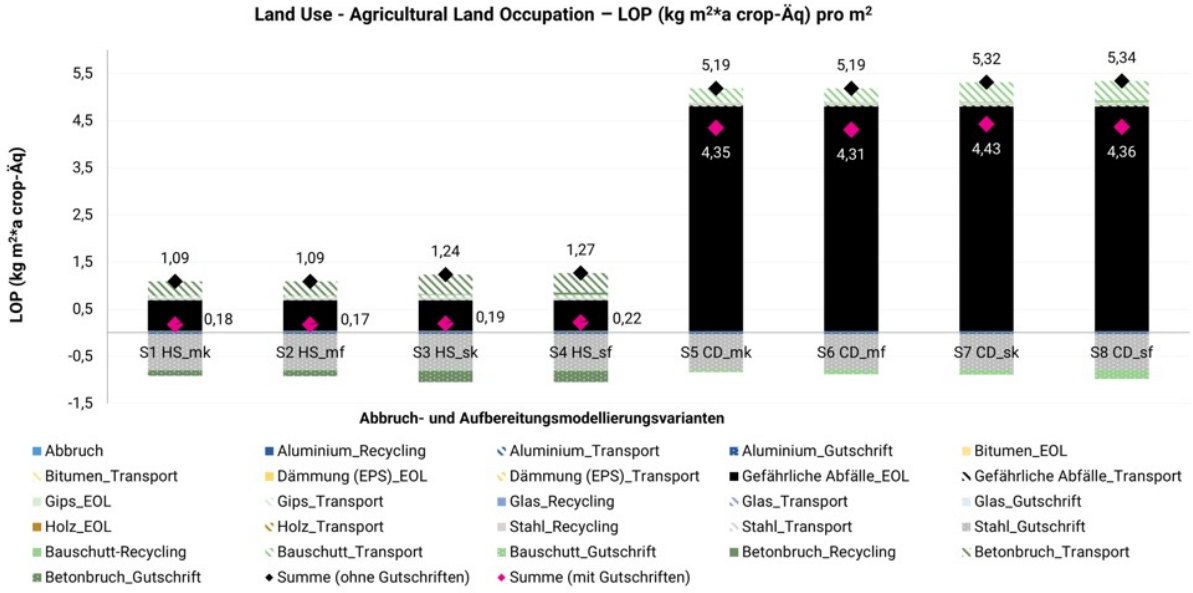


Abbildung 35. Material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m² Fläche des Fallstudiengebäudes.

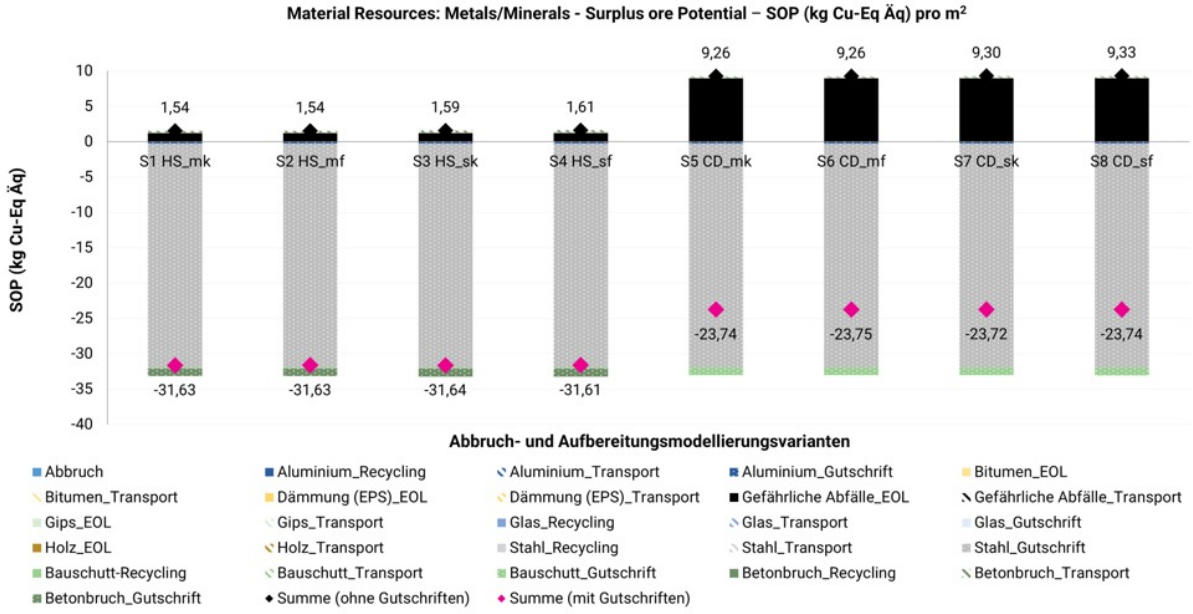
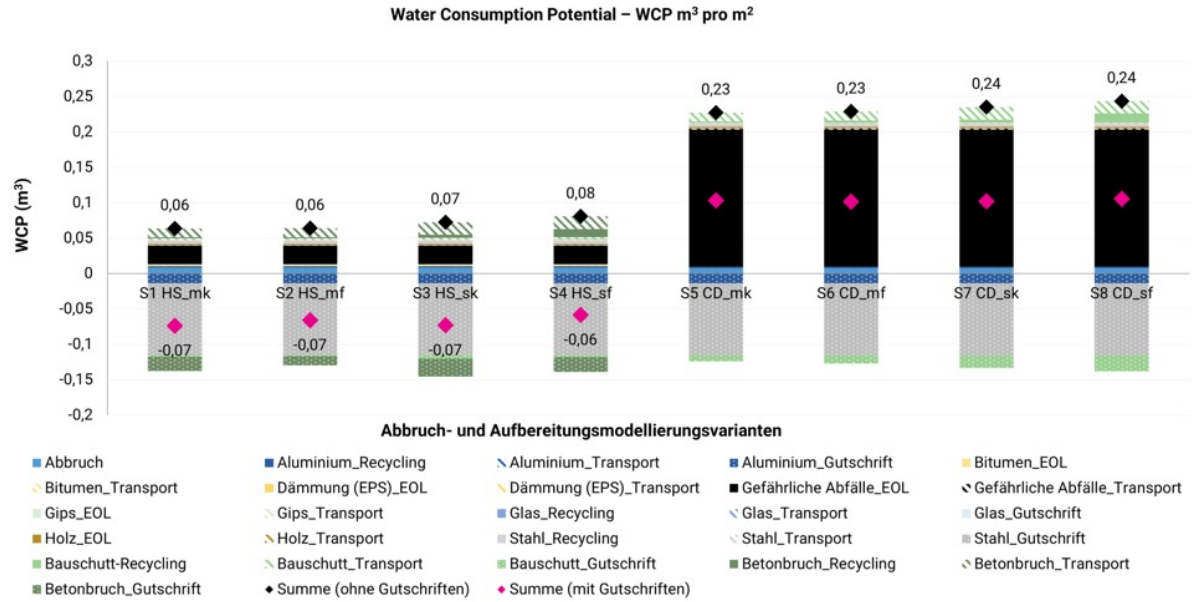


Abbildung 36. Water use - water consumption potential (WCP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m² Fläche des Fallstudiengebäudes



In dieser Studie wurde anhand eines Fallbeispiels festgestellt, dass die Differenzierung der Verwendung von R-GK in Beton als Typ 1, Typ 2 oder im Straßen- und Wegebau im Hinblick auf die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen verhältnismäßig klein sind. In der Ökobilanz ist der Hauptgrund dafür, dass die größten Auswirkungen durch die Transportprozesse und die vermiedenen Auswirkungen des Stahls verursacht werden, die für alle Abbruch- und Aufbereitungsvarianten ähnlich sind. Daher hat eine Änderung des Substitutionskoeffizienten eher minimale Einflüsse, verglichen mit den Transportdistanzen. Als zusätzlicher Aspekt ist jedoch neben den Ökobilanz- und LCC-Ergebnissen auch die Übersicht über die Endprodukte und deren Anwendungsbereiche zu berücksichtigen. Um diesen Punkt zu reflektieren, wird in Tabelle 20 ein Überblick über die Ma.-% der einzelnen Endprodukte und deren Anwendungsbereiche für die einzelnen Abbruch- und Aufbereitungsvarianten dargestellt. Der Hauptunterschied zwischen den verschiedenen Varianten wurde zwischen HS- und CD-Rückbau beobachtet, jedoch nicht bei der Bewertung der Umwelt- und Kostenauswirkungen während des Rückbaus, sondern bei der Betrachtung der Materialfraktionen und ihrer EoL-Behandlung (wie Deponie, Verbrennung oder Recycling). Die Substitutionen im Rahmen der Berechnung können diese Qualitätsunterschiede nur teilweise abbilden. Wenn eine Optimierung auf eine Maximierung der Wiedereinsatzqualität zielt, kann diese nur teilweise aus den bilanziellen Ergebnissen abgelesen werden, da die Einsatzmöglichkeiten von Typ-2 Rezyklaten sich nur in ihrer maximal zulässigen Masseanteil (und damit einer höheren Substitutionsrate) an einem Recyclingbeton von Typ 1 Rezyklaten unterscheiden. Die Quantifizierung des Substitutionskoeffizienten und seine Anrechnung in der Ökobilanz ist ein ständiges Diskussionsthema in der Ökobilanzgemeinde. Bei der Quantifizierung der Substitution spielen die technischen Eigenschaften und die Funktionalität eine wichtige Rolle. Bei der Berechnung der vermiedenen Auswirkungen ist es von Bedeutung, detaillierte Informationen über die technischen Eigenschaften des rezyklierten Materials und dessen Anwendungsbereich zu erhalten. Eine detaillierte Analyse ist erforderlich, um die technischen Eigenschaften und Funktionen von Recyclingmaterialien zu erfassen und Qualitätsklassen zu bilden, was ein weiteres Forschungsthema für zukünftige Studien darstellt.

Tabelle 18. Endprodukt-Handhabungsoptionen und Masseprozentwerte (M.-%), Werte für jede Abbruch- und Aufbereitungsvariante

Varianten	Deponie (Gefährliche Abfälle)	Deponie	Verbrennung	Verfüllung/ Deponiebau	Recycling	R-GK Tiefbau (Straßenbau und Wegebau)	R-GK (Beton Typ 2)	R-GK (Beton Typ 1)
S1_HS_mk	2%	2%	1%	54%	8%	34%	0%	0%
S2_HS_mf	2%	2%	1%	54%	8%	16%	1%	17%
S3_HS_sk	2%	2%	1%	5%	8%	42%	41%	0%
S4_HS_sf	2%	2%	1%	5%	20%	26%	3%	41%
S5_CD_mk	12%	2%	0%	53%	8%	25%	0%	0%
S6_CD_mf	12%	2%	1%	53%	8%	14%	10%	0%
S7_CD_sk	12%	2%	0%	10%	8%	68%	0%	0%
S8_CD_sf	12%	2%	1%	10%	16%	31%	28%	0%

3.8.5 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen, die die auf S. 54 genannten Aspekte berücksichtigen, wurden durchgeführt, und eine Zusammenfassung der Änderungen bei den Umweltauswirkungen im Vergleich zum Basisszenario ist in Tabelle 18 enthalten. In Szenario 1 wurde festgestellt, dass die 50%ige Vorsortierung von Dämmung zu einer Verringerung oder Erhöhung der Gesamtauswirkungen führen kann. Dies hängt von dem zusätzlichen Energiebedarf im Vergleich zum verringerten Restanteil ab, der nach der Aufbereitung entsteht. Insgesamt, mit Ausnahme des "terrestrischen Versauerungspotentials (TAP)", reduziert die Vorsortierung von Dämmung die Umweltauswirkungen, wenn eine fortgeschrittene Behandlung angewendet wird. Im Gegensatz dazu wird bei der konventionellen Aufbereitung ein leichter Anstieg (zwischen 0,5 und 3,3 %) je nach Auswirkungskategorie ermittelt (Tabelle 18).
Beim Vergleich verschiedener Aufbereitungsvarianten im Basisszenario wurde festgestellt, dass die mobile konventionelle Aufbereitungstechnik (mk) für den Abfallinput Betonschutt die geringste Auswirkung hat, unabhängig von der Berücksichtigung der Gutschriften. Daher wurden in Szenario 2 die Substitutionskoeffizienten von R-GK Typ 1 und Typ 2 auf 0,9 bzw. 0,7 erhöht. Es wurde festgestellt, dass bei der stationären Aufbereitung von Betonbruch (sowohl bei der konventionellen als auch bei der fortgeschrittenen Aufbereitungsvariante) eine Reduzierung zwischen 5 % und 233 % erreicht werden kann. Das geringste Potenzial wird in der Wirkungskategorie “material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP)“ beobachtet, da die vermiedenen Auswirkungen von Stahl in der SOP-Kategorie 88 % der gesamten vermiedenen Auswirkungen ausmachen, sodass die Änderung des Substitutionskoeffizienten für R-GK-Beton im Gegensatz zu den anderen Wirkungskategorien keine großen Auswirkungen auf die Gesamtauswirkungen hat.
Die größten Delta (%)-Werte werden in Szenario 3 beobachtet, wo die Transportentfernungen von R-GK Beton und Deponie verändert werden. Dies liegt daran, dass beim mobilen Recycling die überwiegende Masse des Endprodukts Feinmaterial ist, das für den Deponieaufbau oder die Verfüllung verwendet wird. Daher wird mit zunehmender Entfernung zur Deponie das mobile Recycling unvorteilhaft. Anzumerken ist, dass für das Feinmaterial keine Umweltauswirkungen oder potenziell vermeidbare Auswirkungen angenommen werden. In einigen Studien werden jedoch eher deponieartige Auswirkungen vermutet, da die Funktion der Verfüllung grundsätzlich aufgrund der geringen Materialqualität erfolgt. Da das Feinmaterial jedoch noch für eine Anwendung genutzt wird, werden nach dem Ansatz von Böing et al. (2022) weder Auswirkungen noch Gutschriften berücksichtigt.
In Szenario 4 wurde davon ausgegangen, dass ein Teil der Feinfraktion deponiert wird, außer für Betonbruch. Besonders für den konventionellen Abbruch, da die Bauschuttfraktion höher ist, wird insgesamt eine Erhöhung der Umweltauswirkungen beobachtet. Da in diesen Szenarien auch die Substitutionskoeffizienten für den RA Beton wie in Szenario 2 beibehalten werden, wird eine Verringerung des GWP im HS-Abbruch mit Ausnahme der mobilen konventionellen Aufbereitung beobachtet. Dies liegt daran, dass in der S1_mk-Variante kein R-GK (Beton) erzeugt wird und somit keine Reduktion eintritt. Es kommt jedoch zu einer leichten Erhöhung des GWP durch die deponierte Feinfraktion.
Die gleiche Sensitivitätsanalyse wurde für die kombinierte Abbruch- und Aufbereitungsvariante durchgeführt. Es wurde festgestellt, dass die Änderungen insgesamt geringer ausfallen, als wenn der Fokus nur auf den Aufbereitungsvarianten liegt. Jedoch ist insbesondere für das Szenario 3 eine Zunahme der mobilen Aufbereitungsvarianten zu beobachten. Darüber hinaus wurden die Aufbereitungsvarianten in Szenario 2 und 3 vorteilhafter, wenn die Gutschriften berücksichtigt werden. In Szenario 4 wird eine Steigerung des CD und eine Reduzierung des HS (außer S1_mk) beobachtet. Eine Zusammenfassung der weiteren Wirkungskategorien für die einzelnen Szenarien findet sich im Anhang C.

Tabelle 18. Übersicht über das Delta (%) im GWP mit Gutschriften der Szenarien im Vergleich zum Basisszenario für die Abbruch- undAufbereitungsvarianten

Varianten	Deponie (Gefährliche Abfälle)	Deponie	Verbrennung	Verfüllung/ Deponiebau	Recycling	R-GK Tiefbau (Straßenbau und Wegebau)	R-GK (Beton Typ 2)	R-GK (Beton Typ 1)
S1_HS_mk	2%	2%	1%	54%	8%	34%	0%	0%
S2_HS_mf	2%	2%	1%	54%	8%	16%	1%	17%
S3_HS_sk	2%	2%	1%	5%	8%	42%	41%	0%
S4_HS_sf	2%	2%	1%	5%	20%	26%	3%	41%
S5_CD_mk	12%	2%	0%	53%	8%	25%	0%	0%
S6_CD_mf	12%	2%	1%	53%	8%	14%	10%	0%
S7_CD_sk	12%	2%	0%	10%	8%	68%	0%	0%
S8_CD_sf	12%	2%	1%	10%	16%	31%	28%	0%

Abbruch- und	**Basis vs. Szenario 1** (50% Dämmung vorsortiert)	**Basis vs. Szenario 2** (R-GK-Beton Substitution)	**Basis vs. Szenario 3** (Transportentfernung)	**Basis vs. Szenario 4** (Feinanteil deponiert)
S1_HS_mk	0,000%	0,000%	15,767%	0,764%
S2_HS_mf	0,000%	-3,299%	14,303%	-2,910%
S3_HS_sk	0,000%	-5,760%	-3,198%	-4,345%
S4_HS_sf	0,000%	-9,677%	-3,128%	-7,993%
S5_CD_mk	4,117%	0,000%	28,371%	5,407%
S6_CD_mf	-1,699%	-2,856%	28,465%	4,168%
S7_CD_sk	3,979%	0,000%	5,768%	10,352%
S8_CD_sf	-2,306%	-10,207%	-0,401%	2,252%

3.9 Ergebnisse der Lebenszykluskostenrechnung

Für alle acht in Kapitel 3.2 beschriebenen Szenarien wurden die Kosten und potentielle Gewinne berechnet. Dabei lag der Fokus der ersten vier Szenarien auf dem selektiven Rückbau (abgekürzt mit HS) und der Fokus der letzten vier Szenarien lag auf dem konventionellen Abbruch (abgekürzt mit CD). Die Ergebnisse der Lebenszykluskostenrechnung hinsichtlich totaler Kosten und Gewinne sowie des Kostendeltas je Szenario bezogen auf die funktionelle Einheit sind Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 19: Absolute Kosten und Gewinne sowie Kostendelta der verschiedenen betrachteten Szenarios bezogen auf die funktionelle Einheit

	S1_HS_ mk	**S2_HS_ mf**	**S3_HS_ sk**	**S4_HS_ sf**	**S5_CD_ mk**	**S6_CD_ mf**	**S7_CD_ sk**	**S8_CD_ mf**
Kosten, total [€]	51,47	51,55	52,98	54,35	50,47	51,07	51,77	53,49
Gewinn, total [€]	34,16	34,53	36,97	36,40	32,75	32,94	34,49	34,59
Δ-Kosten [€]	17,31	17,02	16,01	17,95	17,72	18,13	17,28	18,90

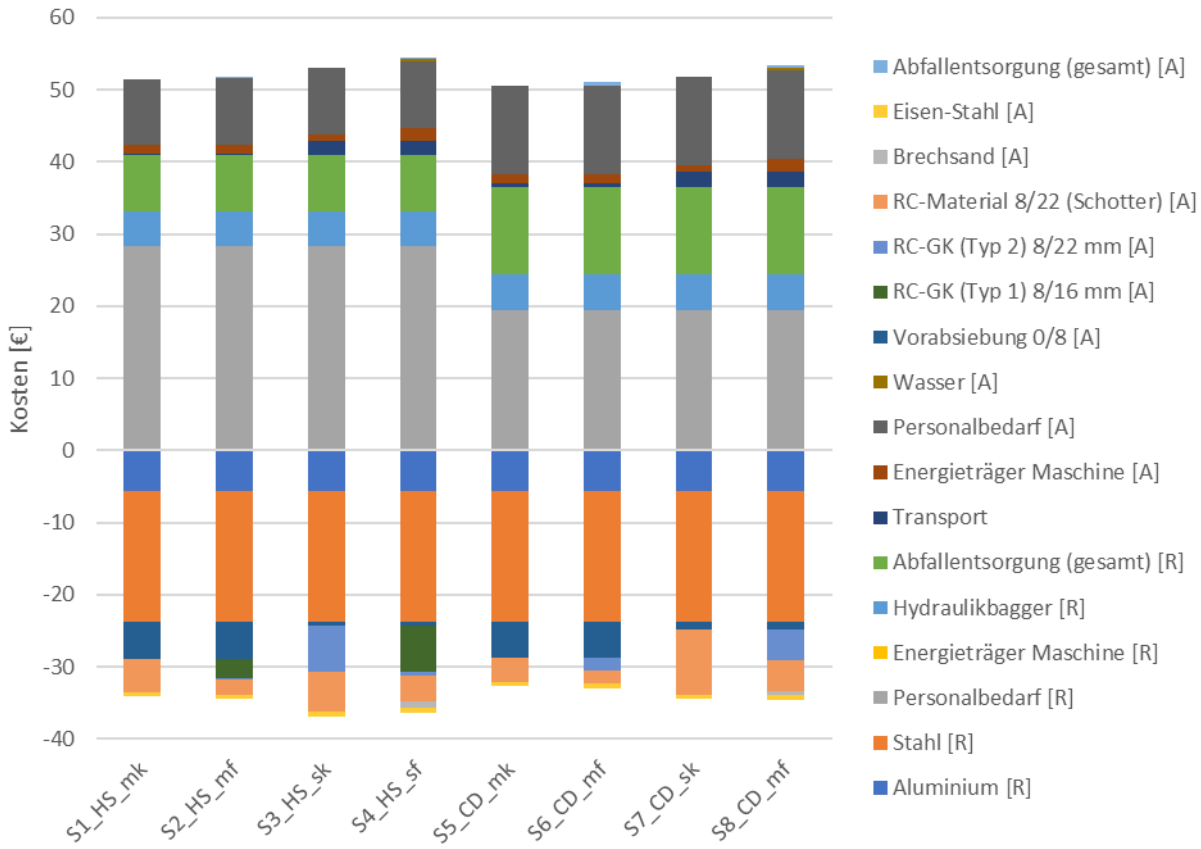
Generell lässt sich erkennen, dass der selektive Rückbau in der Fallstudie des Projekts NuMaRü höhere Kosten mit sich bringt als der konventionelle Abbruch, wobei die stationäre, fortgeschrittene Aufbereitung die höchsten Kosten verursacht. Darüber hinaus ist jedoch zu erkennen, dass durch den selektiven Rückbau auch höhere Gewinne erzielt werden können. Mit Ausnahme von S4_HS_sf (selektiver Rückbau mit stationärer, fortgeschrittener Aufbereitung) sind die Szenarien des selektiven Rückbaus insgesamt vorteilhafter. Das insgesamt vorteilhafteste Szenario ist das Szenario mit selektivem Rückbau und stationärer, konventionellen Aufbereitung (S3_HS_sk) mit Kosten von 52,98 €/FU und einem möglichen Gewinn von 36,97 €/FU (Δ Kosten: 16,01 €/FU). Das insgesamt ungünstigste Szenario ist das Szenario mit konventionellem Abbruch und stationärer, fortgeschrittener Aufbereitung (S8_CD_sf) mit Kosten von 53,49 €/FU und einem möglichen Gewinn von 34,59 €/FU (Δ Kosten: 18,90 €/FU). Um die Unterschiede der verschiedenen Szenarien genauer zu betrachten, werden im Folgenden die Kosten und Gewinne nach Kostenposition (Kapitel 3.4.3.1) und nach Bauteilgruppe (Kapitel 3.4.3.2) dargestellt.

3.9.1 Ökonomische Auswertung nach Kostenposition

Die Kosten und Gewinne durch die einzelnen Kostenpositionen, unterteilt nach Rückbau/Abbruch und Aufbereitung, sind in Tabelle 19 dargestellt. Es ist zu beachten, dass Kosten für Rückbau/Abbruch der Mineralfraktion (inkl. Hydraulikbagger, Personal, Abfallentsorgung, Energie) dem Rückbau zugeordnet sind, deren Gewinne jedoch der Aufbereitung. Um diese Verzerrung zu umgehen, werden in Kapitel 3.4.3.2 nachfolgend die Kosten nach Bauteilgruppe betrachtet.

Es ist deutlich zu erkennen, dass Personalkosten in jeder Szenariovariation die größten Kostentreiber darstellt. Dabei ist der Personalbedarf im selektiven Rückbau mit 28,32 €/FU knapp 46% teurer als im konventionellen Abbruch (19,44 €/FU). Diese Erkenntnis geht in die Richtung von Di Maria et al. (2018), die etwa sechsmal höhere Personalkosten für den selektiven Rückbau als für den konventionellen Abbruches identifiziert haben. Dies kann mit den relativ hohen Lohnkosten in Deutschland (bzw. Belgien) erklärt werden. Durch die Annahme eines höheren Arbeitsaufwands durch nicht-sortenreine Stoffströme in der Aufbereitung von Bauschutt aus dem konventionellen Abbruch sind die Personalkosten hier jedoch mit 12,19 €/FU knapp 33 % höher als bei der Aufbereitung von Betonbruch und Bauschutt aus dem selektiven Rückbau (9,18 €/FU). Insgesamt betrachtet bringt der selektive Rückbau mit folgender Aufbereitung der Mineralfraktion jedoch nach wie vor deutlich höhere Personalkosten mit sich. Den zweitgrößten Kostentreiber sowohl für selektiven Rückbau als auch im konventionellen Abbruch stellen die Entsorgungskosten dar. Hierbei sind die Entsorgungskosten für den konventionellen Abbruch mit 12,11 €/FU gut 50 % höher als beim selektiven Rückbau (7,89 €/FU). Die höheren Kosten durch den konventionellen Abbruch decken sich mit Erkenntnissen aus anderen Studien (z. B. Meetz et al., 2015) und ist mit den generell hohen Entsorgungskosten in Deutschland zu erklären. Allerdings ist anzumerken, dass in anderen Studien (z. B. Baron, n. d.; Meetz et al., 2015) die Entsorgungskosten im konventionellen Abbruch deutlich höher ausfallen als der zeitliche Mehraufwand durch selektiven Rückbau und entsprechend höhere Personalkosten. Dass die Ergebnisse bezogen auf den Kostenmehraufwand im selektiven Rückbau von Fall zu Fall unterschiedlich sein können, wurde allerdings auch von Schultmann gezeigt, weswegen die Ergebnisse unserer Studie als plausibel angesehen werden können. Dass die Entsorgungskosten zwar auseinander gehen, aber doch im Rahmen sind, ist mit dem auch im konventionellen Abbruch hohen Selektierungsgrad zu erklären sowie getroffenen Annahmen, auf die in Kapitel 3.5 genauer eingegangen wird. Die Gesamtkosten für den Hydraulikbagger unterscheiden sich nur minimal für die beiden Rückbau bzw. Abbruchvarianten (0,11 €/FU). Energiekosten für Kleingeräte und Maschinen tragen nur minimal zu den Kosten im Rückbau/Abbruch bei (0.02-0.09 €/FU) und sind etwas höher in der Aufbereitung (0.86-1.82 €/FU). Die Transportkosten belaufen sich auf 0.64-2.25 €/FU).
Bezüglich der Gewinne wird deutlich, dass allein die Metalle, trotz deutlich geringerem Masseanteil als die Mineralfraktion, 66-75 % der Gewinne verantworten. Da sowohl für den selektiven Rückbau als auch für den konventionellen Abbruch eine Trennung der Metallfraktion angenommen wurden, sind die erzielten Gewinne durch Metall für beide Varianten etwa gleich hoch. Es ist zu erkennen, dass Stahl mit 18,74-18,81 €/FU in jedem Szenario die größten Gewinne erzielt. Aluminium steht bei fünf der acht Szenarien mit 5,67 €/FU an zweiter Stelle. Generell ist zu erkennen, dass mögliche Gewinne durch die mobile Aufbereitung geringer

Abbildung 37. Kosten und Gewinne nach Kostenpositionen. R steht für Kosten und Gewinne aus den Abbruchprozessen und A für Kosten und Gewinne aus der Aufbereitung der Mineralfraktion.



ausfallen als die erzielbaren Gewinne durch die stationäre Aufbereitung. Die höchsten Gewinne durch Aufbereitung der Mineralfraktion werden mit 12,48 €/FU in dem Szenario mit selektivem Rückbau und stationärer, konventionellen Aufbereitung erzielt (S3_HS_sk). Etwa die Hälfte des möglichen Gewinns stammt von der RC-Gesteinskörnung 8/22 (Typ 2) und weitere 45 % vom Recycling-Schotter. Gewinne in Höhe von 11,92 €/FU durch stationäre, fortgeschrittene Aufbereitung der Mineralfraktion aus dem selektiven Rückbau setzen sich zusammen aus Gewinnen durch die RC-Gesteinskörnung 8/16 (Typ 1) (53 %), Schotter (30 %), Brechsand (8 %), sowie RC-Gesteinskörnung 8/22 (Typ 2) und Vorabsiebung (jeweils 4 %). Bei der stationären, konventioneller Aufbereitung können der Mineralfraktion aus dem konventionellen Abbruch (S7_CD_sk) 10,08 €/FU gutgeschrieben werden, wobei über 90 % dem Recycling-Schotter zuzuschreiben sind. Die höchsten Gewinne durch Aufbereitung der Mineralfraktion aus dem konventionellen Abbruch sind bei der stationären, fortgeschrittenen Aufbereitung zu finden (S8_CD_sf). Die 10,18€ setzen sich überwiegend zusammen aus der RC-Gesteinskörnung 8/22 (Typ 2) (42 %) und Recycling-Schotter (41 %).

3.9.2 Ökonomische Auswertung nach Bauteilgruppe

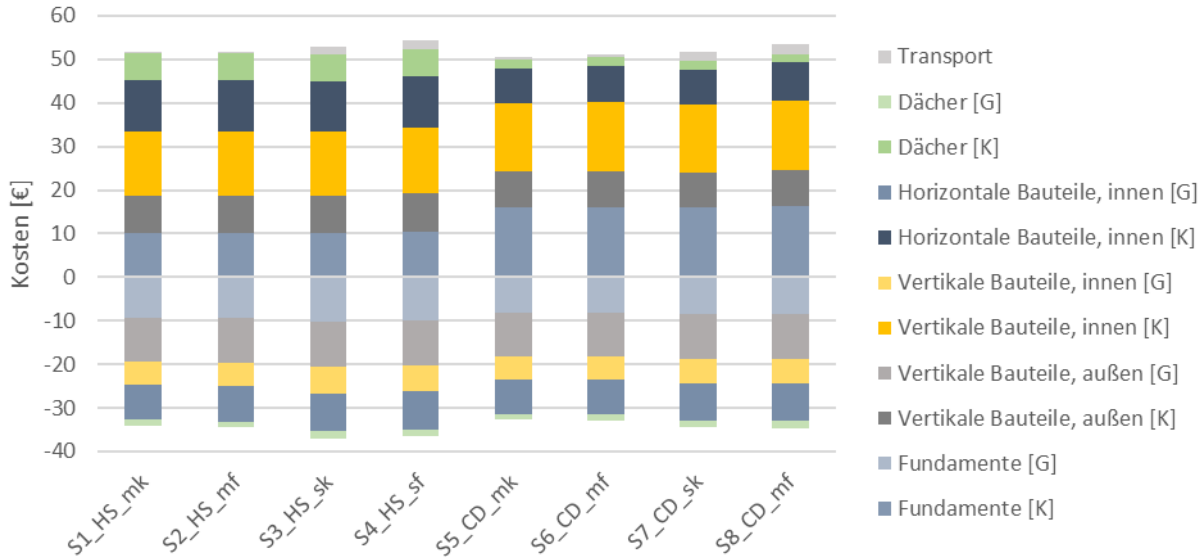
Im Folgenden werden die Kosten und Gewinne nach den verschiedenen Bauteilgruppen analysiert, wobei den Bauteilgruppen sowohl die Kosten und Gewinne aus dem Rückbau als auch aus der Aufbereitung zugerechnet werden. Der Transport wurde separat betrachtet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 38 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die vertikalen Bauteile innen (Wände STB, Mauerwerkswände, Trockenwände, Systemtrennwände, Türen) im selektiven Rückbau die höchsten Kosten mit sich bringen. Je nach Aufbereitungsart variieren die Kosten zwischen 14,74 €/FU und 14,99 €/FU. Die erzielbaren Gewinne liegen in diesen

Szenarien mit 5,41-5,92 €/FU deutlich darunter. Die horizontalen Bauteile innen (Fußbodenaufbau STD und TRH/BAD, Unterzüge, Rasterdecke) bringen in den selektiven Rückbauszenarien Kosten von 11,56-11,98 €/FU mit sich bei möglichen Gewinnen von 8,01-8,83 €/FU. Kosten und Gewinne der Bauteilgruppe Fundamente liegen hier relativ nah beieinander (10,04-10,46 €/FU vs. 9,24-10,11 €/FU). Im Vergleich dazu liegen die Kosten für Fundamente im konventionellen Abbruch deutlich darüber (15,90-16,26 €/FU) wobei die Gewinne geringer ausfallen (8,03-8,42 €/FU). Für die vertikalen Bauteile außen (Kellerwände, Blechfassade, Fassadenaufbau, Fenster) liegen die Kosten in allen Szenarien mit 8,11-8,75 €/FU in allen Fällen unter den Gewinnen in Höhe von 10,02-10,59 €/FU. Dies kann mit dem hohen Metallanteil erklärt werden. Abschließend ist zu erwähnen, dass Dächer im selektiven Rückbau hohe Kosten (6,18-6,26 €/FU) und ein geringes Gewinnpotential (1,37-1,51 €/FU) aufweisen. Im konventionellen Abbruch sind im Gegensatz dazu die Kosten geringer (1,90-2,01 €/FU) bei Gewinnen von 1,39-1,49 €/FU). Dies liegt an der Zurechnung der Bitumengemische zum Bauschutt im konventionellen Rückbau, während diese im selektiven Rückbau entsorgt werden. Diese Annahme wird in Kapitel 3.5 genauer reflektiert.

3.9.3 Sensitivitätsanalyse zur Lebenszykluskostenrechnung

Die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten werden verknüpft, um die Umweltauswirkungen für 1 m² Fläche des ausgewählten Fallgebäudes zu bewerten. Beim Vergleich der Abbruchsvarianten (CD und HS) wird deutlich, dass beim CD die Hauptumweltauswirkungen durch die Verbrennung von Bitumen und die Deponierung von gefährlichen Abfällen verursacht werden (siehe Abbildung 33). Die Aufbereitungsszenarien selbst haben weniger Auswirkungen und der zweite Hauptverursacher sind die Transportprozesse sowohl für die mineralische Fraktion als auch für den Stahlschrott. Ein großer Unterschied zwischen den verschiedenen Szenarien ist bei der Flächennutzung –– landwirtschaftliche Flächen (LOP) – zu beobachten, insbesondere zwischen dem HS- und dem CD-Abbruch (Abbildung 35). Dies ist auf die Deponierung gefährlicher Abfallfraktionen zurückzuführen, die in der CD-Variante im Vergleich zum HS-Abbruchszenario eine sechsmal höhere Masse aufweisen. In ähnlicher Weise wurde bei WPC ein großer Unterschied zwischen HS- und CD-Variationen fest-

Abbildung 38. Kosten und Gewinne nach Bauteilgruppe.



gestellt, was ebenfalls im Wesentlichen durch die Deponierung der gefährlichen Abfallfraktion verursacht wurde (Abbildung 36). Die insgesamt geringste Auswirkung, sowohl mit als auch ohne Gutschriften, wurde in S1_HS_mK beobachtet, außer bei den Kategorien TAP und SOP. Bei den TAP hatte S3_HS_sk die geringste Auswirkung, wiederum unabhängig von Gutschriften (Abbildung 31). Für die SOP hingegen hatte S3_HS_sk die geringste Umweltauswirkung nur bei Berücksichtigung der Gutschriften (Abbildung 36). Es ist jedoch anzumerken, dass die Unterschiede zwischen den H S-Abbruchvarianten eher gering sind und nur eine geringe Abweichung zu verzeichnen ist. Die auf S. 70 beschriebene Sensitivitätsanalyse ist in Tabelle 20 dargestellt.

Tabelle 20. Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezogen auf die Abweichung des Kostendeltas der Variationen vom Referenzszenario in Prozent [%].

	S1_HS_mk	S2_HS_mf	S3_HS_sk	S 4 _ HS_sf	S5_CD_mk	S6_CD_mf	S7_CD_sk	S8_CD_mf
Referenzszenario	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
SV1 (↑Personal)	121,66	122,03	123,42	120,89	117,83	117,48	118,29	116,72
SV2 (↓ Personal)	78,34	77,97	76,58	79,11	82,17	82,57	81,71	83,28
SV3 (↑Entsorgung)	104,51	104,58	104,87	104,35	106,83	107,00	107,00	106,67
SV4 (↓ Entsorgung)	95,49	95,42	95,13	95,60	93,17	93,05	93,00	93,33
SV5 (↑RC Typ 1&2)	100,00	97,53	96,00	94,37	100,00	99,12	100,00	97,72
SV6 (↑RC-Schotter)	97,34	98,71	96,50	97,99	98,14	98,95	94,73	97,78

Betrachtet man die Abweichungen der Kostendeltas der verschiedenen Szenariovariationen zum Referenzszenario, ist deutlich zu sehen, dass eine Änderung der Personalkosten die deutlichsten Abweichungen mit sich bringt (17-23 %). Eine Änderung der Entsorgungskosten hat deutlich geringe Auswirkungen auf das Ergebnis der Studie (4-7 %). Ein Anstieg der Gewinne für die RC- Gesteinskörnungen 8/16 (Typ 1) und 8/22 (Typ 2) bringt bestenfalls ein um 6 % positiveres Ergebnis mit, während die Verbesserung bei höheren Gewinnen für Recycling-Schotter bei 1-5 % liegt.

3.10 Zusammenführung der LCA und LCC-Ergebnisse

Tabelle 21. Tabellarische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten der Fallstudie pro $m^{2\,BGF}$

Variante	Kosten	TAP	GWP_{total}	LOP	SOP	WCP
S1_HS_mk	17,31	-0,08	-33,99	0,18	-31,63	-0,07
S2_HS_mf	17,02	-0,08	-34,82	0,17	-31,63	-0,07
S3_HS_sk	16,01	-0,09	-33,56	0,19	-31,64	-0,07
S4_HS_sf	17,95	-0,08	-30,74	0,18	-31,61	-0,06
S5_CD_mk	17,72	-0,02	-21,57	4,30	-23,76	0,10
S6_CD_mf	18,13	-0,01	-18,93	4,31	-23,75	0,10
S7_CD_sk	17,28	-0,03	-21,07	4,30	-23,79	0,08
S8_CD_sf	18,90	-0,01	-16,23	4,33	-23,74	0,11

In einer parallelen Betrachtung der Bewertungskategorien können die untersuchten Zusammenhänge übergreifend betrachtet werden. Dadurch werden bestehende Zielkonflikte deutlicher. Über alle Kategorien hinweg erreichen die auf dem selektiven Szenario beruhenden Varianten niedrigere Indikatorwerte. Während die Kostenwerte, wie beschrieben, nahe beieinander liegen, lassen sich deutliche Unterschiede vor allem im Land-use und den GWP-Werten erkennen. Deutlich lassen sich hier die Unterschiede zwischen den Abbruchvarianten erkennen. Vor allem im Bereich der Ressourcenindikatoren (Land use (LOP), Surplus Ore Potenial (SOP)) liegen die Abbruchvarianten weit auseinander. Die Wahl des Aufbereitungswegs hat letzten Endes einen untergeordneten Impact auf das Gesamtergebnis. Auch die Qualitätsunterschiede innerhalb der entstehenden Rezyklat-Fraktionen haben kaum Auswirkungen auf das Gesamtergebnis. Erhöhte Substitutionsraten werden zumindest teilweise kompensiert durch einen erhöhten Energieaufwand.

Noch deutlicher wird diese Verhältnismäßigkeit in einer grafischen Auswertung. In Abbildung 38 und Abbildung 39 sind die Ergebnisse linear gewichtet auf einer Skala von 0 bis 100 Punkten abgebildet, um eine Abtragung auf einem gemeinsamen Graphen zu ermöglichen. Dem schlechtesten Ergebnis in der jeweiligen Kategorie ist hier der Wert 0 zugewiesen, dem besten Ergebnis der Wert 100. Dadurch lässt sich die „Performance“ im Sinne einer Effizienzbetrachtung besser verstehen.

In einer Ordnung nach Varianten (Abbildung 40) lassen sich Stärken und Schwächen der Varianten als Bündelung verstehen. Auch hier ist deutlich der Vorteil des hochselektiven Abbruchs (Var. 1-4) im Vergleich zum teilselektiven bzw. konventionellen Abbruch feststellen. Die Bündelung der „guten" Ergebnisse über alle Kategorien hinweg in den Szenarien S1-S4 wird hier sehr deutlich. Gleichzeitig lassen sich hier auch Zielkonflikte ablesen. Szenario S3_HS_sk ist in den meisten Kategorien am effizientesten, in der oft herangezogenen Kategorie des Treibhauspotenzials allerdings nur an dritter Stelle. Auch wird hier sehr deutlich, dass ein hoher technischer Aufwand in der Aufbereitung nur sinnvoll in Kombination mit einer hohen Güte der Fraktionen nach Abbruch sein kann. Variante S8_CD_sf, welche eine technologisch fortschrittliche Aufbereitungsanlage mit einer niedrigen Selektionsrate verbindet, schneidet über alle Umweltkategorien und der Kostenperformance am schlechtesten ab.
Durch die quantitative Ausweisung dieser Abhängigkeiten können die Zielkonflikte erst differenziert betrachtet werden, was in einer qualitativen Betrachtungsweise nicht möglich wäre, bzw. vorfestgelegt werden müsste. Diese Bewertung muss allerdings als spezifisch zur Fragestellung an das modellierte System verstanden werden.

Ohne eine Zielstellung zur Optimierung kann keine eindeutige Handlungsempfehlung gegeben werden. Diese Zielstellung ist in einer Bilanzierung über die Goal and Scope Phase transparent zu formulieren. Die Vernetzung mit Planungsanforderungen ist dabei zentral.

Abbildung 39. Grafische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten pro m2 BGF nach Indikatorwerten gewichtet auf einer Skala von 0-100

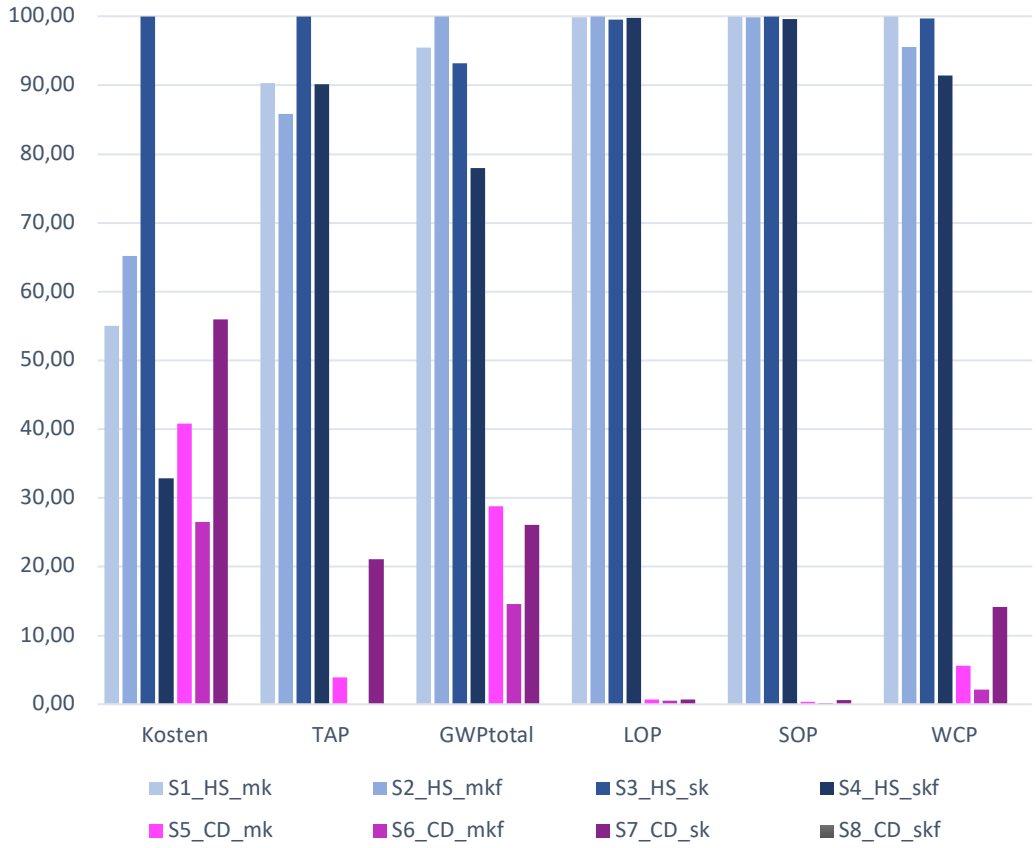
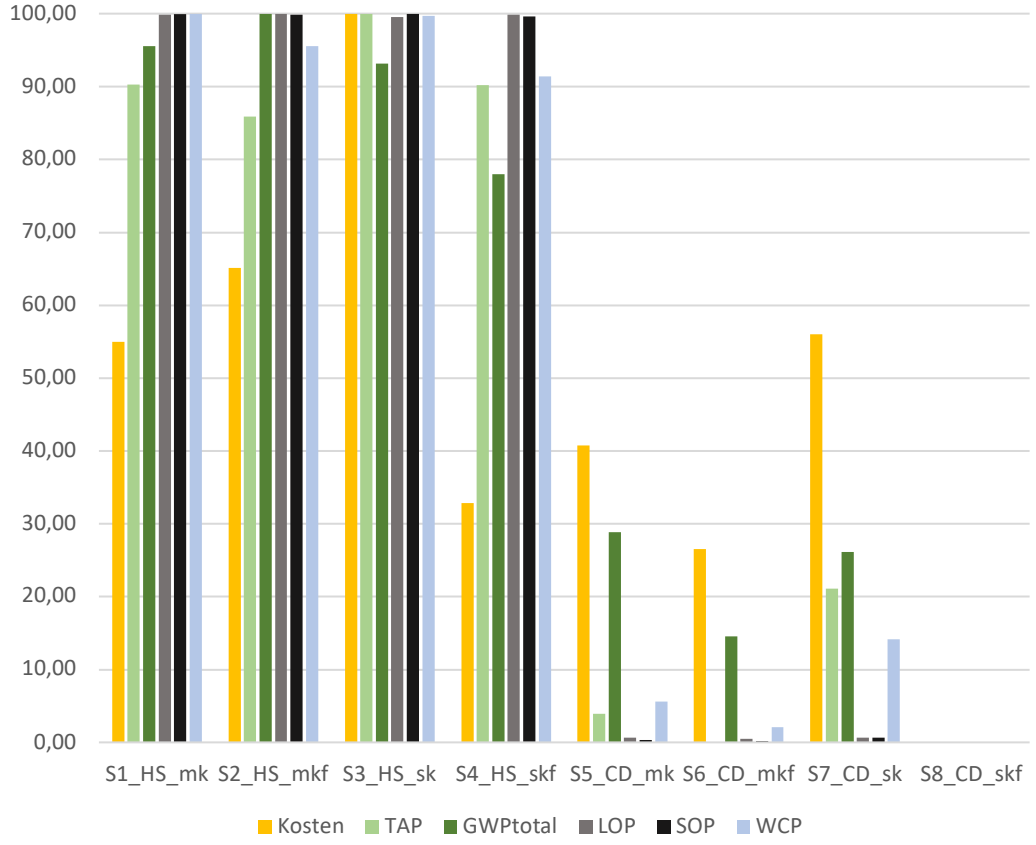


Abbildung 40. Grafische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten pro m2 BGF nach Indikatorwerten gewichtet auf einer Skala von 0-100



3.11 Diskussion der Ergebnisse

In dieser Studie werden verschiedene Rückbau- und Aufbereitungsvarianten modelliert und, insbesondere für die Modellierung verschiedener Zusammensetzungen des Abbruchmaterials, Annahmen getroffen, um Datenlücken zu füllen. Außerdem wurden die Varianten auf Grundlage von Literaturdaten entwickelt vorgenommen, anstatt Primärdaten zu nutzen, da diese nicht verfügbar waren. Dadurch besteht insgesamt eine Einschränkung in der Qualität der genutzten Daten. Für zukünftige Studien sollten Primärdaten berücksichtigt werden. Die Erhebung solcher Primärdaten muss entsprechend in zukünftige Studien integriert werden.

Mit der genutzten Datengrundlage zeigen die Ergebnisse der Ökobilanz, dass neben der Entscheidung für einen selektiven Abbruch insbesondere die getroffenen Annahmen zu den Transportentfernungen und den Substitutionskoeffizienten einen großen Einfluss auf das Ergebnis haben. Im Folgenden werden diese als die wesentlich identifizierten Parameter näher beleuchtet.

Für die Substitutionskoeffizienten sind eingehendere Untersuchungen unter Berücksichtigung verschiedener, relevanter Faktoren wie aktueller Marktsituationen, technischer Eigenschaften usw. (Vadenbo et al., 2017) sinnvoll, um das Umweltpotenzial so realistisch wie möglich zu ermitteln. In dieser Studie wurde der Fokus auf die mineralische Fraktion gelegt. Im Basisszenario wurden die Substitutionskoeffizienten für R-GK-Beton für die vermiedenen Auswirkungen unter Berücksichtigung des in Deutschland begrenzenden gesetzlichen Rahmens ermittelt. In der Sensitivitätsanalyse wurde festgestellt, dass bei einer Erhöhung der Substitutionskoeffizienten von R-GK-Beton die stationäre, konventionelle und die mobile, fortgeschrittene Aufbereitung vorteilhafter ist als die mobile, konventionelle Variante.
Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Modellierungsvarianten zur Aufbereitung der mineralischen Fraktion sind nur teilweise und abhängig von den jeweiligen Umweltkategorien als signifikant einzuschätzen. Geringe Unterschiede zwischen den Varianten sind auf die Transportprozesse und die vermiedenen Auswirkungen bei der Stahlproduktion zurückzuführen. Der große Beitrag der Transportwege (Butera et al., 2015; Napolano et al., 2016; Visintin et al., 2020) und der vermiedenen Stahlproduktion (Rosado et al., 2019) zu den Umweltauswirkungen wurde auch in anderen Ökobilanzstudien mit Schwerpunkt auf dem Bauschutt-Recycling hervorgehoben.
Als signifikant über alle Szenarien und Auswirkungskategorien hinweg zeigt sich, dass bei einem vorgeschalteten, selektiven Abbruch geringere Umweltauswirkungen vorliegen als bei einem konventionellen Abbruch. Dies ist auf einen erhöhten Anteil an gefährlichen Abfällen beim konventionellen Abbruch zurückzuführen. An dieser Stelle sind der Gebäudetyp und die Materialzusammensetzung entscheidend, wenn verschiedene Abbruchmodelle verglichen werden. Daher sind diese Informationen als wesentlich für die abzuleitende Methode anzusehen und sollten in den LCA-Modellen berücksichtigt werden.
Darüber hinaus ist auch die Art und Weise, wie eine Deponierung des Feinstanteils berücksichtigt wird, bedeutend für die Ergebnisse der ökologischen Analyse. Für die Modellierung des Feinanteils, der im Deponiebau und in der Verfüllung verwendet wird, wurden in den Varianten keine Auswirkungen berücksichtigt. Es gibt jedoch verschiedene Ansätze, mit dem Feinmaterial umzugehen. In einigen Ökobilanzmodellen wird der Deponiebau und die Verfüllung als Deponierungsprozess berücksichtigt. Dieses wurde entsprechend in Szenario 4 modelliert. Dabei ist festzustellen, dass die Umweltauswirkungen eines konventionellen Abbruchs zunehmen, wenn anteilig der Feinanteil als deponiert angenommen wird und damit die Umweltauswirkungen der Deponierung für einen Teil des Feinanteils berechnet werden.

Die Lebenszykluskostenrechnung im Projekt ist ebenfalls auf Sekundärdaten aufgebaut. Aus diesem Grund mussten auch hier Annahmen getroffen werden, die die Ergebnisse beeinflussen. Wie die Sensitivitätsanalyse gezeigt hat, hat insbesondere eine Änderung in den Personalkosten erhebliche Einflüsse auf die Ergebnisse der Studie. Die Personalkosten in der Studie wurden von einem Abbruchunternehmen angefragt und können daher als relativ robust angesehen werden. Dagegen wurde die genaue Einsatzzeit von Mitarbeitern anhand von Literaturdaten abgeschätzt. Auch diese hat einen hohen Einfluss, sodass hier Unsicherheiten bestehen. Dagegen hat eine prozentuale Änderung der Abfallkosten deutlich geringere Auswirkungen als die Änderung der Personalkosten. Die Annahmen zur Abfallzusammensetzung und damit der Mengen verschiedener Abfallströme in den Varianten hat dagegen einen hohen Einfluss. Als Beispiel ist hier der Dachaufbau zu nennen. Während im selektiven Rückbau die Betonfraktion und das mineralische Gemisch von Dämmung und

Bitumengemisch separiert wurde und entsprechende Kosten für die Abfallentsorgung berechnet wurden, wurden alle Fraktionen im konventionellen Abbruch in der Sach- und Kostenbilanz dem mineralischen Gemisch zugeordnet. So sind die anfallenden Kosten im konventionellen Abbruch nicht nur geringer, sondern die potenziellen Gewinne durch Aufbereitung der Mineralik fallen durch den größeren berücksichtigten Materialanteil auch höher aus. Ein weiterer Punkt ist, dass lediglich die direkten Kosten im Rückbau/Abbruch und in der Aufbereitung angenommen wurden. Das Hinzunehmen weiterer Investitions- oder Planungskosten sowie eine Monetarisierung der Zeit des selektiven Rückbaus bzw. des konventionellen Abbruchs hätten die Ergebnisse der Studie deutlich beeinflussen können. Da das Hauptziel des Projektes die Methodenentwicklung war, können sowohl die Datengrundlage als auch getroffene Annahmen jedoch als ausreichend und zielführend betrachtet werden. Es wird außerdem angenommen, dass späteren Anwendern der Methodik detaillierte Kostendaten zur Verfügung stehen, um zu aussagekräftigen Ergebnissen zu gelangen.

4 Bewertungsmethodik

Um den immanenten Restwert eines Objektes zu ermitteln, wurde ein methodischer Ansatz verfolgt, der auf Basis des gängigen, methodischen LCA und LCC Vorgehens eine strukturierte Bewertung von Verwertungswegen erlaubt. Das Vorgehen ermöglicht es Nutzenden, vergleichbare Ergebnisse in einem festgelegten Rahmen zu generieren, die als Entscheidungsgrundlage genutzt werden können. Der ökologische Wert eines Objekts ist dabei immer im Vergleich von verschiedenen Varianten zu sehen. Durch die Berücksichtigung von Substitutionen, die durch die weitere Nutzung der im Objekt befindlichen Materialien eintreten, können Umweltauswirkungen vermieden werden. Diesen substituierten Umweltwirkungen stehen die Aufwendungen für die Bereitstellung des Materials entgegen. Die Höhe der vermeidbaren Umweltwirkungen bestimmt den ökologischen Wert der jeweiligen Variante. Je höher die vermiedenen Umweltwirkungen, desto höher ist der ökologische Wert des untersuchten Objekts bezogen auf die jeweilige Variante.
Die ökonomische Untersuchung wird ebenfalls als Verhältnis zwischen investiertem monetären Aufwand und erwirtschaftbaren Kosten und Erlösen definiert. In dem Kostenverhältnis eines Weges drückt sich die Attraktivität für die Akteure aus, einen aus ökologischer Sicht sinnhaften Weg zu gehen und gegebenenfalls auch entsprechenden Mehraufwand in Kauf zu nehmen. Dabei müssen die statischen Parameter des Objektes und seiner Lage und des technisch Möglichen mit den variablen Faktoren des Aufwandes, der situationsspezifischen Kostenlage und des ökologischen Impacts einer Handlung abgeglichen werden.

Aus dem Fallbeispiel lässt sich eine Bewertungsmethode ableiten, die in drei Schritte unterteilt werden kann.

1. Qualitative Abfrage: Entscheidungsbaum Abbruch – Ermittlung der Abfallmengen und deren Zusammensetzung
2. Quantitative Modellierung von Rückbau und Aufbereitungsvarianten: Eingabe der entstehenden Abfallmengen und Zusammensetzungen und möglichst von Transportentfernungen in die vorgegebenen Varianten der Aufbereitung mit hinterlegten Daten zur Substitution
3. Interpretation der Ergebnisse:

Diese drei Teile sollen hier dargestellt und in den folgenden Kapiteln (4.1-4.3) detaillierter beschrieben werden. In Abbildung 34 ist der Ablauf grafisch festgehalten.

I Qualitative Abfrage von technischen Rahmenbedingungen

Als Synthese der Literaturrecherche ist klar geworden, dass die Möglichkeit hochwertige Verwertungsszenarien herzustellen, durch Faktoren der Lage und immanenten Eigenschaften des Objektes bzw. der Konstruktion vorentschieden wird. Gleiches gilt für mögliche Prozessschritte im Abbruch und später in der Aufbereitung. Dieser Schritt ist eine Vorbereitung zur rechnerischen Modellierung. Die technischen Rahmenbedingungen sollen strukturiert geklärt werden, um eine informierte Formulierung von Varianten zu ermöglichen.

Benötigte Informationen: Lageinformationen, Bauteilaufbauten, Flächen-/Massenaufmaß

- *Bearbeitung des Entscheidungsbaumes*

II Quantitative Berechnung der entstehenden Umweltauswirkungen und Kosten

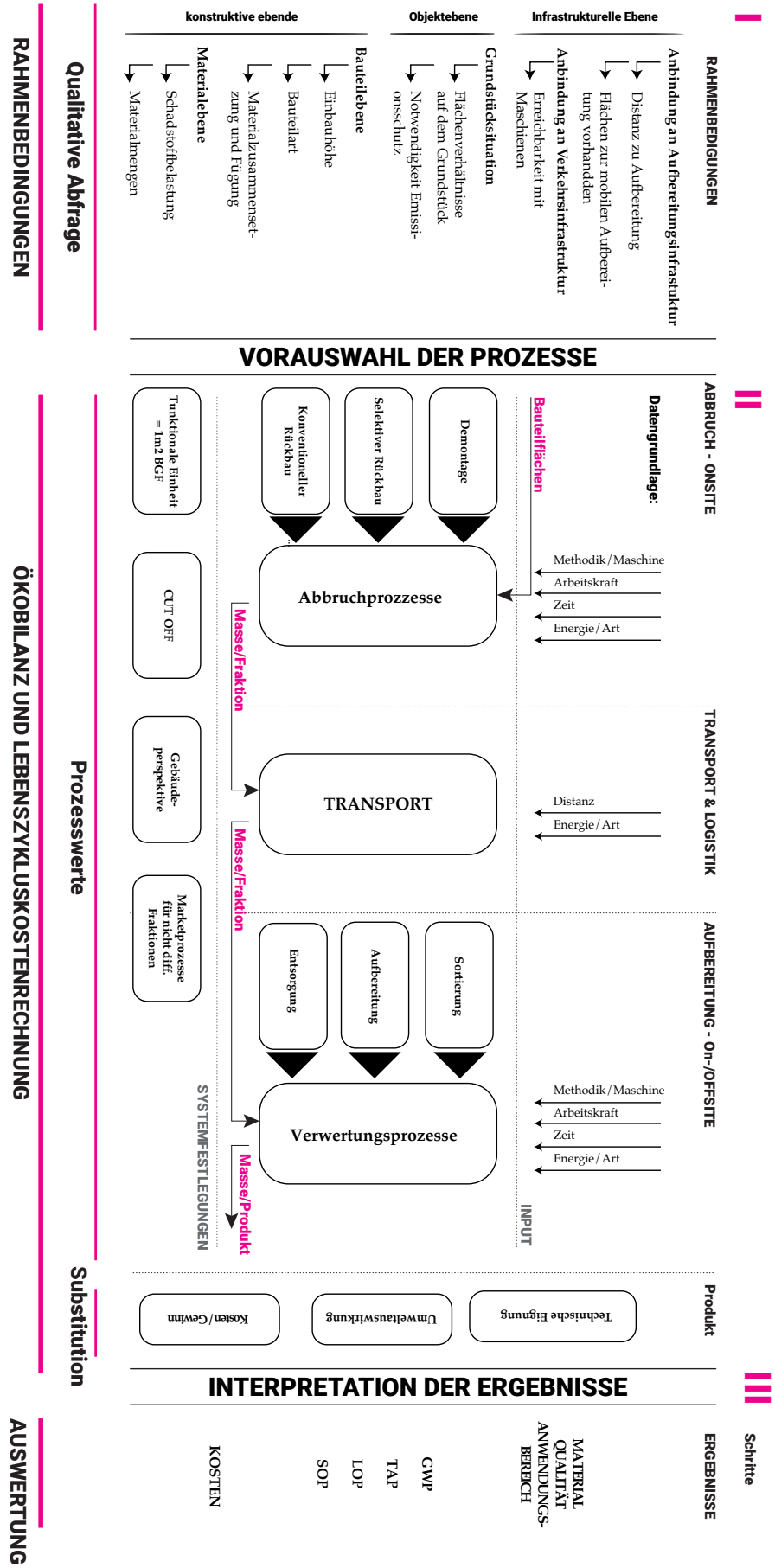
Berechnet wird der Aufwand für Abbruch und Aufbereitung in Bezug auf Kosten und Umweltwirkung. Durch Substitution werden die Verhältnisse eines Weges im Vergleich zu einem konventionellen Weg abgebildet. In dieser Relation drückt sich die technische Eignung eines Stoffes/Produkts oder Bauteils aus. Dieser Teil ist rechnerisch und entspricht einer parallel geführten LCC und LCA, wie in Kapitel 3 beispielhaft durchgeführt.

Benötigte Informationen: Zeit- und Energiedaten für die formulierten Prozesse, indizierte Kostendaten

- *Errechnung von ökologischen, ökonomischen und ressourcenspezifischen Kennwerten*

Substitution von äquivalenten Produkten und Verrechnung der LCA-Ergebnisse mit Entsorgungskosten und Erlösen

Abbildung 41. Schema des methodischen Ablaufs



III Interpretation der Ergebnisse

- *Der komparative Vergleich der berechneten Varianten und Abgleich mit den Optimierungszielen*

4.1 Qualitative Abfrage von technischen Rahmenbedingungen

Die aus der Literatur erarbeiteten Rahmenbedingungen wurden in einer Grafik zusammengeführt und um eigene Einschätzungen ergänzt. Diese Zusammenstellung dient als Entscheidungsbaum, der dabei unterstützt, die möglichen Rückbautechniken und Aufbereitungsschritte einzugrenzen und damit die sinnvollen Varianten zeiteffizient zu entwickeln. Diese Art der Zusammenstellung ermöglicht eine komprimierte Übersicht der relevanten Fragen, die in Kapitel 2 herausgearbeitet wurden.

Der Baum wurde gegliedert nach dem Zeitpunkt des Ausschlusses (in horizontaler Ebene) und der Maßstabsebene (vertikal). In horizontaler Leserichtung wird unterschieden zwischen Abbruchgeräten und Prozessen, sowie Aufbereitungstechniken. Ist ein Gerät nicht einsetzbar, weil z. B. der Platzbedarf nicht erfüllt werden kann, können die mit ihm verbundenen Prozesse nicht ausgeführt werden. Ist eine Technik nicht verfügbar, kann eventuell trotzdem das Trägergerät mit einer anderen Technik eingesetzt werden. Beispielsweise kann bei freiem Zugang des Objektes mit jedem Trägergerät abgebrochen werden, ein Fundament kann aber nicht pressgeschnitten werden. Es kann also jedes Trägergerät zum Einsatz kommen, es muss allerdings eine andere Methode gewählt werden, zum Beispiel das Stemmen.

In vertikaler Ebene gliedern sich die Thematiken nach der Maßstabsebene, auf welcher sie relevant sind. Die Ausschlüsse können globalen Charakter (gemeint ist für das gesamte Projekt) haben oder lokalen, also für das betreffende Bauteil oder den betrachteten Prozess. Alle Annahmen auf Infrastruktur- und Objektebene betreffen die Gesamtabläufe vor Ort, der Ausschluss ist also zwangsweise global. Auf Bauteil- und Materialebene betreffen fast alle Fragestellungen lokale Auswirkungen, die für einzelne Bauteile entscheidend sind. Eine Ausnahme stellt die Frage nach dem Durchsatz einer Fraktion für eine mobile Aufbereitung dar, da diese nur in der Kumulation der Stoffströme beantwortbar ist und sich damit auf alle eingerechneten Bauteile auswirkt. Um das obige Beispiel fortzuführen, kann bei sehr beengten Grundstücksverhältnissen ein Abbruch mit großen Maschinen generell nicht stattfinden, der Ausschluss des Maschineneinsatzes gilt für alle postulierten Prozesse. Der Abbruch eines Fundaments unterliegt den Begrenzungen seines Materials und seiner Bauteilart. Wenn ein Abbruch mit Hydraulikbagger generell möglich ist, unterliegt dieses Bauteil immer noch diesen Anforderungen, die jedoch auf diesen Prozess limitiert sind. Ein anderes Bauteil, beispielsweise eine Holzständerwand im 1. Obergeschoss, stellt andere Anforderungen. In üblichen Fällen sind händisch eingesetzte Maschinen bzw. Methoden davon nie betroffen und bleiben immer die letzte Möglichkeit, einen Abbruch durchzuführen. Beispielsweise kann in einer engen Hofsituation kein Trägergerät eingesetzt werden, der Abbruch muss von Hand erfolgen.

4.1.1 Rahmenbedingungen

Der Entscheidungsbaum gliedert sich in die Maßstabsebenen Infrastruktur, Objekt, Bauteil und Material. Die Rahmenbedingungen jedes Projekts geben für jede Ebene Abhängigkeiten vor. Diese werden anhand von Fragen untersucht.

- **Infrastrukturebene:** Fragen zur Verfügbarkeit von Infrastruktur und dem Umfeld des Objektes

1. Ist das Grundstück verkehrstechnisch erreichbar?

   Auswirkung (global): Einsetzbarkeit von schwerem Gerät
   Ja: Schweres Gerät ist einsetzbar
   Nein: Schweres Gerät ist nicht einsetzbar

2. In welcher Entfernung liegen Infrastrukturen der Aufbereitung und Entsorgung?

   Auswirkung (global): Sinnhaftigkeit von Transportprozessen zu stationären Einrichtungen
   Wenn weiter als 35 km: Mobile Aufbereitung priorisieren
   Wenn unter 35 km: Fallabhängig in Modellierung prüfen

3. Muss das Umfeld vor verstärkten Immissionen geschützt werden?

   Auswirkung (global): Auswahl der eingesetzten Abbruchmethoden
   Nein: Keine Einschränkungen
   Wenn ja, vor Lärm: dann Verkleinerung Trägergerät o. händische Demontage, dann Vorauswahl Prozess gem. Weimann et al., 2013, S. 61
   Wenn ja, vor Staub, dann Verkleinerung Trägergerät o. händische Demontage, dann Vorauswahl Prozess gem. Weimann et al., 2013, S. 61
   Wenn ja, vor Erschütterung, dann Vorauswahl Prozess gem. Weimann et al., 2013, S. 61

- **Objektebene:** Fragen, die sich aus den Eigenschaften des Ortes und des Umfelds ergeben, in erster Linie die Platzverhältnisse auf dem Grundstück

4. Sind Flächen für eine mobile Aufbereitung vorhanden?

   Auswirkung (global): Einsetzbarkeit von mobilen Aufbereitungsanlagen
   Nein, dann stationäre Aufbereitung
   Ja, Fläche 15x20 m vorhanden, dann nur mobiler Brecher oder stationäre Aufbereitung
   Ja, Fläche 25x35 m vorhanden, dann keine Einschränkung

5. Sind die Platzverhältnisse auf dem Grundstück beschränkt, bzw. beschränken Platzverhältnisse die Arbeitsräume von Maschinen?

   Auswirkung (global): Einsetzbarkeit von Abbruchmaschinen und eventuell Methoden
   Nein, dann keine Einschränkungen
   Ja, Zugang erschwert, dann Auswahl Trägergerät >5 t oder Demontage und Auswahl Prozesse gem. Kühlen et al 2018, S.265
   Ja, Zugang stark eingeschränkt (von außen nicht zugänglich), händische Demontage

- **Bauteilebene:** Fragen, die sich auf die konstruktiven Eigenschaften von Bauteilen beziehen

6. Auf welcher Höhe ist das Objekt eingebaut? Wie ist die Differenz zwischen der Arbeitsebene und der Einsatzhöhe?

   Auswirkung (lokal): Einsetzbarkeit von Abbruchmaschinen und eventuell Methoden
   Wenn Einbauhöhe über 100 m, dann Handwerkzeuge und Sonderkonzept
   Wenn Einbauhöhe über 100 m, dann Ausschluss Seilbagger
   Wenn Einbauhöhe über 35 m, dann Ausschluss Hydraulikbagger mit Longfrontausleger
   Wenn Einbauhöhe über 15 m, dann Ausschluss Hydraulikbagger

7. Eignet sich die Abbruchmethode für die vorliegende Bauteilart?

   Auswirkung (lokal): Einsetzbarkeit von maschinengestützten Abbruchmethoden

Wenn Methode bekannt, dann Abgleich mit Quellen (Kühlen et al., 2018 & Hillebrandt et al. 2019 & Rosen, 2021), dann Vorauswahl Methoden und Trägergerät

8. Eignet sich die Abbruchmethode für das vorliegende Tragwerksmaterial?

   Auswirkung (lokal): Einsetzbarkeit von Abbruchmethoden
   Wenn Methode bekannt, dann Abgleich mit Quellen (Kühlen et al., 2018 & Hillebrandt et al. 2019 & Rosen, 2021), dann Vorauswahl Methoden und Trägergerät

- **Materialebene:** Fragen, die sich auf die Eigenschaften von enthaltenen oder resultierenden Fraktionen beziehen

9. Ist eine Bauteilschicht schadstoffbelastet?
   Auswirkung (lokal): Einschränkung des Bauablaufs bis zur Entfernung der belasteten Schichten

   Nein: Keine Auswirkungen
   Ja: Demontage bis mindestens zur betroffenen Schicht, Deponierung der Fraktion
   Ja, aber nicht lösbar: Deponierung aller nicht trennbaren Schichten

10. Wie groß ist die Output Masse der mineralischen Fraktion?

    Auswirkung (global): Ausschluss mobiler Anlagen aus ökonomischen Gründen
    Wenn Masse mineralische Fraktion über 5000 t, dann mobile Aufbereitung sinnvoll
    Wenn Masse mineralische Fraktion unter 5000 t, dann Ausschluss mobile Aufbereitung

Die Fragen zu den Rahmenbedingungen in den Maßstäben Infrastruktur, Objekt, Bauteil und Material erfolgen qualitativ und engen die Möglichkeiten der Modellierung zu Kosten und Umweltwirkung ein. Dieser Schritt soll die technische Plausibilität der gewählten Varianten sicherstellen und den Modellierungsaufwand reduzieren. Auf Grundlage dieser Darstellung der Rahmenbedingungen kann eine Vorauswahl zur Art der möglichen Rückbauszenarien und erste Annahmen zur Aufbereitung getroffen werden. Die Zuordnung einzelner Prozesse zu Bauteilen muss danach händisch erfolgen. Den Bauteilfraktionen kann im Abgleich eine Fraktion nach Abfallverordnung zugewiesen werden.

4.1.2 Vorauswahl der Prozesse

Aus der Auswertung der Rahmenbedingungen lassen sich verschiedene Verfahren wählen, deren Kombination in einer Route gefasst werden kann. In der Modellierung wird der Aufwand dem Nutzen gegenübergestellt. Die Auswertung kann auch dazu genutzt werden, Szenarien zu entwickeln, um verschiedene Verkehrswege gegenüberzustellen. Für die Vorauswahl werden Prozesswerte und Qualitäten für die einzelnen Objektteile zugeordnet. Es hat sich hier die Zuordnung in der bauteilbasierten normativen Ordnung nach DIN 276 für den Rückbau, wie in Kapitel 3 Verfahren bewährt (Siehe auch Anhang C & D). Als Hilfestellung für den Nutzenden sind in Tab. 22 Quellen gesammelt, welche Prozesswerte für den Abbruch erheben.

Tabelle 22. Quellenmatrix

Autor, Jahr	Quelle	Informationen zu:
Clement et al., 2010	Konzept zur nachhaltigen Nutzung von Baurestmassen [...]	Tragwerk, Aufbereitung, Sortierung
Graubner und Ritter, 2010	Analyse der Trennbarkeit von Materialschichten hybrider Innenbauteile [...]	Belkeidungen
Hildebrandt et al., 2017	Methodology to evaluate building construction [...]	Fassadenbauteile
Kühlen et al., 2018	ISA: Immissionsschutz beim Abbruch [...]	Tragwerk, Sortierung
Motzko et al., 2016	Bewertungsmatrix für die Kostenplanung beim Abbruch [...]	Fassadenbauteile, Tragwerk, Bekleidungen
Müller, 2018	Baustoffrecycling: Entstehung - Aufbereitung - Verwertung	Aufbereitung
Rosen, 2021	Urban Mining Index	Fassadenbauteile, Tragwerk, Bekleidungen
Weimann et al., 2013	Optimierung des Rückbaus Abbruchs von Gebäuden	Tragwerk

Bauteilbasiert müssen den Quellen Materialqualitäten nach Abbruch zugeordnet werden, um Aufbereitungswege formulieren zu können. Die Zuordnung der Materialfraktionen geschieht pro Bauteilschicht gem. den etablierten Setzungen des Abfallschlüssels.

Folgende Grundregeln können dabei angewendet werden:

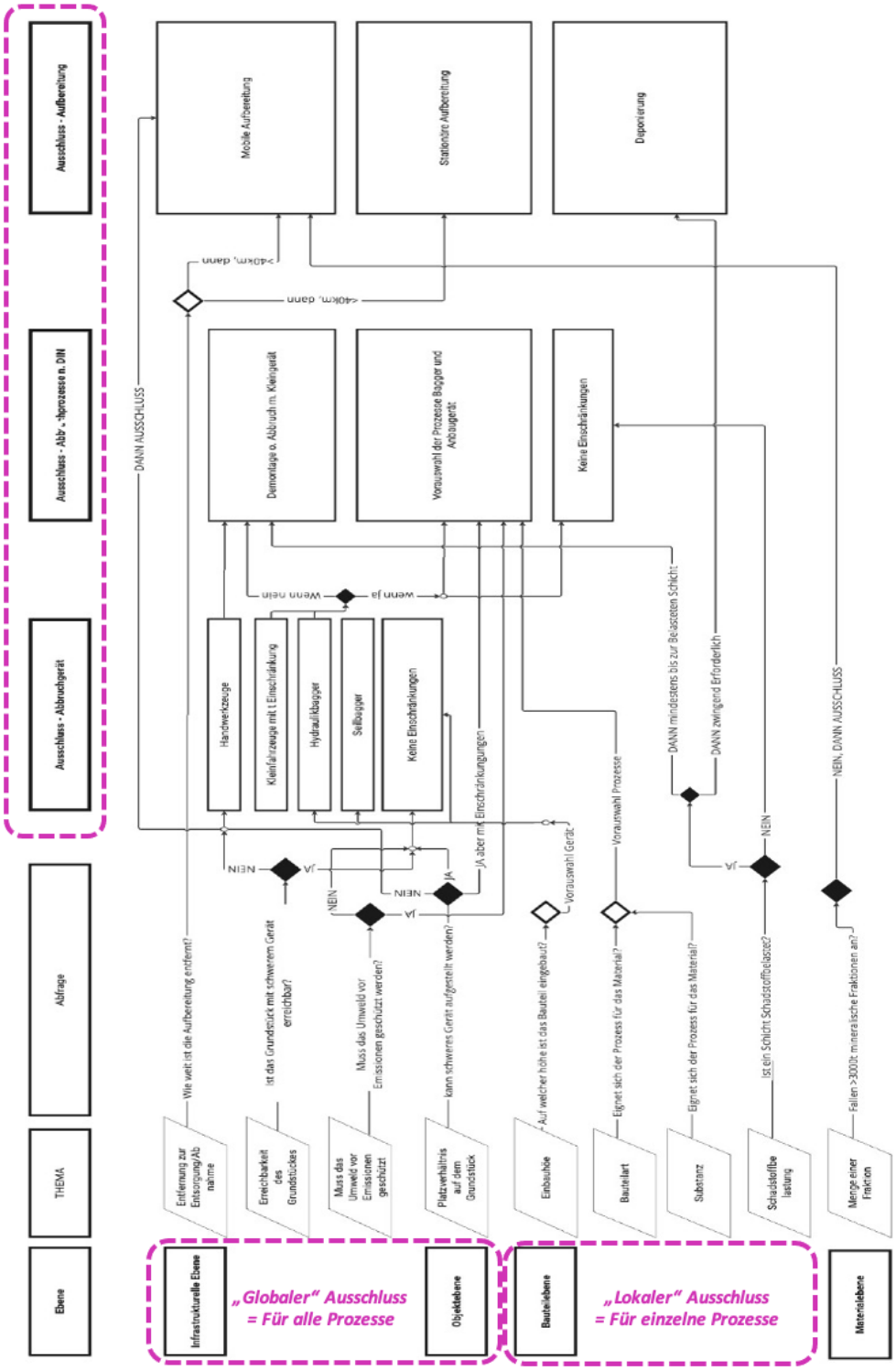
- Werden mehrere Bauteilschichten mit einem Prozess abgebrochen, entsteht eine Mischfraktion. Diese werden nach Ihrer Materialzusammensetzung auf die im Abfallschlüssel der Abfallverordnung (AVV) definierten Mischfraktionen zugeordnet.

- Ist eine Bauteilschicht Schadstoff belastet, muss sie immer deponiert werden; entsteht eine Mischfraktion gilt dies für die gesamte Fraktion.

- Lässt ein Prozess den zerstörungsfreien oder nicht vermischenden Ausbau einer Schicht zu die Fügungen allerdings nicht (oder andersherum), tritt der schlechtere Fall ein.

- Ist ein Aufbau monolithisch, entstehen immer Reinfraktionen.

Abbildung 42. Entscheidungsbaum (Quelle: 11 wie vorherige, ergänzt durch eigene Einschätzung)

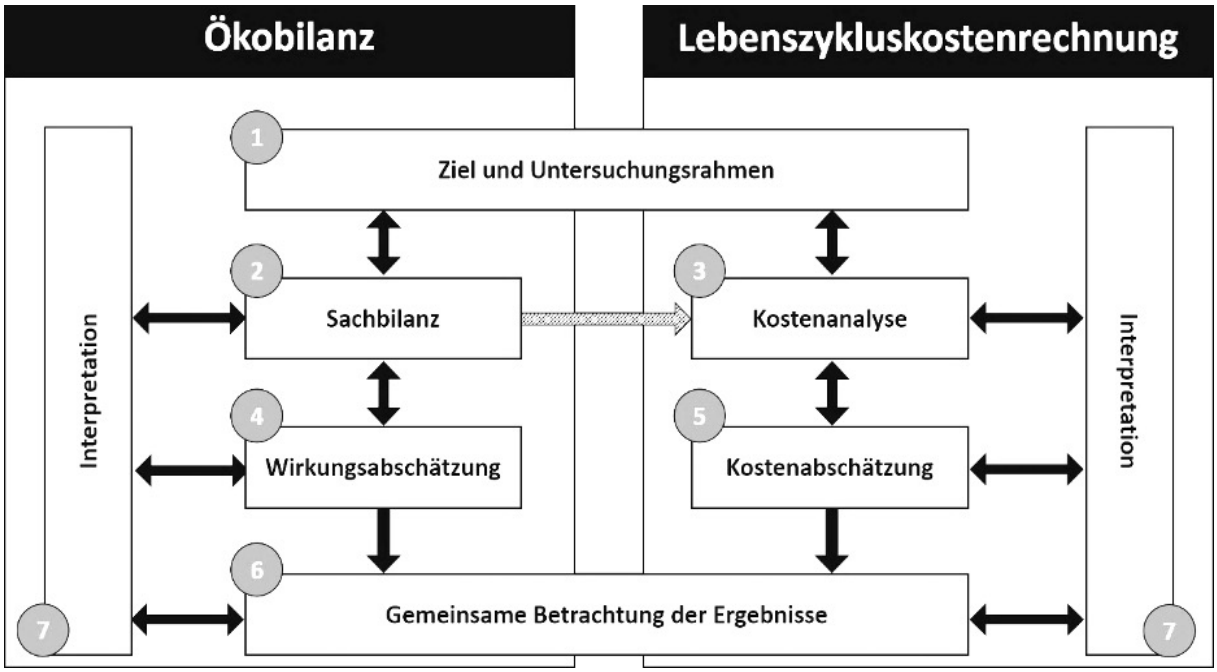


Quelle 11. wie vorherige, ergänzt durch eigene Einschätzung

4.2 Quantitative Berechnung der entstehenden Umweltauswirkungen und Kosten

Basierend auf der qualitativen Vorauswahl der Prozesse kann in den folgenden Schritten modelliert werden. Zur Analyse der ökologischen und ökonomischen Performance der im vorherigen Schritt identifizierten Rückbau- und Aufbereitungsprozesse, werden im zweiten Teil der Methodik eine Ökobilanz (ISO 14040/44:2006) und eine parallele Lebenszykluskostenrechnung (basierend auf Swarr et al. (2011) und ISO 15686-5:2017) durchgeführt. Da durch die Literaturrecherche deutlich geworden ist, dass es verschiedene Ansätze bezüglich der Rahmenbedingungen von Ökobilanzen und Lebenszykluskostenrechnungen gibt, wird im Folgenden eine Handreichung zur Harmonisierung von Ökobilanzen und Lebenszykluskostenrechnungen in der EoL Bewertung von Gebäuden bereitgestellt. Abbildung 39 gibt einen Überblick über notwendige Schritte in der parallelen Durchführung von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung im Gebäudesektor. Dabei zeigt sich, dass bestimmte Kategorien, wie das Ziel und die Ergebnisbetrachtung zusammengefasst werden können, andere pro Berechnung untersucht werden müssen.

Abbildung 43. Gemeinsame Durchführung von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung



Quelle basierend auf ISO 14040:2006; Simões et al., 2012; Swarr et al., 2011 und Luthin et al., 2021).

Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens angelehnt an ISO 14040/44:2006 bildet die Grundlage für Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung. Um tatsächliche Nutzungspotenziale aus dem Rückbau definieren zu können, sollten die Systemgrenzen nicht nur den Rückbau/Abbruch betrachten, sondern auch die Aufbereitung der verschiedenen Baumaterialien enthalten. Das Rückbau- bzw. Abbruchgebäude geht dabei entsprechend des Cut-off Ansatzes (auch Zero-Burden Ansatz) lastenfrei hinsichtlich Umweltauswirkungen und Kosten in die Bewertung ein. Zur tatsächlichen Betrachtung ökologischer Potenziale ist eine Betrachtung eingesparter Umweltauswirkungen durch substituierte primäre Materialien vorzunehmen. Für die funktionelle Einheit wird die Referenz zu 1 m^2 der Gebäudefläche empfohlen, wobei sich die Modellierung des Rückbaus zunächst auf einen Quadratmeter Bauteilfläche bezieht. Daraus ergeben sich Masse- und Volumenströme. Alle Umweltwirkungen werden für das gesamte Gebäude erhoben und anschließend pro Grundfläche ausgewiesen. Für die Lebenszykluskostenrechnung ist weiterhin anzugeben, welche Perspektive (z.B. Abbruch- und Aufbereitungsunternehmen) eingenommen wird. Es ist zu spezifizieren, welche Kosten in die Bewertung einbezogen werden. Diese sollten mindestens Energiekosten, Kosten für Maschineneinsatz, Transportkosten

(zu Deponie und Aufbereitungsanlage), Entsorgungskosten und Kosten für das Personal beinhalten. Darüber hinaus ist es möglich, der Zeit einen monetären Wert zuzuordnen (z. B. längere Baustellenzeiten durch selektiven Rückbau verzögern Beginn Neuprojekt). Umweltauswirkungen sind kein monetärer Wert zuzuordnen, da diese bereits durch die Ökobilanz abgedeckt sind.

Sachbilanz

Wenn möglich, sollte die Datensammlung bezüglich des rückzubauenden Gebäudes auf primären Daten beruhen. Dabei sind auch die Zusammensetzungen und mögliche Schadstoffgehalte der Bauteile zu spezifizieren. Relevante Massenströme für Inputs und Outputs (z.B. Abbruchabfälle nach Art, Energie, Wasser, Co-Produkte) sind darzustellen. Abbruchabfälle zur Entsorgung bzw. zur Aufbereitung sind von der Massenaufstellung des Gebäudes abzuleiten. Da die Ökobilanz im besten Fall in der Rückbauplanung (oder zu Beginn des Bauvorhabens) durchgeführt wird, sind beispielsweise der Energie- und Maschinenaufwand zum Rückbau anhand vergleichbarer Projekte abzuschätzen. Dasselbe gilt für die Aufbereitung der verschiedenen Materialien aus dem Rückbau. Darüber hinaus sind die Anwendungsbereiche und die Qualität der rezyklierten Materialien wichtig für die Berücksichtigung möglicher vermiedener Umweltauswirkungen. Transportstrecken sollten anhand der Gebäudelage plausibel abgeschätzt werden.

Kostenanalyse

Die Kostenanalyse basiert auf der Sachbilanz. Den Inputs und Outputs werden entsprechende Kosten oder Gewinne zugeteilt. Darüber hinaus ist der Personalbedarf als zu erwartender Kostentreiber zu berücksichtigen. Da auch die Lebenszykluskostenrechnung vor dem tatsächlichen Rückbau durchgeführt werden sollte, werden zum Zeitpunkt der Durchführung vermutlich keine Kostendaten vorliegen. Allerdings ist bei Durchführung der Studie durch das Abbruchunternehmen anzunehmen, dass vergleichbare Kostenwerte aus vorherigen Projekten zur Verfügung stehen und genutzt werden können. Dabei ist zu beachten, dass Kosten je nach Ort des Rückbaus variieren können. Die Erhebung projektbezogener Daten hat sich als sinnvoll gezeigt. Aktuelle Angebote können für Unteraufträge eingeholt werden. Weiterhin können auch die Einsatzzeiten für Personal anhand vorheriger Projekte realistisch abgeschätzt werden. Sollten einzelne Kostendaten nicht zur Verfügung stehen, können diese aktuellen Preislisten entnommen werden oder bei öffentlichen Institutionen oder Unternehmen angefragt werden.

Wirkungsabschätzung

Für die Wirkungsabschätzung sind gängige Ökobilanzsoftwares (z.B. openLCA, Umberto, sphera LCA), die mit relevanten Hintergrunddatenbanken (z.B. sphara Database, ecoinvent) verknüpft sind, nutzbar. Die Rückbau- und Aufbereitungsszenarien sind entsprechend der funktionellen Einheit und der gesetzten Systemgrenzen basierend auf der Sachbilanz zu modellieren. Als Auswertungsmethodik hat sich ReCiPe im Fallbeispiel bewährt.

Kostenabschätzung

Die Kostenabschätzung berücksichtigt reale Geldströme für Kosten und Gewinne und basiert auf der Kostenanalyse. Kosten und Gewinne sind je funktionelle Einheit zu berechnen. Sind nur veraltete Kostendaten verfügbar, sollten diese entsprechend des Net Present Values diskontiert werden. Kosten und Gewinne sollten sowohl zusammen als auch getrennt betrachtet werden.

Gemeinsame Ergebnisbetrachtung

Die Ergebnisse der LCA und der LCC werden in diesem Schritt gegenübergestellt. Hierbei werden die im Ziel- und Untersuchungsrahmen definierten Absichten anhand der definierten Indikatoren gegenübergestellt. Mögliche Trade-Offs können im Rahmen dessen kenntlich gemacht werden.

Interpretation

Im Rahmen der Interpretation werden die Handlungsempfehlungen aus den Ergebnissen abgeleitet. Es empfiehlt sich eine Sensitivitätsprüfung vorzunehmen, da sowohl ökologische als auch ökonomische Daten Entwicklungen unterliegen und für jedes Projekt zu prüfen sind. Auf Grundlage der Ergebnisse der Modellierung kann das ökonomisch und ökologisch vorteilhafteste Szenario identifiziert werden.

4.3 Interpretation der Ergebnisse (III)

Das Ergebnis der Modellierung wird in Indikatoren für die Umweltwirkung und für die Kosten dargestellt. Betrachtet wird also der ermittelte Aufwand in Form von anfallenden Kosten und verursachten Umweltwirkungen in Relation zu einer hypothetischen Ersparnis. Diese Verhältnismäßigkeit erlaubt, die Einschätzungen der Umweltwirkungen der Szenarien im Sinne einer Gegenüberstellung von Aufwand zu Nutzen. Die Interpretation der Ergebnisse ist dabei fallspezifisch und abhängig von der Zielstellung des nutzers. Es ist zu erwarten, dass kontextabhängig eine ökologische Vorteilhaftigkeit nicht zwangsweise mit einem wirtschaftlichen Nutzen einhergeht. Die Quantifizierung dieses und anderer zu erwartender Konflikte (zum Beispiel der Maximierung der Materialqualität und den Umweltwirkungen) ermöglicht erst eine Entscheidungsgrundlage herzustellen. Dies ist primäres Ziel des methodischen Ansatzes. Beispielsweise zeigt die Modellierung des Fallbeispiels eine sehr eindeutig zu treffende Priorisierung eines selektiven Abbruchs, die Wahl der Aufbereitungsvariante ist allerdings uneindeutig. Es ist eine Abwägung zwischen der besseren Performance in Kosten und den meisten Wirkungsindikatoren von S3 und den Einsparungen von Treibhausgasemissionen in S2 zu treffen.

Folgende Punkte sind bei einer Abwägung zu berücksichtigen:

- Es sollte nie ein Weg gefördert werden, dessen Summe an ökologischen Auswirkungen (Summe aus Abbruch, Transport und Endbehandlung) die erwartbaren Ersparnisse überschreitet.

- Es werden immer möglichst kleine Werte gesucht. Ist ein Wert ≤0, übersteigen Erlöse oder Ersparnisse den investierten Aufwand.

- Sind alle Werte >0, gibt es kein von sich aus vorteilhaftes Szenario in dieser Kategorie

- Die technische Wiedereinsetzbarkeit wird durch die Zuordnung eines substituierten Produkts eingeschätzt. Die Produktqualität drückt sich also durch die Indikatoren aus. Eine getrennte Ausweisung erfolgt nicht (siehe S. 67).
    - Die Auswirkungen der Materialdimension lassen sich im LOP und SOP ablesen
    - Die ökologischen, emittierenden Faktoren im TAP und GWP

- Die Kosten sind als Einschätzung einer systemischen Wirtschaftlichkeit zu sehen. Da die Modellierung auf Gebäudeebene durchgeführt wird, stellen die Kostenkennwerte keine Einschätzung der real anfallenden Kosten eines Marktakteurs dar, geben aber trotzdem einen Richtungshinweis.

  Zielkonflikte, beispielsweise der Wirtschaftlichkeit und der Emissionsvermeidung, können erkannt und gegeneinander abgewogen werden.

4.4 Vorteile und Limitationen der Methodik

4.4.1 Limitationen

Auch wenn die Szenarien-Auswahl zur Analyse mit Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung den Umfang der Gesamtbewertung verringert, ist das Vorgehen noch immer umfangreich und daten- und zeitintensiv. Es ist Fachwissen nötig, um diese Beurteilung vorzunehmen.

Auch ist die aktuelle Datenlage zwar ausreichend, um annahmebasiert eine Studie zu erstellen, es muss allerdings trotzdem mit vielen Schätzungen und Vereinfachungen gearbeitet werden. Verlässliche Datensätze zu bestimmten Themenpunkten (wie verschiedenen Sortierungsgraden oder Methoden) liegen noch nicht vereinheitlicht vor und müssen geschätzt werden. Auch die Zuordnung der Materialqualitäten und -fraktionen muss nach Einschätzung des Modellierenden erfolgen und erfordern so Zeit und Fachwissen.

Die Materialqualität muss indirekt abgelesen werden. Ist diese das Hauptziel eines Optimierungsprozesses, muss mit qualitativen Zuordnungen für den Materialoutput gearbeitet werden.

4.4.2 Vorteile

Die Methode führt Erkenntnisse zusammen und stellt sie zu einer Synopse zusammen. Diese Art der ganzheitlichen Übersicht hat das Potenzial, die Zusammenhänge für verschiedene Akteure, die am Rückbau und Aufbereitungsprozess beteiligt sind, verständlich zu machen und sie in die Lage zu versetzen, Umweltwirkung und Kosten als Entscheidungsgrundlage mit einzubeziehen.

Vermeintlich objektive Einschätzungen über qualitative Zuschreibungen werden durch eine rechnerische Systematik vermieden.

Die erarbeiteten, methodischen Ansätze basieren auf etablierten und getesteten Methoden, die in ihrem Anwendungsfeld bereits verbreitet und damit leicht zu vermitteln sind. Durch die qualitative Vorauswahl der Abbruch- und Aufbereitungsprozesse kann die enorme Komplexität der untersuchten oder zu planenden Vorgänge reduziert werden.

Die entwickelte Methode bereitet die Bestandteile übersichtlich auf, sodass die Entwicklung eines Tools denkbar ist, in welchem verschiedene Rechenschritte automatisiert werden könnten. Dies würde die Anwendung der Methodik in Zukunft für Planende deutlich vereinfachen und den unter Limitationen benannten Aufwand reduzieren.

Die Methode berücksichtigt projektspezifische Faktoren wie Preisänderungen durch die individuelle Ermittlung von Daten.

4.5 Experten Feedback

Das Projekt wurde in der 3. Sitzung des DGNB Ausschuss für Lebenszyklus und zirkuläres Bauen im März 2024 in einem Vortrag präsentiert. Anwesend waren Mitglieder des Gremiums aus Wissenschaft, Planung und Branchenvertretenden. In diesem Rahmen wurden die Ergebnisse in einer Diskussionsrunde erörtert und durch eine Onlinebefragung evaluiert.

4.5.1 Diskussion des Vortrags

4.5.1.1 Substitutionen

Es wurde angeregt, angenommene Substitutionsraten mit tatsächlicher Nachfrage an Rezyklatprodukten abzugleichen. Es lässt sich argumentieren, dass die Nachfrage an Rezyklaten indirekt durch die Erlöshöhen in der LCC mitgeführt werden. Perspektivisch stellt sich jedoch die Frage, ob es sinnvoll sein könnte, die Themen stärker miteinander zu verknüpfen, um das reale Marktgeschehen besser abzubilden. Auch wurde über die Anwendbarkeit des Modul D in solchen Rechnungen diskutiert. Es gab Konsens, dass die Verrechnung im Fall einer ausschließlichen Betrachtung der Endphasen des Lebenszyklus gerechtfertigt ist, da die vermiedenen Auswirkungen unmittelbar anfallen.

4.5.1.2 Kostendaten

Es wurde über die Datenverfügbarkeit und Anwendbarkeit allgemeiner Kostenindizes gesprochen, um die Durchführbarkeit der Methode zu vereinfachen. Die Einschätzung zum hohen Aufwand in der Erhebung der Kostendaten wird geteilt. Dieser Punkt ist nicht zu vernachlässigen, da die Erhebung von regional- und objektspezifischen Kostendaten aufwendig und mit hohen Unsicherheiten verbunden ist. Das Projektteam sieht diesen Schritt vorerst allerdings noch als notwendig an, da vor allem Entsorgungs- und Lohnkosten regional und zeitabhängig stark schwanken. Sie sind nach den Ergebnissen der Modellierung Haupttreiber der Prozesskosten eines Abbruch- und Verwertungsweges. Es wurde diskutiert, dass die Kostentreiber mit einer wachsenden Anzahl an Fallbeispielen repräsentativer und dadurch leichter vorhersehbar werden können.

4.5.1.2 Anwendungsbereich

Die Integration der Methode in konkrete Maßnahmen wie das Pre-Demolition Audit wurde angeregt. Die Struktur der NuMaRü-Methode passt grundsätzlich gut zum zweistufigen Ablauf, wie er in der DIN SPEC 91484 beschrieben ist. Die Integration der Ermittlung der Rahmenbedingungen (I) könnte Bestandteil einer Erstaufnahme sein, die rechnerische Stufe (II) Teil einer Detailaufnahme.

4.5.1.3 Kommunizierbarkeit der Ergebnisse

Es wurde positiv hervorgehoben, dass die angestrebte Darstellung der Ergebnisse über Verhältnismäßigkeiten gut zur Kommunikation mit externen Stellen wie Bauherrenschaften geeignet sein könnte. Die Entwicklung einer besser greifbaren, grafischen Auswertung könnte damit auch ein Teil einer Weiterentwicklung der Methode sein.

4.5.1.4 Auswertung der Umfrage

Abgefragt wurden die Übereinstimmung der Experten mit Statements auf einer Skala von 1 (Ich stimme NICHT zu) bis 5 (Ich stimme zu) sowie eine Multiple Choice Frage zur Relevanz für Nutzergruppen. Es muss betont werden, dass die Befragung nur einen ersten Eindruck wiedergeben kann.
Folgende Punkte wurden abgefragt:

4.5.1.5 Verständlichkeit der Methode

Die NuMaRü Methode ist in wesentlichen Teilen verständlich aufgebaut.

Von 15 Teilnehmern schätzten sieben die Verständlichkeit der Methode auf eine 4/5. Der Durchschnitt der Abstimmung entspricht ebenfalls diesem Wert. Lediglich eine Person bewertete die Methode als unverständlich.

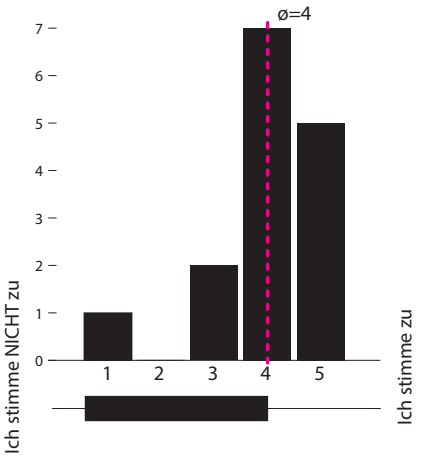


Abbildung 44. Befragung Verständlichkeit

4.5.1.6 Bewertungsziel der Methode

Die NuMaRü Methode hat das Potenzial, Werte aus genutzter Gebäudesubstanz zu identifizieren.

Das Potenzial der Methode wurde überwiegend sehr positiv bewertet, mit einer Mehrheit von 5/12, die die Maximalpunktzahl vergeben haben.

Die NuMaRü Methode unterstützt sinnvoll die ökonomische und ökologische Bewertung im Bestand auf Material und Objektebene.

Das Potenzial der Methode wurde überwiegend sehr positiv bewertet, mit einer Mehrheit von 5/12, die die Maximalpunktzahl vergeben haben.

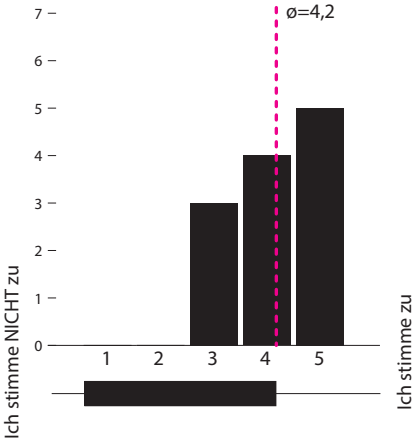


Abbildung 45. Befragung Werte Gebäudesubstanz

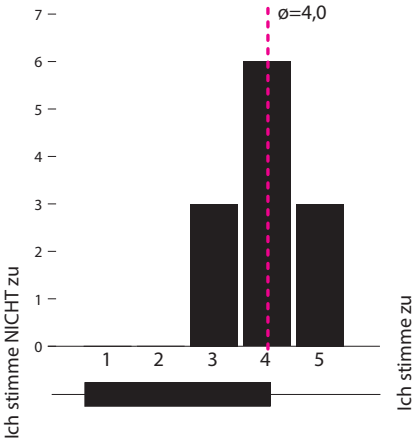


Abbildung 46. Befragung Ökonomische und Ökologische Bewertung

4.5.1.7 Eingabeaufwand der Methode

Der Eingabeaufwand der Methode ist angebracht.

Der Eingabeaufwand der Methode wurde kritischer gesehen als die vorgenannten Punkte. Die durchschnittliche Bewertung lag bei 3,1 Punkten.

Der Entscheidungsbaum reduziert den Eingabeaufwand.

Das Potenzial, den Aufwand durch eine vorgeschaltete Abfrage qualitativer Rahmenbedingungen zu beschränken, wurde mit 3,8/5 Punkten bewertet.

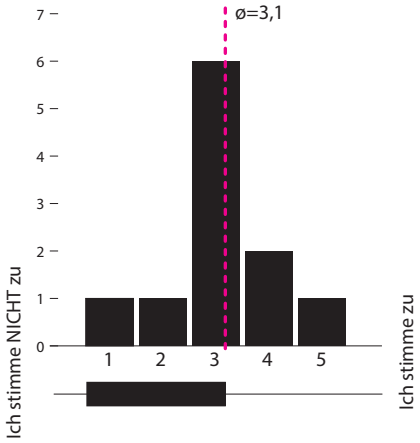


Abbildung 47. Befragung Eingabeaufwand

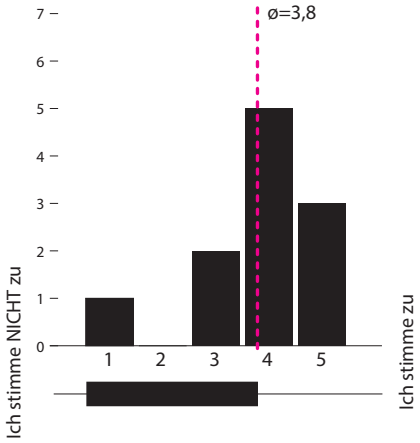


Abbildung 48. Befragung Entscheidungsbaum

4.1.5.8 Interpretation der Methodenergebnisse

Die Interpretation lässt unterschiedliche Bewertungsziele (Vergleich und Erreichen absoluter Werte) zu.

Die Interpretierbarkeit der Ergebnisse wurde als sehr positiv eingeschätzt. Keiner der befragten Experten vergab eine Punktzahl unter 3.

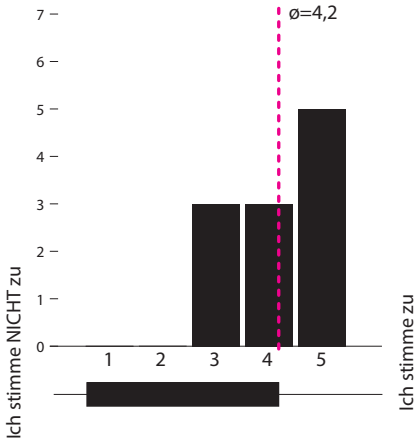


Abbildung 49. Befragung Methodenergebnisse

4.1.5.9 Eignung für verschiedene Stakeholder

Für welche Stakeholdergruppen halten Sie die methodischen Ansätze für relevant?

Die Umfrageteilnehmenden sehen das größte Potenzial zur Anwendung der Methode in der Forschung, sowie bei branchenspezifischen Fachleuten.

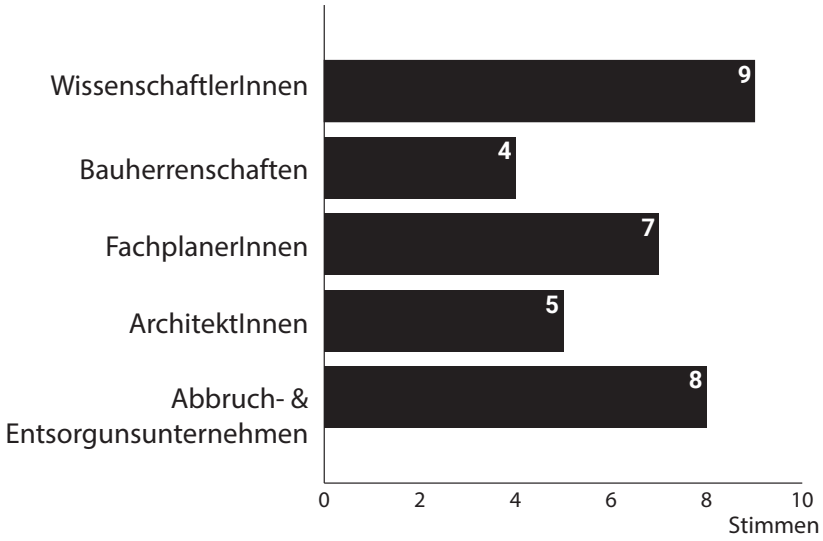


Abbildung 50. Befragung Stakeholder

5 Fazit

Das Ziel dieser Studie war es, eine Methodik für die Abschätzung des ökologischen und ökonomischen Potenzials von Gebäuden am Ende ihrer Lebensdauer aufzuzeigen. Darin sollten vor allem die relevanten Parameter und erforderlichen Informationen und Daten für die Bewertung ermittelt werden. Die Methodik wurde anhand einer Literaturauswertung und einer Fallstudie entwickelt, die verschiedene Abbruch- und Aufbereitungsvarianten umfasst, die mithilfe von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung modelliert werden. Die Fallstudie umfasst den Rückbau, unterschiedliche Wege der Aufbereitung der mineralischen Fraktion sowie die Berücksichtigung der Endprodukte und deren Anwendungsbereiche.

Der „Wert" eines Produkts lässt sich im Rahmen der Ergebnisse als Verhältnis zwischen den entstehenden und vermiedenen Emissionen bzw. den anfallenden Kosten und seinem Restwert im Sinne von Abgabeerlösen/kosten verstehen. Dieses Delta stellt den Restwert des Materials/Bauteils in Bezug auf die betrachtete Kategorie dar. Je kleiner dieser Wert ist, desto größer ist das Potenzial des Materials in Bezug auf einen Primärbaustoff.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Art des Rückbaus für die Aufbereitungsresultate eine ausschlaggebende Rolle spielt, da sie einen großen Einfluss auf die nachfolgenden Materialströme und deren Qualitäten hat. Auch wenn der Unterschied zwischen dem hochselektiven und dem teilselektiven Rückbauprozess sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht gering ist, ist der Unterschied signifikant, wenn man die Verwertungsmöglichkeiten der daraus resultierenden Materialströme und ihre EoL-Handhabungs- bzw. Recyclingoptionen berücksichtigt. Diese für die Fallstudie spezifische Situation ist zwar als objekt- und modellabhängige Extremsituation anzusehen und müsste an weiteren Gebäuden validiert werden, deckt sich aber mit den Erkenntnissen aus anderen Veröffentlichungen und ist deshalb als glaubhaft anzusehen. Zumindest im Zusammenhang mit der vorliegenden Fallstudie verbessert ein selektiver Rückbau sowohl die ökologischen Indikatoren als auch die Wirtschaftlichkeit der Verwertungswege. Es kann also davon ausgegangen werden, dass in zumindest fallabhängig ökologisch wünschenswerte Szenarien bereits von sich aus wirtschaftlich sind.

Für die Ableitung einer allgemeingültigen Methode zeigt sich, dass nicht alle im Fallbeispiel ausgewerteten Informationen gleichermaßen genutzt werden müssen, um eine zielgerichtete und aussagekräftige Aussage treffen zu können. Die wesentlichen Informationen, die für eine ökologische und ökonomische Potenzialanalyse von Gebäuden am Ende ihres Lebens entscheidend sind, sind detaillierte Informationen zu selektiven Abbruchmöglichkeiten, dem Output aus dem Abbruch, Transportentfernungen und Substitutionskoeffizienten bzw. erreichbare Qualitäten aufbereiteter Materialien.
Detaillierte Informationen über die Transportentfernungen sind unerlässlich, um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Außerdem ist ein Überblick über die Endprodukte, ihre Anwendungsbereiche, Funktionen und möglichen Substitutionseffekte von Bedeutung. Bei recycelten Materialien ist es ein weit verbreiteter Ansatz, Substitutionskoeffizienten in der Ökobilanz zu verwenden, um das Umweltpotenzial zu berücksichtigen, das durch recycelte Materialien eingespart werden kann. Die Berücksichtigung vermiedener Auswirkungen in Ökobilanzen ist jedoch auch ein ständiger Diskussionspunkt innerhalb der Ökobilanzforschung, da es keine konkreten Vorgaben zu diesem Thema gibt.

In Anbetracht der möglichen Auswirkungen auf die Ergebnisse der Ökobilanz und der Wichtigkeit, das Umweltpotenzial des Recyclings zu berücksichtigen, sind detaillierte Informationen über rezyklierte Materialien erforderlich, um einen realistischen Substitutionseffekt zu ermitteln. Daher spielen die Funktion des recycelten Materials, der Anwendungsbereich, die Materialqualität, die Marktsituation und die rechtlichen Rahmenbedingungen eine Rolle bei der Quantifizierung der Substitution. Diese Studie zeigt daher, dass die Substitution ein wesentlicher Faktor ist und dass detaillierte Informationen über die Rezyklate unter Berücksichtigung ihrer Funktion, der technischen Eigenschaften, des Substitutionspotenzials, der Marktsituation und der rechtlichen Rahmenbedingungen eine Rolle bei der Quantifizierung der Substitutionskoeffizienten spielen.

Haupteinflussfaktoren auf das ökonomische und ökologische Potenzial sind demzufolge:

- **Selektive Rückbaumöglichkeit –** Die Möglichkeiten für verschiedene Rückbautechniken, Szenarien und damit Qualitäten hängen von implizierten Eigenschaften des Objekts und des Ortes ab. Diese sind qualitativer Art, da sie ausschließenden Charakter haben und sich vornehmlich auf Platzverhältnisse und konstruktionsimmanente Eigenschaften beziehen.

- **Materialqualität nach Rückbau –** Der entscheidende Zusammenhang zwischen Objekt und Materialqualität nach Aufbereitung ist die Qualität der Fraktionen nach dem Rückbau. Die Wirkungen des Abbruchs sind verhältnismäßig klein im Vergleich mit Aufbereitungs- und Verwertungswegen und werden durch diese mehr als kompensiert. Eine überschlägige Beurteilung der Abbruchwirkungen könnte ausreichend sein und birgt ein enormes Potenzial zur Reduktion des Modellierungsaufwandes.

- **Transportentfernungen** – sowohl von der Abbruchstelle zur Recyclinganlage als auch der Transport der recycelten Produkte oder Abfälle zur Verbrennungsanlage oder Deponie sind einer der Einflussfaktoren auf das ökologische wie auch ökonomische Potenzial. Die Ergebnisse legen nahe, dass der Einfluss des Ortes des Wiedereinsatzes von mineralischem Material höher ist als der Einfluss der Art des Wiedereinsatzes.

- **Örtlichkeit der Aufbereitung –** Die Qualitätsunterschiede nach Aufbereitung für die betrachteten Bauschuttfraktionen sind klein und wirken sich verhältnismäßig wenig auf die Gesamtergebnisse aus. Durch den hohen Anteil der Transporte als größtem, dynamischen Faktor spielen die Unterschiede zwischen mobiler oder stationärer Aufbereitung eine höhere Rolle als die Materialqualität nach der Aufbereitung.

- **Substitutionsfaktoren** bzw. Anwendungsbereiche der Endprodukte – Die zu erreichende Qualität der aufbereiteten Materialien bzw. Recyclingprodukte ist ausschlaggebend dafür, welche (vornehmliche primäre) Materialien ersetzt werden können. Die Zuordnung und Vergabe von Substitutionskoeffizienten und Materialien bedarf weiterer Forschung.

Die grundlegenden Ergebnisse zum Rechenweg und methodischen Ansatz, sowie die erarbeiteten Parameter werden als übertragbar auf andere Projekte und Fälle angesehen. Um die Parameter in ihrer Einflussgröße abschließend zu validieren, müssten die methodischen Ergebnisse jedoch an weiteren Modellstudien angewendet werden. Auch ließe sich erst auf diesem Weg eine Vereinfachung der Methode im Sinne des Modellierungsaufwands abschließend prüfen. Die Ergebnisse legen nahe, dass eine überschlägige Ermittlung des Abbruchs zur Beurteilung eines Weges ausreichend ist, die Materialqualität aber mindestens in ihrer Fraktionszuordnung gem. AVV vorliegen muss. Die Übertragbarkeit auf andere Baustoffe (wie Holz) bleibt allerdings unklar und müsste vergleichend erarbeitet werden. Es kann vermutet werden, dass die zugrundeliegenden Mechaniken ähnlich sind, aber in ihrem jeweiligen Einfluss variieren.

Mit dieser Studie wird eine Grundlage geschaffen, die zeigt, wie das ökologische und ökonomische Potenzial von Gebäuden am Ende ihres Lebenszyklus bewertet werden kann. Der methodische Ansatz richtet sich in erster Linie an die Beurteilung von Bestandsgebäuden, die erarbeiteten Grundsätze und Parameter können allerdings perspektivisch auf den Neubau übertragen werden. Die Ergebnisse legen nahe, dass bei einer Neubauplanung ortsspezifische Parameter sowie die Auswahl der Materialien ein ausschlaggebendes Kriterium für eine eventuelle Verwertung sind. Nicht abgebildet werden Faktoren, die einer Prognose bedürfen. Zwar ist es theoretisch möglich, über die beschriebenen bilanziellen Ansätze auch zukünftige Entwicklungen iterativ mitzudenken, die bereits bestehenden Datenunsicherheiten werden dadurch allerdings verstärkt und technische Neuerungen bedürfen Annahmen, die sich meist im Bereich des Spekulativen bewegen. In diesem Zusammenhang wurde auf Prognosesetzungen verzichtet, da diese immer eine verzerrende Wirkung gemäß

den getroffenen Annahmen hervorrufen müssen.

Die erarbeiteten Parameter können also im Sinne eines vermuteten Handlungshinweises gedeutet werden. Die Auswahl der Materialien beeinflusst die Möglichkeiten des Rückbaus und der Aufbereitung bereits in der Planung und die örtliche Lage, die Möglichkeiten einen Rückbau überhaupt wirtschaftlich ausführen zu können, diese Faktoren können mitgedacht werden. Die Ergebnisse können aber in der aktuellen Form nur zur Darstellung aktueller Situationen dienen.

Um bilanzielle Ansätze glaubhaft im Bauwesen etablieren zu können, muss vor allem die Substitution besser erforscht und normativ gefasst werden. Dies ist ein Schlüsselbaustein zur Quantifizierung der Wiedereinsetzbarkeit von Materialien und ausschlaggebend für die Effizienz des betrachteten Weges.

Mit der NuMaRü Methode kann der Bestand hinsichtlich der in der Gebäudesubstanz gebundenen Werte hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Aspekte bewertet werden. Sie trägt zur Übersichtlichkeit dieses komplexen Themenfeldes bei und soll perspektivisch dafür genutzt werden, weitere Gebäude verschiedener Bauarten zu bewerten. Wenn das gelingt, wächst die Transparenz und es entsteht eine dichtere Datensituation in einem Bereich, der von projektspezifischen Lösungen geprägt ist. Mit einer wachsenden Datendichte können die Modellierung vereinfacht, damit schneller Entscheidungen getroffen und perspektivisch primäre Rohstoffe und andere Umweltwirkungen eingespart werden. Dieser Effekt kann auf die Zirkularitätsbewertung einwirken, wie sie im Gebäuderessourcenpass oder verschiedenen Nachhaltigkeitszertifikaten abgefragt wird. Die Anwendung in der Neubauplanung würde solche Produkte und ihren konstruktiven Einsatz unterstützen, deren Nachnutzung nicht nur theoretisch, sondern erprobt ist. Während Produkte aktuell vor allem strategisch (im Besonderen durch leichte Trennbarkeit) in der urbanen Mine gelagert werden, könnte der Einsatz mit tatsächlich praktizierter Zirkularität argumentiert werden.

Kurzbiographien

Prof. Dr.-Ing. Linda Hildebrand

Prof. Dr.-Ing. Linda Hildebrand ist Juniorprofessorin an der Architekturfakultät der RWTH Aachen, wo sie seit 2014 das Institut für Rezykliergerechtes Bauen leitet. Sie ist Architektin mit Schwerpunkt ökologisches Bauen und Mitgründerin von Concular, einer Plattform zur Unterstützung von Wiederverwendung im Bauwesen. Linda Hildebrand war Gastprofessorin an der University of Mitrovica, Kosovo (2013) und an der Bauhaus Universität Weimar (2016) im Rahmen einer Summerschool und an der University of California Los Angeles (2017).

Lion Gerlich, M.Sc.

Lion Gerlich hat Architektur an der RWTH Aachen studiert und an verschiedenen Bauvorhaben, mit Fokus auf Holzbauten, bei verschiedenen Architekturbüros in Frankfurt, Aachen und Hamburg mitgewirkt. Seit 2022 ist er wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Juniorprofessur rezykliergerechtes Bauen.

Prof. Dr.-Ing. Kathrin Greiff

Prof. Dr.-Ing. Kathrin Greiff ist Professorin an der RWTH Aachen und leitet seit 2020 den Lehrstuhl für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS). Außerdem ist sie die Rektoratsbeauftragte für Nachhaltigkeit der RWTH Aachen seit 2021. Prof. Greiffs Wirken reicht über die Grenzen der RWTH Aachen hinaus. Sie ist Leiterin der internationalen Konferenz "Sensor-Based Sorting & Control". Außerdem ist sie am Forschungsschwerpunkt "Energie, Umwelt & Nachhaltigkeit" an der Fern-Uni Hagen beteiligt. Durch ihre Mitarbeit in der Internationalen Gesellschaft für Industrial Ecology und im DIN-Normenausschuss NA 172-00-14-01 AK "Kreislaufwirtschaft" engagiert sie sich für Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz.

Berfin Bayram, M.Sc.

Berfin Bayram arbeitet seit Februar 2021 als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe (ANTS). Sie hat einen Hintergrund in Umweltingenieurwesen (B.Sc. und M.sc.) und in ihrem Masterstudium vertieft sie das Thema des Water-Food-Energy-Nexus mit einem ganzheitlichen Ansatz. Ihr derzeitiger Forschungsschwerpunkt liegt im Bausektor, wo sie sich eingehend mit der Methodik der Ökobilanzierung und deren Umsetzung im Kontext der Kreislaufwirtschaft beschäftigt.

Prof. Dr.-Ing. Marzia Traverso

Prof. Dr.-Ing. Marzia Traverso ist seit 1. Juni 2017 Professorin und Leiterin des Instituts für Nachhaltigkeit im Bauwesen der RWTH Aachen. Sie promovierte in umwelttechnischer Physik an der Universität von Palermo und ist Umweltingenieurin im Bereich der Ökobilanz und Nachhaltigkeitsleistung des Bau- und Verkehrssektors sowie der strategischen Umweltbewertung von städtischen Verkehrssystemen.

Im Jahr 2020 wurde sie zur Expertin und Mitglied von folgenden Gremien ernannt:

1. Technischer Beirat für den ökologischen Fußabdruck (Fachgruppe E03710), PEF EU.
2. Berichterstatterin der technischen Arbeitsgruppe der Plattform der Europäischen Kommission für nachhaltige Finanzen.
3. Einberuferin und Projektleiterin der ISO 14075 für Social Life Cycle Assessment (S-LCA).

Seit 2023 ist sie darüber hinaus Rector's Delegate for African Cooperation und Mitglied des Forschungs- & Technologie-Beirats der TU Graz.

Anna Luthin, M.Sc.

Anna Luthin arbeitet seit Juli 2020 als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen (INaB) und ist Joint-PhD Kandidatin an der RWTH Aachen University und der University of Melbourne (Australien). Sie hat Georessourcenmanagement an der RWTH Aachen studiert (B.Sc., M.Sc.). Im Master hat sie sich im Bereich Umweltmanagement vertieft und sich in ihrem Auslandsemester an der Università degli Studi di Padova in Italien unter anderem mit Auswirkungen des Klimawandels beschäftigt. Weiterhin hat sie durch ein Praktikum bei der Daimler AG erste Erfahrungen im Bereich Energiemanagement gesammelt. In ihrer Masterarbeit beschäftigte sie sich mit der Identifizierung von Trade-offs zwischen ökologischer und ökonomischer Performance durch Kombination von Life Cycle Assessment (LCA) und Life Cycle Costing (LCC). In ihrer aktuellen Forschung beschäftigt sie sich mit LCA, LCC und Social Life Cycle Assessment (S-LCA) im Rahmen der Kreislaufwirtschaft (CE) und ist aktives Mitglied im Center for Circular Economy (CCE) der RWTH Aachen.

Mitwirkende

Autorinnen und Autoren

Linda Hildebrand (RB)
Lion Gerlich (RB)
Kathrin Greiff (ANTS)
Berfin Bayram (ANTS)
Marzia Traverso (INaB)
Anna Luthin (INaB)

Projektpartner und weitere Fördermittelgeber

Fa. FEESS

Literaturverzeichnis

Apollo, M., Siemaszko, A., & Miszewska-Urbańska, E. (2018). The selected roof covering technologies in the aspect of their life cycle costs. Open Engineering, 8(1), 478–483. https://doi.org/10.1515/eng-2018-0053

Antunes, A., Martins, R., Silvestre, J. D., do Carmo, R., Costa, H., Júlio, E., & Pedroso, P. (2021). Environmental Impacts and Benefits of the End-of-Life of Building Materials: Database to Support Decision Making and Contribute to Circularity. Sustainability, 13(22), 12659. https://doi.org/10.3390/su132212659

Attri, G. K., Gupta, R. C., & Shrivastava, S. (2022). Comparative Environmental Impacts of Recycled Concrete Aggregate and Manufactured Sand Production. Process Integration and Optimization for Sustainability, 6(3), 737–749. https://doi.org/10.1007/s41660-022-00244-4

Bahramian, M., & Yetilmezsoy, K. (2020). Life cycle assessment of the building industry: An overview of two decades of research (1995–2018). In Energy and Buildings (Vol. 219). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.109917

Baron, M. (n.d.). Rückbau, Teilentkernung oder Abbruch - Ein Kostenvergleich am Beispiel eines Bauvorhabens in Berlin/Pankow. In G. Jancke (Ed.), Kostensparen durch abfallarmes Bauen - Informationen zur Abfallvermeidung. Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH.

Bayram, B., Greiff, K. (2023). Life cycle assessment on construction and demolition waste recycling: a systematic review analyzing three important quality aspects. In Int J Life Cycle Assess 28 (8), pp. 967–989. DOI: 10.1007/s11367-023-02145-1.

Calado, E. A., Leite, M., & Silva, A. (2019). Integrating life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC) in the early phases of aircraft structural design: an elevator case study. The International Journal of Life Cycle Assessment, 24, 2091–2110. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01632-8

Charlotte, L., Eberhardt, M., & Birgisdottir, H. (2022). Building the future using the existing building stock: the environmental potential of reuse. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 1078(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/1078/1/012020

Clement, D., Hammer, K., & Brunner, P. (2010). Konzept zur nachhaltigen Nutzung von Baurestmassen basierend auf der thematischen Strategie für Abfallvermeidung und Abfallrecycling der EU.

Corona, B., Shen, L., Reike, D., Rosales Carreón, J., & Worrell, E. (2019). Towards sustainable development through the circular economy—A review and critical assessment on current circularity metrics. Resources, Conservation and Recycling, 151, 104498. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104498

Cuéllar-Franca, R. M., & Azapagic, A. (2014). Life cycle cost analysis of the UK housing stock. International Journal of Life Cycle Assessment, 19(1), 174–193. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0610-4

Dahlbo, H., Bachér, J., Lähtinen, K., Jouttijärvi, T., Suoheimo, P., Mattila, T., Sironen, S., Myllymaa, T., & Saramäki, K. (2015). Construction and demolition waste management - A holistic evaluation of environmental performance. Journal of Cleaner Production, 107, 333–341. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.073

Deilmann, C., Reichenbach, J., Krauß, N., & Gruhler, K. (2017). Materialströme im Hochbau (Bd. 06). Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR).

Deutsche Gesellschaft für Nachhaltiges Bauen – DGNB e.V. (Hrsg.). (2020). DGNB System—Kriterienkatalog

Gebäude Rückbau.

Di Maria, A., Eyckmans, J., & Van Acker, K. (2018). Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. Waste Management, 75, 3–21. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.028

DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (2022) Abbrucharbeiten – Begriffe, Verfahren, Anwendungsbereiche (DIN 18007:2022-09)

DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (2011). Nachhaltigkeit von Bauwerken – Bewertung der umweltbezogenen Qualität von Gebäuden – Berechnungsmethode; Deutsche Fassung EN 15978:2011. www.din.de

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2006a). Umweltmanagement -- Ökobilanz -- Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018: Vol. 13.020.10 (Issue ISO 14044:2006).

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2006b). Umweltmanagement -- Ökobilanz -- Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14040:2006: Vol. ICS 13.020 (Issue ISO 14040:2006).

Dümmen, K. (2019a). B-4-4 Bausubstanz Schadstoffe Gutachten [Schadstoffgutachten]. Smoltczyk & Partner GmbH. unveröffentlicht, bereitgestellt durch Fa. FEESS

Dümmen, K. (2019b). B-4-4-1 Bausubstanz Schadstoffe Zusatzbericht [Schadstoffgutachten]. Smoltczyk & Partner GmbH. unveröffentlicht, bereitgestellt durch Fa. FEESS

Eberhardt, L. C. M., Birkved, M., & Birgisdottir, H. (2022). Building design and construction strategies for a circular economy. Architectural Engineering and Design Management, 18(2), 93–113. https://doi.org/10.1080/17452007.2020.1781588

Ebert, S., Ott, S., Krause, K., Hafner, A., & Krechel, M. (2020). Modell der Recyclingfähigkeit auf Bauteilebene. Bautechnik, 97(S1), 14–25. https://doi.org/10.1002/bate.201900109

Ferreira, J., Duarte Pinheiro, M., & De Brito, J. (2015). Economic and environmental savings of structural buildings refurbishment with demolition and reconstruction - A Portuguese benchmarking. Journal of Building Engineering, 3, 114–126. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2015.07.001

Fleur, L. La, Rohdin, P., & Moshfegh, B. (2019). Energy renovation versus demolition and construction of a new building—a comparative analysis of a Swedish multi-family building. Energies, 12(11). https://doi.org/10.3390/en12112218

Fregonara, E., Giordano, R., Ferrando, D. G., & Pattono, S. (2017). Economic-environmental indicators to support investment decisions: A focus on the buildings' end-of-life stage. Buildings, 7(3). https://doi.org/10.3390/buildings7030065

Gaspar, L.; Brencze, Z. (2020). Increasing life expectancy of road pavements. In JCE 72 (6), pp. 515–522. DOI: 10.14256/JCE.2644.2019.

Gervásio, H.; Dimova, S. (2018). Model for life cycle assessment (LCA) of buildings. EFIResources: resource efficient construction towards sustainable design. Europäische Gemeinschaften. Luxembourg (JRC technical

reports, JRC110082). Available online at https://op.europa.eu/s/nBU1.

Graubner, C.-A., & Ritter, F. (2010). Analyse der Trennbarkeit von Materialschichten hybrider Innenbauteile bei Instandsetzungs- und Modernisierungsmaßnahmen—Erstellung einer praxisnahen Datenbank für die Nachhaltigskeitsbeurteilung. Fraunhofer IRB-Verl.

Hackenhaar, I. C., Waskow, R. P., Tubino, R., & Passuello, A. (2019). Life Cycle Assessment applied to construction and demolition waste treatment: Proposal of a Brazilian scenario. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 323(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012054

Haider, H., Almarshod, S. Y., Alsaleem, S. S., Ali, A. A. M. M., Alinizzi, M., Alresheedi, M. T., & Shafiquzzaman, M. (2022). Life Cycle Assessment of Construction and Demolition Waste Management in Riyadh, Saudi Arabia. International Journal of Environmental Research and Public Health, 19(12). https://doi.org/10.3390/ijerph19127382

Hildebrand, L., Tran, K., Flamme, S., Struck, F., Weber, O., Dosch, K., Kretschmer, C., Lichtinghagen-Wirths, M., & Hilgers, Y. (2023). Circularity Score—Entwicklung einer Ex-ante-Methode zu Bewertung von Kreislaufschließung.

Hildebrand, L., Schwan, P., Vollpracht, A., Brell-Cokcan, S., Zabek, M. (2018).Methodology to Evaluate the Building Construction Regarding the Suitability for Further Application.). https://doi.org/10.15292/IU-CG.2017.05.020-032

Hillebrandt, A., Riegler-Floors, P., & Rosen, A. (2018). Atlas recycling: Gebäude als Materialressource. Edition Detail.

Hoogmartens, R., van Passel, S., van Acker, K., & Dubois, M. (2014). Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. Environmental Impact Assessment Review, 48, 27–33. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.05.001

Hou, Y., Qian, X., Zhang, R., Gu, F., & Feng, P. (2022). Study on an Integrated LCA-LCC Model for Assessment of Highway Engineering Technical Schemes. Buildings, 12(7). https://doi.org/10.3390/buildings12071050

Hu, M., Kleijn, R., Bozhilova-Kisheva, K. P., & Di Maio, F. (2013). An approach to LCSA: The case of concrete recycling. International Journal of Life Cycle Assessment, 18(9), 1793–1803. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0599-8

Illankoon, I. M. C. S., Tam, V. W. Y., Le, K. N., & Wang, J. Y. (2018). Life cycle costing for obtaining concrete credits in green star rating system in Australia. Journal of Cleaner Production, 172, 4212–4219. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.202

ISO. (2017). Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 5: Life-cycle costing (ISO 15686-5). www.iso.org

Ivanica, R., Risse, M., Weber-Blaschke, G., & Richter, K. (2022). Development of a life cycle inventory database and life cycle impact assessment of the building demolition stage: A case study in Germany. Journal of Cleaner Production, 338, 130631. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130631

Kashani, A., Ngo, T. D., Mendis, P., Black, J. R., & Hajimohammadi, A. (2017). A sustainable application of recycled tyre crumbs as insulator in lightweight cellular concrete. Journal of Cleaner Production, 149, 925–

935. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.154

Kerdlap, P., Low, J. S. C., Tan, D. Z. L., Yeo, Z., & Ramakrishna, S. (2022). UM3-LCE3-ISN: a methodology for multi-level life cycle environmental and economic evaluation of industrial symbiosis networks. International Journal of Life Cycle Assessment. https://doi.org/10.1007/s11367-022-02024-1

Kim, K. H., & Jeon, J. Y. (2020). Evaluation of construction cost, time, and sustainable attributes of drywalls supported by resilient channels. Sustainability (Switzerland), 12(19). https://doi.org/10.3390/su12198102

Kim, S. H., Choi, M. S., Mha, H. S., & Joung, J. Y. (2013). Environmental impact assessment and eco-friendly decision-making in civil structures. Journal of Environmental Management, 126, 105–112. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.045

Kröhnert, H., Itten, R., & Stucki, M. (2022). Comparing flexible and conventional monolithic building design: Life cycle environmental impact and potential for material circulation. Building and Environment, 222. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109409

Kühlen, A., Schultmann, F., Reinhardt, M., Haghsheno, S., Mettke, A., & Schmidt, S. (2016). ISA: Immissionsschutz beim Abbruch—Minimierung von Umweltbelastungen (Lärm, Staub, Erschütterungen) beim Abbruch von Hoch-/Tiefbauten und Schaffung hochwertiger Recyclingmöglichkeiten für Materialien aus Gebäudeabbruch (Phase 3).

Kühlen, A., Stengel, J., Volk, R., Schultmann, F., Reinhardt, M., Schlick, H., Haghsheno, S., Mettke, A., Asmus, S., Schmidt, S., & Harzheim, J. (2018). ISA: Immissionsschutz beim Abbruch—Minimierung von Umweltbelastungen (Lärm, Staub, Erschütterungen) beim Abbruch von Hoch-/Tiefbauten und Schaffung hochwertiger Recyclingmöglichkeiten für Materialien aus Gebäudeabbruch (Bd. 16). KiT Scientific Publishing.

Lee, J., Lee, T., Jeong, J., & Jeong, J. (2021). Sustainability and performance assessment of binary blended low-carbon concrete using supplementary cementitious materials. Journal of Cleaner Production, 280. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124373

Lei, H., Li, L., Yang, W., Bian, Y., & Li, C. Q. (2021). An analytical review on application of life cycle assessment in circular economy for built environment. In Journal of Building Engineering (Vol. 44). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2021.103374

Liikanen, M., Grönman, K., Deviatkin, I., Havukainen, J., Hyvärinen, M., Kärki, T., Varis, J., Soukka, R., & Horttanainen, M. (2019). Construction and demolition waste as a raw material for wood polymer composites – Assessment of environmental impacts. Journal of Cleaner Production, 225, 716–727. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.348

Liu, J., Huang, Z., & Wang, X. (2020). Economic and environmental assessment of carbon emissions from demolition waste based on LCA and LCC. Sustainability (Switzerland), 12(16). https://doi.org/10.3390/su12166683

López Ruiz, L. A., Roca Ramón, X., & Gassó Domingo, S. (2020). The circular economy in the construction and demolition waste sector – A review and an integrative model approach. In Journal of Cleaner Production (Vol. 248). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119238

Luthin, A., Backes, J. G., & Traverso, M. (2021). A framework to identify environmental-economic trade-offs by combining life cycle assessment and life cycle costing – A case study of aluminium production. Journal of Cleaner Production, 321(December 2020), 128902. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128902

Ma, W., Hao, J. L., Zhang, C., Guo, F., & Di Sarno, L. (2022). System Dynamics-Life Cycle Assessment Causal Loop

Model for Evaluating the Carbon Emissions of Building Refurbishment Construction and Demolition Waste. Waste and Biomass Valorization, 13(9), 4099–4113. https://doi.org/10.1007/s12649-022-01796-9

Mah, C. M., Fujiwara, T., & Ho, C. S. (2018). Life cycle assessment and life cycle costing toward eco-efficiency concrete waste management in Malaysia. Journal of Cleaner Production, 172, 3415–3427. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.200

Malmqvist, T., Nehasilova, M., Moncaster, A., Birgisdottir, H., Nygaard Rasmussen, F., Houlihan Wiberg, A., & Potting, J. (2018). Design and construction strategies for reducing embodied impacts from buildings – Case study analysis. Energy and Buildings, 166, 35–47. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.01.033

Meetz, M., Mettke, A., Liesemeier, B., & Verheyen, F. (2015). Brandenburger Leitfaden für den Rückbau von Gebäuden.

Meglin, R., Kytzia, S., & Habert, G. (2022). Regional circular economy of building materials: Environmental and economic assessment combining Material Flow Analysis, Input-Output Analyses, and Life Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology, 26(2), 562–576. https://doi.org/10.1111/jiec.13205

Menegatti, L. C., Castrillon Fernandez, L. I., Caldas, L. R., Pepe, M., Pittau, F., Zani, G., Rampini, M. C., Michels, J., Toledo Filho, R. D., & Martinelli, E. (2022). Environmental Performance of Deconstructable Concrete Beams Made with Recycled Aggregates. Sustainability (Switzerland), 14(18). https://doi.org/10.3390/su141811457

Mostert, C., Sameer, H., Glanz, D., & Bringezu, S. (2021). Climate and resource footprint assessment and visualization of recycled concrete for circular economy. Resources, Conservation and Recycling, 174. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105767

Motzko, C., Fenner, J., Blesinger, D., & Wenzel, S. (2021). Prozessmodell und Bewertungsmatrix für die Beräumung. BBSR-Online-Publikation 16/2021.

Motzko, C., Fenner, J., Wöltjen, J., & Löw, D. (2016). Bewertungsmatrix für die Kostenplanung beim Abbruch und Bauen im Bestand: Datenbanksystem zur Analyse und Bewertung in Bezug auf Kosten, Technologien und Dauern. Fraunhofer IRB Verlag. Stuttgart

Müller, A. (2018). Baustoffrecycling: Entstehung - Aufbereitung - Verwertung. Springer Fachmedien Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-22988-7

Nagireddi, J., Gedela, S. K., Shaik, M. S., & Sundaram, B. (2022). Environmental Performance and Cost Assessment of Precast Structural Elements for Cleaner Construction Solutions: LCA Approach. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste, 26(2). https://doi.org/10.1061/(asce)hz.2153-5515.0000667

Paulu, A., Vitvarová, M., & Kočí, V. (2022). Quantifying the industry-wide symbiotic potential: LCA of construction and energy waste management in the Czech Republic. Sustainable Production and Consumption, 34, 55–64. https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.08.033

Pešta, J., Pavlů, T., & Kočí, V. (2019). Life Cycle Assessment of Recycling Processes for Demolition Waste. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 290(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/290/1/012026

Pittau, F., Amato, C., Cuffari, S., Iannaccone, G., & Malighetti, L. E. (2019). Environmental consequences of refurbishment vs. demolition and reconstruction: A comparative life cycle assessment of an Italian case study. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 296(1). https://doi.org/10.1088/1755-

1315/296/1/012037

Plebankiewicz, E., Zima, K., & Wieczorek, D. (2019). Scenarios for Maintenance and Building Decommissioning in the Building's Life Cycle. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 222(1). https://doi.org/10.1088/1755-1315/222/1/012015

Pomponi, F., & Moncaster, A. (2017). Circular economy for the built environment: A research framework. Journal of Cleaner Production, 143, 710–718. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.055

Poranek, N., Łaźniewska-Piekarczyk, B., Lombardi, L., Czajkowski, A., Bogacka, M., & Pikoń, K. (2022). Green Deal and Circular Economy of Bottom Ash Waste Management in Building Industry—Alkali (NaOH) Pre-Treatment. Materials, 15(10). https://doi.org/10.3390/ma15103487

Pradhan, S., Tiwari, B. R., Kumar, S., & Barai, S. V. (2019). Comparative LCA of recycled and natural aggregate concrete using Particle Packing Method and conventional method of design mix. Journal of Cleaner Production, 228, 679–691. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.328

Quéheille, E., Ventura, A., Saiyouri, N., & Taillandier, F. (2022). A Life Cycle Assessment model of End-of-life scenarios for building deconstruction and waste management. Journal of Cleaner Production, 339. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130694

Rebitzer, G., & Hunkeler, D. (2003). Life Cycle Costing in LCM: Ambitions, Opportunities, and Limitations: Discussing a Framework. International Journal of Life Cycle Assessment, 8(5), 253–256.

Rebitzer, G., & Nakamura, S. (2008). Environmental Life Cycle Costing. In D. Hunkeler, K. Lichtenvort, & G. Rebitzer (Eds.), Environmental Life Cycle Costing (pp. 35–57). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).

Rosen, A. (2021). Entwicklung einer Systematik zur quantitativen Bewertung der Kreislaufkonsistenz von Baukonstruktionen in der Neubauplanung. Fraunhofer IRB Verlag. Stuttgart.

Roosen, M.,Tonini, D., Albizzati, P. F., Caro, D., Cristóbal, J., Lase, I. S. (2023). Operational Framework to Quantify "Quality of Recycling" across Different Material Types. In Environmental science & technology. DOI: 10.1021/acs.est.3c03023.

Samani, P., Gregory, J., Leal, ; Vítor, Ad, ;, Mendes, E., & Correia, N. (2017). Lifecycle Cost Analysis of Prefabricated Composite and Masonry Buildings: Comparative Study. https://doi.org/10.1061/(ASCE)AE.1943

Santos, J., Pham, A., Stasinopoulos, P., & Giustozzi, F. (2021). Recycling waste plastics in roads: A life-cycle assessment study using primary data. Science of the Total Environment, 751. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141842

Schaubroeck, T., Gibon, T., Igos, E., & Benetto, E. (2021). Sustainability assessment of circular economy over time: Modelling of finite and variable loops & impact distribution among related products. Resources, Conservation and Recycling, 168. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105319

Silva, R., Surra, E., Quelhas, B., Costa, A. A., Lapa, N., & Delerue-Matos, C. (2022). Advantages of structural inspection and diagnosis for traditional buildings' refurbishment: A Life Cycle Assessment perspective. Building and Environment, 223. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109485

Simões, C. L., Costa Pinto, L. M., & Bernardo, C. A. (2012). Modelling the economic and environmental performance of engineering products: a materials selection case study. International Journal of Life Cycle As-

sessment, 17, 678–688. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0414-y

Sousa, V.; Bogas, José A. (2021). Comparison of energy consumption and carbon emissions from clinker and recycled cement production. In Journal of Cleaner Production 306, p. 127277. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.127277.

Su, S., Li, S., Ju, J., Wang, Q., & Xu, Z. (2021). A building information modeling-based tool for estimating building demolition waste and evaluating its environmental impacts. Waste Management, 134, 159–169. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.07.025

Swarr, T., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.-L., Ciroth, A., Brent, A., & Pagan, R. (2011). Environmental life-cycle costing: a code of practice. SETAC.

Toniolo, S., Tosato, R. C., Gambaro, F., & Ren, J. (2020). Life cycle thinking tools: Life cycle assessment, life cycle costing and social life cycle assessment. In J. Ren & S. Toniolo (Eds.), Life cycle sustainability assessment for decision-making (pp. 39–56). Elsevier Inc.

Umweltbundesamt. (2017). Urban Mining—Ressourcenschonung im Anthropozän. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/urban-mining-ressourcenschonung-im-anthropozaen,

Umweltmanagement—Ökobilanz—Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017); (Issue ISO 14044:2006). (2006).

Eu Kommission (Hrsg.). Vermeulen, J. (2016). EU Construction & Demolition Waste Mnagement Protocol.

Vitale, P., Arena, N., Di Gregorio, F., & Arena, U. (2017). Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building. Waste Management, 60, 311–321. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.002

Volk, R., Steins, J. J., Kreft, O., & Schultmann, F. (2023). Life cycle assessment of post-demolition autoclaved aerated concrete (AAC) recycling options. Resources, Conservation and Recycling, 188. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106716

Wang, J., Wu, H., Duan, H., Zillante, G., Zuo, J., & Yuan, H. (2016). Combining life cycle assessment and Building Information Modelling to account for carbon emission of building demolition waste: A case study. Journal of Cleaner Production, 172, 3154–3166. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.087

Weimann, K., Matyschik, J., Adam, C., Schulz, T., Linß, E., & Müller, A. (2013). Optimierung des Rückbaus Abbruchs von Gebäuden zur Rückgewinnung und Aufbereitung von Baustoffen unter Schadstoffentfrachtung (insbes. Sulfat) des RC-Materials.

Wittocx, L., Buyle, M., Audenaert, A., Seuntjens, O., Renne, N., & Craeye, B. (2022). Revamping corrosion damaged reinforced concrete balconies: Life cycle assessment and life cycle cost of life-extending repair methods. Journal of Building Engineering, 52. https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.104436

Wouterszoon Jansen, B., van Stijn, A., Gruis, V., & van Bortel, G. (2020). A circular economy life cycle costing model (CE-LCC) for building components. Resources, Conservation and Recycling, 161. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104857

Wu, H., Duan, H., Wang, J., Wang, T., & Wang, X. (2015). Quantification of carbon emission of construction waste by using streamlined LCA: a case study of Shenzhen, China. Journal of Material Cycles and Waste Management, 17(4), 637–645. https://doi.org/10.1007/s10163-015-0404-9

Zambrana-Vasquez, D., Zabalza-Bribián, I., Jáñez, A., & Aranda-Usón, A. (2016). Analysis of the environmental

performance of life-cycle building waste management strategies in tertiary buildings. Journal of Cleaner Production, 130, 143–154. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.048

Zampori, L., Pant, R., & European Commission. Joint Research Centre. (2019). Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. https://doi.org/10.2760/424613

Zhang, C., Hu, M., Dong, L., Gebremariam, A., Mirand-Xicotencatl, B., Di Maio, F., & Tukker, A. (2019). Eco-efficiency assessment of technological innovations in high-grade concrete recycling. Resources, Conservation and Recycling, 149, 649–663. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.06.023

Zhang, X., Zhang, M., Zhang, H., Jiang, Z., Liu, C., & Cai, W. (2020). A review on energy, environment and economic assessment in remanufacturing based on life cycle assessment method. Journal of Cleaner Production, 255, 120160. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120160

Zhu, X., Jin, Q., & Ye, Z. (2020). Life cycle environmental and economic assessment of alumina recovery from secondary aluminum dross in China. Journal of Cleaner Production, 277, 123291. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123291

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Methodische Herangehensweise im Projekt 14

Abbildung 2 Quellen mit Angaben zu technischen Abhängigkeiten des Abbruches und der Aufbereitung 18

Abbildung 3 Entscheidungskette für die Erreichbarkeit des Grundstücks 19

Abbildung 4 Entscheidungskette Platzverhältnisse 20

Abbildung 5 Entscheidungskette Materialeignung 21

Abbildung 6 Entscheidungskette Bauteiltyp 21

Abbildung 7 Abfragekette Bauteilhöhe 22

Abbildung 8 Schutzbedürfnis von Bebauungsgebieten, aus ISA: Immissionsschutz im Abbruch [...] 22

Abbildung 9 Entscheidungskette Immissionsschutz (Quelle: Weimann et al., 2013 & Kühlen et al., 2018) 23

Abbildung 10 Schadstoffbelastungen in Bauteilen (Quelle: Müller 2016 & Rosen, 2021) 23

Abbildung 11. Eine Zusammenfassung einiger relevanter Faktoren für die Aufbereitung von mineralischen Abfällen. 27

Abbildung 12 Entfernung zur Aufbereitung (Quelle: EU Kommission (Hrsg.), 2016 EU Construction & Demoliton Waste Managment Protocol) 29

Abbildung 13 Entfernung zur Aufbereitung (Quelle: Müller, 2018) 29

Abbildung 14 Entfernung zur Aufbereitung (Quelle: Müller, 2018) 30

Abbildung 15. Übersicht zur zeitlichen Verteilung der Veröffentlichung berücksichtigter Studien. 32

Abbildung 16. Übersicht zu den Bezügen der genutzten funktionellen Einheiten. 32

Abbildung 17. Anzahl veröffentlichter LCC Studien nach Jahren. 35

Abbildung 18. Veröffentlichungen nach Journal. 36

Abbildung 19. Übersicht einer Auswahl betrachteter Bewertungssysteme und ihrer methodischen Schwerpunkte 37

Abbildung 20. Systemgrenze für selektiven Rückbau und konventionellem Abbruch mit mobiler Aufbereitung der Mineralik. 40

Abbildung 21. Systemgrenze für selektiven Rückbau und konventionellem Abbruch mit mobiler Aufbereitung der Mineralik. 41

Abbildung 22. Seitenansicht Landratsamt Esslingen 43

Abbildung 23. Lageplan des ehemaligen Landratsamt Esslingen 43

Abbildung 24. Südansicht des ehemaligen Landratsamt Esslingen 44

Abbildung 25 Normative Erfassung und Logik in der Modellierung gem. Din 276 45

Abbildung 26 Anteiliges Verhältnis der KG am GWP der Abbruchvarianten 58

Abbildung 27. Global warming potential (GWP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten 59

Abbildung 28. Terrestrial Acidification Potential (TAP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. 60

Abbildung 29 . Land use - agricultural land occupation (LOP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion

Behandlungsvarianten. (Be: Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

Abbildung 30. Material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. (Be:Betonbruch, Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten).

Abbildung 31. Water use - water consumption potential (WCP) Beitragsübersicht für die mineralische Fraktion Behandlungsvarianten. (Be: Betonbruch,Ba(Dä): Bauschutt mit Dämmung, Ba: Bauschutt, m: mobile, s: stationär, k: konventionell, f: fortgeschritten). 61

Abbildung 32. Global warming potential (GWP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m2 Fläche des Fallstudiengebäudes. 63

Abbildung 33. Terrestrial Acidification Potential (TAP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m2 Fläche des Fallstudiengebäudes 63

Abbildung 34. Land use (LOP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m2 Fläche des Fallstudiengebäudes. 64

Abbildung 35. Material resources: metals/minerals - surplus ore potential (SOP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m2 Fläche des Fallstudiengebäudes. 64

Abbildung 36. Water use - water consumption potential (WCP) Beitragsübersicht für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten pro 1 m2 Fläche des

Fallstudiengebäudes 64

Abbildung 37. Kosten und Gewinne nach Kostenpositionen. R steht für Kosten und Gewinne aus den Abbruchprozes-sen und A für Kosten und Gewinne aus der Aufbereitung der Mineralfraktion. 69

Abbildung 38. Kosten und Gewinne nach Bauteilgruppe. 70

Abbildung 39. grafische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten pro m2 BGF nach Indikatorwerten gewichtet auf einer Skala von 0 – 100 73

Abbildung 40. grafische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten pro m2 BGF nach Szenarien gewichtet auf einer Skala von 0 - 100 73

Abbildung 41. Schema des methodischen Ablaufs 75

Abbildung 42. Entscheidungsbaum 79

Abbildung 43. Gemeinsame Durchführung von Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung 80

Abbildung 44. Befragung Verständlichkeit 87

Abbildung 45. Befragung Werte Gebäudesubstanz 87

Abbildung 46. Befragung ökonomische und ökologische Bewertung 87

Abbildung 47. Befragung Eingabeaufwand 88

Abbildung 48. Befragung Entscheidungsbaum 88

Abbildung 49. Befragung Methodenergebnisse 88

Abbildung 50. Befragung Stakeholder 88

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Typen von rezyklierten Gesteinskörnungen in Beton, basierend auf DIN 4226-101, in Ma.-% außer FL (in Vol.-%) 26

Tabelle 2. Zulässige Anteile an rezyklierten Gesteinskörnungen Zulässige Anteile an rezyklierten Gesteinskörnungen > 2 mm, bezogen auf die gesamte Gesteinskörnung (Vol.-%), in Anlehnung an (DafStb 2010). 27

Tabelle 3. Rückbauvarianten Abkürzung und Beschreibung 45

Tabelle 4. Aufbereitungsvariante Abkürzungen und deren Beschreibungen 46

Tabelle 5. Aufbereitungsvariante und betrachtete Prozess Schritte. 47

Tabelle 6. Überblick über die untersuchten Varianten einschließlich Abbruch und Aufbereitung. 47

Tabelle 7. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse 48

Tabelle 8. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse (Magenta Markierungen=Annahmewerte) 48

Tabelle 9. Inputflächen und Outputmassen nach erfassten Bauteilen für den Rückbau 49

Tabelle 10. Übersicht über die Masse der Stoffströme für die untersuchten Abbruchvarianten auf Materialebene. 50

Tabelle 11. Zusammenfassung der ecoinvent-Aktivitäten für die EoL-Behandlung von nicht-mineralischen Fraktionen 51

Tabelle 12. Aufbereitungsdaten mineralischer Abfallfraktionen, die den Input und Output für verschiedene Abfallzusammensetzungen, Aufbereitungsanlagenarten und -techniken umfassen. Inputs und Outputs pro Tonne Bauschutt oder Betonbruch 52

Tabelle 13. Ecoinvent-Aktivitäten bei der Modellierung der Aufbereitungsprozesse 53

Tabelle 14. Ecoinvent-Aktivitäten und Substitutionskoeffizienten, die für die Berechnung der vermiedenen Auswirkungen verwendet werden. 53

Tabelle 15. Bei der Modellierung angenommene Transportentfernungen einschließlich der Datenquellen. 54

Tabelle 16. Angenommener Ma.-% Anteil an Tiefbau und Feinanteil, der deponiert wird. 55

Tabelle 17 Umweltwirkungen in den betrachteten Inidkatorkategorien für die Abbruchvarianten 58

Tabelle 20. Endprodukt-Handhabungsoptionen und Masseprozentwerte (M.-%), Werte für jede Abbruch- und Aufbereitungsvariante. 66

Tabelle 18. Übersicht über das Delta (%) im GWP mit Gutschriften der Szenarien im Vergleich zum Basisszenario für die Abbruch- und Aufbereitungsvarianten. 67

Tabelle 19. Absolute Kosten und Gewinne sowie Kostendelta der verschiedenen betrachteten Szenarios bezogen auf die funktionelle Einheit 66

Tabelle 20. Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bezogen auf die Abweichung des Kostendeltas der Variationen vom Referenzszenario inProzent [%]. 70

Tabelle 21. Tabellarische Ergebnisauswertung der Modellierungsvarianten der Fallstudie pro m2 BGF 70

Tabelle 22. Quellenmatrix 80

Anlagen

LCA - Abriss/Rückbau/Aufbereitung

Authors	Title	Location	Year	Journal	EoL-Allokation	FU	Fokus	LC stages
Andersen et al.	Environmental benefits of applying selective demolition to buildings: A case study of the reuse of façade steel cladding	Denmark	2022	Resources, Conservation & Recycling	not specified	Demolition and waste treatment of 1m2 façade cladding in Denmark in 2020	Façade steel cladding	System 1: conventional demolition, waste treatment (incl. recycling of the steel façade cladding from the demolition together with production of new cladding to compensate for material losses during waste treatment System 2: selective demolition, preparation for reuse of the steel cladding together with preparation for recycling of damaged cladding and the production of new cladding to compensate for material losses.
Antunes et al.	Environmental Impacts and Benefits of the End-of-Life of Building Materials: Database to Support Decision Making and Contribute to Circularitv	Portugal	2021	sustainability	3R allocation procedure	Waste generated in weight (kg or ton)	Construction and demolition waste (CDW)	Building's EoLphase (stages C1–C4) and on the benefits beyond the boundary system (module D)
Attri et al.	Comparative Environmental Impacts of Recycled Concrete Aggregate and Manufactured Sand Production	Singapore	2022	Process Integration and Optimization for Sustainability	not specified	1-ton RCA (Recycled concrete aggregates) from reclaimed concrete and MS (manufactured sand)	Reclaimed concrete (LCA & cost analysis)	Demolition, Crushing, End-Use (RCA) Mining, Crushing/Grinding, End-Use, Demolition (manufactured sand)
Dahlbo et al.	Construction and demolition waste management - a holistic evaluation of environmental performance	Finland	2015	Journal of Cleaner Production	not specified	1 tonne of C&DW generated	CDW	EoL (Chrusing, shreddering, separation)
Eberhardt & Birgisdottir	Building the future using the existing building stock: the environmental potential of reuse	Denmark	2022	IOP Conference Series: Earth and Environmental Science	not specified	1 m3 of construction and demolition waste	CDW	A1-A3, C3-C4 (module D excluded from study as too uncertain)
Guignot et al.	Recycling Construction and Demolition Wastes as Building Materials -A Life Cycle Assessment	France	2015	Journal of Industrial Ecology	not specified	Processing 1 kg of concrete wastes	Recycling materials from construction and demolition (C&D)	Raw material extraction (needed for recycling product), concrete fragmentation, concrete crushing, clinker manufacturing, recycling
Hackenhaar et al.	Life Cycle Assessment applied to construction and demolition waste treatment: proposal of a Brazilian scenario	Brazil	2019	IOP Conf. Series: Earth and Environmental	Cut-off (no beneftis/burdens given for recycling material)	not specified	CDW	Demolition/transport/ final disposal (no recycling)
Haider et al.	Life Cycle Assessment of Construction and DemolitionWaste Management in Riyadh, Saudi Arabia	Saudi-Arabien	2022	Int. J. Environ. Res. Public Health	Allocation problem in the LCA model was avoided by using the system expansion method (not specified for EoL)	not specified	CDW	Transport, Sorting, Recycling chain, landfill
Hu et al.	An approach to LCSA: the case of concrete recycling	The Neatherlands	2013	International Journal of LCA	not specified	Disposal of x ton of materials from the EOL building	Concret recycling	Demolition, concrete recycling, cement production
Ivanica et al.	Development of a life cycle inventory database and life cycle impact assessment of the building demolition stage: A case study in Germany	Germany	2022	Journal of Cleaner Production	not specified	1 m3 of the gross building volume (GBV)	CDW	Demolition processes of the building's EoL stage (C1)
Kröhnert et al.	Comparing flexible and conventional monolithic building design: Life cycle environmental impact and potential for material circulation	Switzerland	2022	Building and Environment	Cut-off (ecoinvent backgornd database)	Provision and operation of reference building over 60 years in Switzerland	/	Construction, operation, maintenance, and the end-of-life phase (dismantling of building & disposal); material for recirculation excluded
Liang et al.	Milled Waste Glass Powder in Magnesium-Silicate-Hydrate Cement: Technical and Environmental Assessment	UK	2022	J. Mater. Civ. Eng.	not specidfied	not specified	Microsilica replaced by waste glass	Milling (raw waste glass), calcination, screening, grinding (magnesite), pre-treatment (mircosilica)
Liikanen et al.	Construction and demolition waste as a raw material for wood polymer composites - Assessment of environmental impacts	Finland	2019	Journal of Cleaner Production	Zero-burden approach (environmental impacts of CDW from previous life cycle phases are excluded from study)	1t of produced WPC	CDW	crushing, hammer mill, agglomeration, extrusion/ injection moulding
Ma et al	System Dynamics-Life Cycle Assessment Causal Loop Model for Evaluating the Carbon Emissions of Building Refurbishment Construction and Demolition Waste	China	2022	Waste and Biomass Valorization	System boundary expanision (benefit of using secondary materials in substitute of raw materials in the material stage, as well as the benefit of reuse, recycle, and recovery of the waste), Modul D	not defined/ needed	CDW	Dismantling, refurbishment material stage, refurbishment construction stage, refurbishment material at EoL

Forschungsstand Lebenszykluskostenrechnung

Autor	Titel	Verarbeitung/Abbruch	Jahr	Zeitschrift	Art der verwendeten LCC	LC-Stufen	Perspektive	Berücksichtigte Geldströme
Amakye et al.	Performance of Sustainable Road Pavements Founded on Clay Subgrades Treated with Eco-Friendly Cementitious Materials	Verarbeitung	2022	Sustainability	Konventionelle LCC	Anfängliche Baukosten (Initial construction cost ((ICC)), Instandhaltungs- und Sanierungkosten (Maintenance and Rehabilitation cost (M&R)), Bergungs- und Wertverlust (Salvage and Value (S&V))	Nutzer und Agentur	/
Apollo et al.	The selected roof covering technologies in the aspect of their life cycle costs	Abbruch	2018	Open Eng.	Gemäss eines Entwurf einer Verordnung des Ministers für Infrastruktur und Bauwesen	Anfängliche Ausgaben, Laufende Instandhaltung, Laufende Reparaturen, Allgemeine Reparaturen, Verwertung von Abfällen	Für Investoren	Anschaffungskosten (Ohne die auf der Dachstrukturplatte montierten Dämmschichten und ohne Dachrinnen und Fallrohre), Anschaffungskosten (Kosten für den Kauf aller für die Dacheindeckung erforderlichen
Cuéllar-Franca et al.	Life cycle cost analysis of the UK housing stock	Abbruch	2012	Life Cycle Management	Wegen Mangel an detaillierter LCC-Methodik für den Wohnbausektor: Kombination aus Richtlinien aus dem Bausektor (ISO 15686-5, EN 15643-4) und Ansätzen aus der Literatur ((Swarr et al. (2011), Gluch und Baumann (2004), Hasan et al. (2008), Rebitzer et al. (2003), Abeysundra et al. (2007) und Hunkeler et al. (2007))	Systemgrenze: Von der 'Wiege bis zur Bahre' (Von der Gewinnung und Herstellung von Baumaterialien über den Bau und die Nutzung des Hauses bis zu seinem Abriss)	Haus	/
Di Maria et al.	Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making	Abbruch	2018	Waste management	Kombination einer attributiven LCA (A-LCA) und einer finanziellen LCC (F-LCC)	Verschiedene Szenarien: Deponierung, Downcycling, Recycling und Recycling nach selektivem Abriss	Abbruch-, Recycling-, Beton- und Straßenbausektor	Steuern, Transportkosten, Elektrizitätskosten, Arbeitskosten, Investitionen, Preise für wiedergewonnene Materialien, Investitionskosten, NA für den Bau von Beton/Rohren
Ferreira et al.	Economic and environmental savings of structural buildings refurbishment with demolition and reconstruction - A Portuguese benchmarking	Abbruch	2015	Journal of Building Engineering	Nicht detailliert (Fokus auf LCA)	Systemgrenze: Von der 'Wiege bis zur Bahre'	/	/
Fleur et al.	Energy Renovation versus Demolition and Construction of a New Building — A Comparative Analysis of a Swedish Multi-Family Building	Abbruch	2019	Energies	/	Abriss und Bau oder Renovierung	/	/
Fregonara et al.	Economic-Environmental Indicators to Support Investment Decisions: A Focus on the Buildings' End-of-Life Stage	Abbruch	2017	Sustainability	ISO 15686 (2008)	End-of-Life-Phasen (Demontage- und Entsorgungskosten werden berücksichtigt)	/	Erstinvestitionskosten, Inspektionskosten, Vorbeugende Wartungskosten, Wartungsarbeitskosten (leicht), Wartungsarbeitskosten (schwer), Ersatzkosten, Jährliche Betriebs- und Ersatzkosten, Restwert, Demontagekosten, Entsorgungskosten
Gao, et al.	Machine Learning-Based Building Life-Cycle Cost Prediction: A Framework and Ontology	Abbruch	2020	Construction Research Congress 2020	/	Bau- und Nutzungsphase	/	Anschaffungskosten, Versorgungskosten und Betriebs- und Wartungskosten
Dahlbo et al.	Construction and demolition waste management e a holistic evaluation of environmental performance	Abbruch	2015	Journal of Cleaner Production	Umweltbezogene LCC	End-of-life-Phase (Schmelzen, Zerkleinern, Trennen)	Unternehmen für Bau- und Abbruchabfallentsorgung	Recyclingmaterilaskosten (Metallschrott, Steinaggregate und Deponiekosten), Nebenkosten (Heizöl, Holzspäne, Strom und Transportkosten), Maschinenkosten und weitere Kosten
Hou et al.	Study on an Integrated LCA-LCC Model for Assessment of Highway Engineering Schemes	Verarbeitung	2022	Buildings	Konventionelle LCC und integriertes LCA-LCC-Modell	Kosten vor dem Projekt, Projektbaukosten, Projektbetriebskosten und Kosten nach dem Projekt	/	Kosten vor dem Projekt, Kosten für den Projektbetrieb, Projektbaukosten
Hu et al.	An approach to LCSA: the case of concrete recycling	Abbruch	2013	International Journal of LCA	LCC nach Swarr et al. (2011)	Abbruch, Recycling, Zementherstellung	/	/
Illankoon et al.	Life cycle costing for obtaining concrete credits in green star rating system in Australia	Abbruch	2018	Journal of Cleaner Production	ISO 15686-5	Austausch von Zement, Abriss (ohne Wartungskosten)	/	/
Ito et al.	Life cycle impact assement of new ground material and embankment construction methods considering recycling	Verarbeitung	2019	International Journal of Geomate	Umweltbezogene LCC	Anschaffungskosten (Anfangskosten), Betriebskosten (Betriebskosten, Instandhaltungskosten, Wiederbeschaffungskosten)	Nutzer	/
Jafari et al.	Probabilistic Life cycle Cost Model for Sustainable Housing Retrofit Decision-Making	Abbruch	2014	Computing in Civil and Building Engineering	Konventionelle LCC	Installation, Verwendung	Verbraucher/Eigentümer	Anfangskosten, Jährliche Betriebskosten
Jausovec et al.	Comparative Evaluation Model Framework for Cost-Optimal Evaluation of Prefabricated Lightweight System Envelopes in the Early Design Phase	Abbruch	2019	Sustainability	Konventionelle LCC	Baukosten, Betriebskosten, Wartungskosten und Renovierungskosten	Nutzer	Baukosten, Energiekosten, Wasserkosten, Abwasserkosten, Reinigungskosten, Instandhaltungskosten, Ersatzinvestitionskosten, Regelmäßige Reparatur
Kamaralo et al.	Life Cycle Cost Analysis in Construction of Green Building Concept, A Case Study	Verarbeitung	2020	IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering	Konventionelle LCC	Entwurfs- und Entwicklungskosten, Anschaffungskosten, Betriebskosten und Entsorgungskosten	Nutzer	Betriebskosten (Gesamtenergiekosten, Gesamtbetriebs- und Wartungskosten, Gesamterneuerungskosten), Anschaffungskosten (Gesamtbaukosten, Gesamtanschaffungskosten, Gesamtverwaltungskosten, Einwohnerkosten)
Kashani et al.	A sustainable application of recycled tyre crumbs as insulator in lightweight cellular concrete	Verarbeitung	2017	Journal of cleaner production	/	/	/	/
Kerdlap et al.	Life cycle environmental and economic assessment of industrial symbiosis networks: a review of the past decade of models and computational methods through a multi-level analysis lens	Verarbeitung	2020	International Journal of Life Cycle Assessment	Systematische Übersichtsarbeit	/	/	/
Kerdlap et al.	UM3-LCE3-ISN: a methodology for multi-level life cycle environmental and economic evaluation of industrial symbiosis networks	Verarbeitung	2022	International Journal of Life Cycle Assessment	Konventionelle LCC	Systemgrenze: Von der Wiege bis zum Tor	Produzent	Wertvolle Outputströme (z. B. Produkte, Nebenprodukte, Zwischenprodukte), Wertlose Outputströme (z. B. Abfall), Steuern, Subventionen, Fixkosten (z. B. Investitionsgüter, Ausrüstung)
Kim et al.	Evaluation of Construction Cost, Time, and Sustainable Attributes of Drywalls Supported by Resilient Channels	Abbruch	2020	Sustainability	Konventionelle LCC	Bau, Abriss, Entsorgung	/	Baukosten, Materialkosten, Abrisskosten, Entsorgungskosten

Kostengeuppe	Bezeichnung - Gruppe	Basisdaten			Dicke	Gesamt	Vol.%	Volumen	Masse	Fläche	Variante konventionell		
		Schichtaufbau	Material	(kg/m3)	cm	cm	%	m3/m2	kg/m2	m2	GWP kg CO2eq./m2	LOP crop y eq./m2	SOP kg cu eq/m2
	Gründungen												
	Bodenplatte Keller	Fliesen	Naturstein	2000	2,00		7	0,02	40	2345,00	4,49E+00	1,24E-02	7,00E-03
		Dünnbettmörtel	Zementmörtel	2200	0,50		2	0,01	11				
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80		3	0,01	9,6				
		Stahlbetonplatte	Stahlbeton	2400	25	28,30	88	0,25	600				
									660,60				
320	Bodenplatte Tiefgarage	Beschichtung	Beschichtung EOX haltig	2400	0,1		0	0,00	0	5783,00	4,49E+00	1,24E-02	7,00E-03
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80		3	0,01	9,6				
		Stahlbetonplatte	Stahlbeton	2400	25	25,90	97	0,25	600				
									609,60				
	Tiefgründungen (kumulativ Streifentfundamente)	Stahlbetonfundamente	Stahlbeton	2400	70	70	100	0,70	1680	2142,86	12,60	3,48E-02	2,18E-02
	SUMME										**2,16E+01**	**5,96E-02**	**3,58E-02**
	Außenwände/vertikale außen												
	Kellerwand	Stahlbeton	Stahlbeton	2400	40,00		98	0,40	960	2972,00	6,66E+00	1,84E-02	1,15E-02
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80	40,80	2	0,01	4,8	2972,00			
									964,8				
	Fassadenaufbau - Blech	Anstrich		k.A.	0,00		0	0,00	0	2.188,00	1,87E+00	8,15E-03	3,09E-03
		Brüstung - Fertigteil	Stahlbeton	2400	16,00		64	0,16	384	1.361,44			
		Dämmung (KMF)	Mineral-/Steinwolle	100	5,00		20	0,05	5	2.188,00			
		Hinterlüftung incl. UK	Aluminium	2750	3,75		15	0,04	9,625	2.188,00			
		Blechverkleidung	Aluminium	2750	0,25	25,00	1	0,00	6,875	2.188,00			
330		Verfugung	EOX-haltige Fugenmasse	k.A.	2,00	Sonder	0	0,02	0	800			
									405,5				
	Fassadenaufbau - Fertigteil	Anstrich	Farbe	k.A.	0,00		0	0,00	0	1097,00	5,42E+00	1,50E-02	9,39E-03
		Wand Stahlbeton	Stahlbeton	2400	25,00		66	0,25	600				
		Dämmung	EPS (Expandiertes Polysterol)	30	5,00		13	0,05	1,5				
		Fertigteil - Stb	Stahlbeton	2400	8,00	38,00	21	0,08	192				
		Verfugung	EOX-haltige Fugenmasse	k.A.	2,00	Sonder	0	0,02	0	400			
									793,50				
	Fenster (Gesamt)	Fenster		k.A.	Sonder		826	Sonder			8,48E-03	1,43E-04	8,75E-06
		Rahmen	Aluminium	2750					68,64				
		Fensterscheiben	Isolierscheibenverlasung	2500					94,94	2.362,36			
									163,58				
	SUMME										**1,40E+01**	**4,17E-02**	**2,40E-02**
	Innenwände												
	StB (kumulativ - Durschschnittswert)	Beleidung 1	unverputzt / gestrichen	k.A.	0,00			0,00	0	6489,00	4,71E+00	1,30E-02	8,12E-03
		Wand Durchschnitt	Stahlbeton	2400	28,21		100	0,28	677,08	6489,00			
		Bekleidung 2	unverputzt / gestrichen	k.A.	0,00	28,21		0,00	0	6489,00			
									677,08				
	Mauerwände (kumulativ - Durschschnittswert)	Schlämme		k.A.	0,00			0,00	0	2212,00	1,73E+00	4,80E-03	3,00E-03
		Wand KS Durchschnitt	Kalksandstein	1800	16,37		100	0,16	294,6168	2213,00			
		Schlämme		k.A.	0,00	16,37		0,00	0	2212,00			
									294,62				

Kostengruppe		Basisdaten										GWP	LOP	SOP
Kostengruppe	Bauteil	Schichtaufbau	Material	Dichte (ρ)	Dicke cm	Gesamt cm	Vol.% %	Volumen m3/m2	Masse kg/m2	Fläche		kg CO2eq./m2	crop y eq./m2	kg cu eq/m2
	Gründungen													
	Bodenplatte	Fliesen	Naturstein	2000	1,50		5	0,02	30	2345,00		4,74E+00	1,64E-02	8,01E-03
		Dünnbettmörtel	Zementmörtel	2200	0,50		2	0,01	11					
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80		3	0,01	9,6					
		Stahlbetonplatte	Stahlbeton	2400	25	27,80	90	0,25	600					
									650,60					
320	Beschichtung Tlefgarage	Beschichtung	Beschichtung EOX haltig	2400	0,1		0	0,00	0	5783,00		4,99E+00	1,38E-02	8,65E-03
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80		3	0,01	9,6					
		Stahlbetonplatte	Stahlbeton	2400	25	25,90	97	0,25	600					
									609,60					
	Tiefgründungen (kumulativ Streifen und Punktfundamente)	Stahlbetonfundamente	Stahlbeton	2400	70	70	100	0,7	1680	2142,86		12,60	3,48E-02	2,18E-02
	SUMME											**2,23E+01**	**6,50E-02**	**3,84E-02**
	Außenwände/vertikale außen													
	Kellerwand	Stahlbeton	Stahlbeton	2400	40,00		98	0,40	960	2972,00		6,75E+00	1,98E-02	1,16E-02
		Abdichtung (schwarz) 2lg.	Bitumen	1200	0,80	40,80	#DIV/0!	0,01	4,8	2972,00				
									964,8					
	Fassadenaufbau - Blech	Anstrich		k.A.	0,00		0	0,00	0	2.188,00		1,89E+00	8,15E-03	3,09E-03
		Brüstung - Fertigteil	Stahlbeton	2400	16,00		64	0,16	384	1.361,44				
		Dämmung (KMF)	Mineral-/Steinwolle	100	5,00		20	0,05	5	2.188,00				
		Hinterlüftung incl. UK	Aluminium	2750	3,75		15	0,04	9,625	2.188,00				
		Blechverkleidung	Aluminium	2750	0,25	25,00	1	0,00	6,875	2.188,00				
330		Verfugung	EOX-haltige Fugenmasse	k.A.	2,00	Sonder	0	0,02	0	800				
									405,5					
	Fassadenaufbau - Fertigteil	Anstrich	Farbe	k.A.	0,00		0	0,00	0	1097,00		5,65E+00	1,86E-02	9,60E-03
		Wand Stahlbeton	Stahlbeton	2400	25,00		66	0,25	600					
		Dämmung	EPS (Expandiertes Polysterol)	30	5,00		13	0,05	1,5					
		Fertigteil - Stb	Stahlbeton	2400	8,00	38,00	21	0,08	192					
		Verfugung	EOX-haltige Fugenmasse	k.A.	2,00	Sonder	0	0,02	0	400				
									793,50					
	Fenster (Gesamt)	Fenster		k.A.	826				#WERT!	2.362,36		9,22E-03	1,43E-04	8,75E-06
		Rahmen	Aluminium	2750					0					
		Fensterscheiben	Isolierscheibenverlasung	2500					0					
									#WERT!					
	SUMME											**1,43E+01**	**4,67E-02**	**2,43E-02**
	Innenwände													
	StB (kumulativ - Durschschnittswert)	Beleidung 1	unverputzt / gestrichen	k.A.	0,00			0,00	0	6489,00		4,71E+00	1,30E-02	8,12E-03
		Wand Durchschnitt	Stahlbeton	2400	28,21		100	0,28	677,08	6489,00				
		Bekleidung 2	unverputzt / gestrichen	k.A.	0,00	28,21		0,00	0	6489,00				
									677,08					
	Mauerwände (kumulativ - Durschschnittswert)	Schlämme		k.A.	0,00			0,00	0	2212,00		1,73E+00	4,80E-03	3,00E-03
		Wand KS Durchschnitt	Kalksandstein	1800	16,37		100	0,16	294,6168					
		Schlämme		k.A.	0,00	16,37	0	0,00	0					
									294,62					
		Gipskartonplatte (2lg.?)	Gipskarton	900	2,50	15,00	17	0,03	22,5	10833,00		2,16E-02	3,36E-04	2,05E-05

Table 1: Kostendaten für die Lebenszykluskostenrechnung

Position	[€]	Einheit	Datenursprung	Kommentar
Transport				
Transport incl. Truck, Diesel & Personal	2.5	km	Industriekontakt (I)	Zwischen 2 and 3 €
Transport Abbruchmaterial	15 / 16,5	t	https://www.containerdienst-regional.de/bauschutt-container-entsorgen-preise.html#:~:text=Je%20Tonne%20Bauschutt%20werden%20etwa,in%20etwa%2075%20%E2%82%AC%20betr%C3%A4gt. https://www.containerdienst-meerbusch.de/leistungen/preise-abfaelle/#tonne	Für standardmäßige Entfernungen
Transport	0.1	t/km	Zhang et al. 2019, Strukton BV	Inkl. Treibstoff und Personal (Niederlande)
Energie				
Strom	0.2077	kWh	Statistisches Bundesamt, https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=previous&levelindex=2&levelid=1678113343161&levelid=1678113329841&step=1#abreadcrumb	Annual consumption class 2000-20 000 MWh, 2nd half of 2021, Germany
Erdgas	0.0474	kWh	Statistisches Bundesamt	Annual consumption class 27 778 277 779 MWh, 2nd half-year, Germany
Diesel	1.72	liter	https://de.globalpetrolprices.com/Germany/diesel_prices/	Juli 31st 2023
Personal				
Vorarbeiter	55.4	h	Münzner-Bau GmbH - Abbruch-Recycling-Erdarbeite	Lohnkosten im Abbruchbereich, Karlsruhe
Baumaschinenführer	53	h	Münzner-Bau GmbH - Abbruch-Recycling-Erdarbeite	Lohnkosten im Abbruchbereich, Karlsruhe
Bauvorarbeiter	50.2	h	Münzner-Bau GmbH - Abbruch-Recycling-Erdarbeite	Lohnkosten im Abbruchbereich, Karlsruhe
Monteur/ Werkstatt	83.8	h	Münzner-Bau GmbH - Abbruch-Recycling-Erdarbeiten	Lohnkosten im Abbruchbereich, Karlsruhe
Bauleiter	84.7	h	Münzner-Bau GmbH - Abbruch-Recycling-Erdarbeite	Lohnkosten im Abbruchbereich, Karlsruhe
Recyclingmaterial				
Alublech, alt, färbig	1270-1350	t	https://www.schrott24.de/aluminiumpreis/	Preis 11.06.2023

TAP Gesamt - mit Gutschriften	S1_HS_mk	S2_HS_mf	S3_HS_sk	S4_HS_sf	S5_CD_mk	S6_CD_mf	S7_CD_sk	S8_CD_sf
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	3,97%	-3,06%	1,12%	0,23%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	-2,78%	-4,33%	-6,66%	0,00%	-12,48%	0,00%	-17,93%
Basis vs. Sz 3.	9,21%	8,50%	-1,70%	-1,66%	51,79%	42,20%	6,94%	-6,48%
Basis vs. Sz 4.	7,33%	0,73%	3,71%	-1,32%	57,77%	29,16%	43,70%	3,86%
TAP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,36%	0,24%	0,15%	0,02%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 3.	0,55%	6,13%	-2,84%	-2,98%	4,73%	4,15%	0,91%	-1,10%
Basis vs. Sz 4.	0,55%	0,24%	0,56%	0,14%	3,69%	1,58%	3,73%	-1,41%
GWP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	4,12%	-1,70%	3,98%	-2,31%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	-3,30%	-5,76%	-8,88%	0,00%	-2,86%	0,00%	-9,06%
Basis vs. Sz 3.	15,77%	14,30%	-3,20%	-3,13%	28,37%	28,46%	5,77%	-0,40%
Basis vs. Sz 4.	5,25%	-0,81%	0,67%	-4,33%	5,41%	4,20%	6,95%	3,48%
GWP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,55%	-0,56%	1,34%	-0,62%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 3.	14,67%	11,56%	-4,89%	-5,10%	10,69%	9,04%	1,94%	-1,14%
Basis vs. Sz 4.	0,05%	0,02%	0,05%	0,01%	0,41%	0,17%	0,39%	0,10%
LOP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	-0,01%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	-35,67%	-56,62%	-68,30%	0,00%	-0,64%	0,00%	-1,76%
Basis vs. Sz 3.	114,37%	104,39%	-21,22%	-16,24%	4,61%	4,30%	0,86%	-0,05%
Basis vs. Sz 4.	48,74%	-12,80%	-4,17%	-41,93%	5,77%	2,55%	5,85%	1,19%
LOP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 3.	18,56%	14,77%	-5,90%	-6,37%	3,86%	3,42%	0,72%	-0,45%
Basis vs. Sz 4.	1,87%	0,81%	1,65%	0,43%	4,26%	1,84%	4,15%	1,10%
SOP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	-0,08%	-0,14%	-0,20%	0,00%	-0,05%	0,00%	-0,14%
Basis vs. Sz 3.	0,34%	0,30%	-0,07%	-0,06%	0,45%	0,42%	0,09%	-0,01%
Basis vs. Sz 4.	0,11%	-0,03%	-0,01%	-0,12%	0,03%	0,03%	0,05%	0,01%
SOP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	0,01%	-0,01%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 3.	7,01%	5,57%	-2,44%	-2,66%	1,15%	1,02%	0,22%	-0,14%
Basis vs. Sz 4.	-0,05%	-0,02%	-0,05%	-0,01%	-0,09%	-0,04%	-0,09%	-0,02%
WCP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,18%	-0,50%	0,14%	-0,53%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	-3,47%	-5,51%	-9,75%	0,00%	-1,01%	0,00%	-2,73%
Basis vs. Sz 3.	11,68%	11,60%	-2,36%	-2,65%	8,26%	7,77%	1,60%	-0,09%
Basis vs. Sz 4.	16,09%	4,86%	14,12%	5,56%	6,38%	6,90%	7,84%	9,02%
WCP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis vs. Sz 1.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,18%	-0,50%	0,13%	-0,52%
Basis vs. Sz 2.	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Basis vs. Sz 3.	11,68%	10,41%	-4,24%	-5,87%	8,26%	7,43%	1,60%	-0,98%
Basis vs. Sz 4.	0,15%	0,07%	0,15%	0,05%	1,19%	0,52%	1,20%	0,31%

TAP Gesamt - mit Gutschriften	S1_HS_mk	S2_HS_mf	S3_HS_sk	S4_HS_sf	S5_CD_mk	S6_CD_mf	S7_CD_sk	S8_CD_sf
Basis Szenario	-0,0794	-0,0763	-0,0864	-0,0793	-0,0140	-0,0140	-0,0199	-0,0148
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	-0,0794	-0,0763	-0,0864	-0,0793	-0,0134	-0,0144	-0,0197	-0,0148
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	-0,0794	-0,0784	-0,0901	-0,0846	-0,0140	-0,0157	-0,0199	-0,0175
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	-0,0721	-0,0698	-0,0878	-0,0807	-0,0067	-0,0081	-0,0185	-0,0158
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	-0,0736	-0,0757	-0,0831	-0,0804	-0,0059	-0,0099	-0,0112	-0,0143
TAP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	0,0942	0,0950	0,0929	0,0976	0,1531	0,1542	0,1513	0,1601
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	0,0942	0,0950	0,0929	0,0976	0,1536	0,1546	0,1516	0,1601
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	0,0942	0,0950	0,0929	0,0976	0,1531	0,1542	0,1513	0,1601
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	0,0947	0,1008	0,0902	0,0947	0,1603	0,1606	0,1527	0,1583
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	0,0947	0,0952	0,0934	0,0978	0,1587	0,1567	0,1570	0,1578
GWP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	-33,7714	-33,0005	-33,3804	-30,5669	-18,5683	-17,1252	-17,4336	-15,0767
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	-33,7714	-33,0005	-33,3804	-30,5669	-17,8040	-17,4160	-16,7399	-15,4244
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	-33,7714	-34,0893	-35,3030	-33,2816	-18,5683	-17,6143	-17,4336	-16,4423
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	-28,4466	-28,2806	-34,4477	-31,5230	-13,3003	-12,2505	-16,4280	-15,1371
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	-31,9972	-33,2687	-33,1551	-31,8891	-17,5644	-16,4065	-16,2216	-14,5523
GWP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	36,3014	36,6775	39,2379	41,5861	49,2749	51,5460	51,8029	55,8489
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	36,3014	36,6775	39,2379	41,5861	50,0385	51,2582	52,4956	55,5037
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	36,3014	36,6775	39,2379	41,5861	49,2749	51,5460	51,8029	55,8489
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	41,6261	40,9158	37,3200	39,4650	54,5428	56,2043	52,8085	55,2099
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	36,3201	36,6856	39,2566	41,5911	49,4776	51,6336	52,0057	55,9027
LOP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	0,1771	0,1720	0,1914	0,2240	4,3488	4,3095	4,4265	4,3646
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	0,1771	0,1720	0,1914	0,2240	4,3492	4,3094	4,4266	4,3643
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	0,1771	0,1106	0,0830	0,0710	4,3488	4,2819	4,4265	4,2876
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	0,3797	0,3516	0,1508	0,1876	4,5492	4,4949	4,4648	4,3623
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	0,2634	0,1500	0,1834	0,1301	4,5998	4,4195	4,6853	4,4163
LOP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	1,0915	1,0919	1,2374	1,2674	5,1860	5,1869	5,3161	5,3432
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	1,0915	1,0919	1,2374	1,2674	5,1863	5,1870	5,3162	5,3431
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	1,0915	1,0919	1,2374	1,2674	5,1860	5,1869	5,3161	5,3432
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	1,2940	1,2532	1,1645	1,1867	5,3864	5,3642	5,3543	5,3189
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	1,1118	1,1007	1,2578	1,2728	5,4069	5,2824	5,5369	5,4018
SOP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	-31,6322	-31,6259	-31,6363	-31,6088	-23,7393	-23,7516	-23,7209	-23,7369
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	-31,6322	-31,6259	-31,6363	-31,6088	-23,7374	-23,7517	-23,7200	-23,7377
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	-31,6322	-31,6517	-31,6820	-31,6733	-23,7393	-23,7633	-23,7209	-23,7693
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	-31,5245	-31,5304	-31,6579	-31,6282	-23,6328	-23,6530	-23,7006	-23,7381
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	-31,5979	-31,6358	-31,6402	-31,6455	-23,7320	-23,7446	-23,7094	-23,7347
SOP Gesamt - ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	1,5357	1,5382	1,5898	1,6109	9,2569	9,2630	9,3032	9,3261
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	1,5357	1,5382	1,5898	1,6109	9,2585	9,2627	9,3039	9,3251
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	1,5357	1,5382	1,5898	1,6109	9,2569	9,2630	9,3032	9,3261
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	1,6434	1,6240	1,5510	1,5680	9,3634	9,3572	9,3235	9,3132
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	1,5349	1,5379	1,5890	1,6107	9,2482	9,2592	9,2945	9,3238
WCP Gesamt - mit Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	-0,0738	-0,0659	-0,0732	-0,0585	0,1033	0,1015	0,1019	0,1052
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	-0,0738	-0,0659	-0,0732	-0,0585	0,1035	0,1010	0,1020	0,1047
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	-0,0738	-0,0682	-0,0773	-0,0642	0,1033	0,1005	0,1019	0,1024
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	-0,0652	-0,0582	-0,0750	-0,0600	0,1118	0,1094	0,1035	0,1051
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	-0,0619	-0,0627	-0,0629	-0,0552	0,1099	0,1085	0,1099	0,1147
WCP Gesamt -ohne Gutschriften	**S1_HS_mk**	**S2_HS_mf**	**S3_HS_sk**	**S4_HS_sf**	**S5_CD_mk**	**S6_CD_mf**	**S7_CD_sk**	**S8_CD_sf**
Basis Szenario	0,0638	0,0640	0,0725	0,0805	0,2272	0,2287	0,2351	0,2435
Szenario 1 (50% Dämmung vorsortiert)	0,0638	0,0640	0,0725	0,0805	0,2274	0,2282	0,2353	0,2430
Szenario 2 (R-GK-Beton Substitutionskoeffizient)	0,0638	0,0640	0,0725	0,0805	0,2272	0,2287	0,2351	0,2435
Szenario 3 (R-GK Beton & Deponie Transportentfernungen)	0,0724	0,0709	0,0694	0,0771	0,2357	0,2362	0,2368	0,2425
Szenario 4 (Deponie + Sz.2)	0,0639	0,0641	0,0726	0,0806	0,2284	0,2292	0,2364	0,2439