

Bericht

Ökologische Beurteilung der Verwertung von Bauabfällen

Auftraggeber

David Hiltbrunner, Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Verfasser*innen

Fredy Dinkel, Carbotech AG, Basel

Flora Conte & Thomas Kägi, Carbotech AG, Zürich

Anzahl Seiten: 82

Basel, August 2021

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Titel

Ökologische Beurteilung der Verwertung von Bauabfällen

Auftraggeber

David Hiltbrunner, BAFU

Auftragnehmer

Carbotech AG, Basel

Autor*innen

Flora Conte

Fredy Dinkel

Thomas Kägi

Projektleitung / Kontakt

Dr. Fredy Dinkel

+41 61 206 95 22

f.dinkel@carbotech.ch

Hinweis

Diese Studie wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt ist ausschliesslich der Auftragnehmer verantwortlich.

Version und Datum

v1.6, August 2021

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung	5
2 Ausgangslage und Zielsetzung	11
3 Methodik und Vorgehen	13
3.1 Vorgehen bei der Ökobilanzierung	14
3.2 Ziel und Rahmenbedingungen	15
3.2.1 Zielsetzung	15
3.2.2 Funktionelle Einheit	15
3.2.3 Systemgrenzen	15
3.2.3.1 Zeitliche Systemgrenzen	16
3.2.3.2 Systemerweiterung bei Holz	16
3.2.4 Zielgruppe	17
3.2.5 Betrachtete Bauabfälle	18
3.2.6 Grenzen der Studie	18
3.2.6.1 Inhaltliche Grenzen	18
3.2.6.2 Formale Grenzen	19
3.3 Sachbilanz	19
3.3.1 Modellierung des Produktsystems	19
3.3.2 Vordergrunddaten und Abschätzungen	20
3.3.2.1 Transportdistanzen	20
3.3.2.2 Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwertung)	21
3.3.2.3 Asphalt (schwach belastet) (Recycling vs. Deponierung)	21
3.3.2.4 Aushub Typ B und E (Bodenwäsche vs. Deponierung)	22
3.3.2.5 Beton und Mischabbruch (Recycling vs. Deponierung)	22
3.3.2.6 EPS/XPS (Recycling vs. Entsorgung in der KVA)	22
3.3.2.7 Gipsfaserplatten (Recycling vs. Deponierung)	24
3.3.2.8 Gipskartonplatten (Recycling vs. Deponierung)	24
3.3.2.9 Gips, Vollgipsplatten (Recycling vs. Deponierung)	24
3.3.2.10 Glaswolle (Recycling vs. Verbrennung vs. Deponierung)	25
3.3.2.11 Holz, Massiv- und Brettschichtholz (Verbrennung vs. Recycling vs. Wiederverwertung)	25
3.3.2.12 Holz, Innentür (Verbrennung vs. Wiederverwertung)	26
3.3.2.13 PVC-Rohre (Recycling vs. Verbrennung)	26
3.3.2.14 RC-Kies A und B (Recycling vs. Deponierung)	26
3.3.2.15 Stahlprofil H bzw. T-Träger (Recycling vs. Wiederverwertung)	28
3.3.2.16 Tonziegel (Recycling vs. Deponierung)	29
3.3.3 Hintergrunddaten	29
3.4 Unsicherheiten und Sensitivitätsanalysen	30
3.4.1 Messungenauigkeiten	30
3.4.2 Systemische Unsicherheiten und Sensitivitäten	30

3.5	Wirkbilanz und Bewertung der Umweltbelastung	31
3.5.1	Die Methode der ökologischen Knappheit	31
3.5.2	Ergänzende Bewertung des Deponievolumens	33
3.5.2.1	Charakterisierung	33
3.5.2.2	Normierung	33
3.5.2.3	Gewichtung	35
3.5.2.4	Ökofaktor für landschaftsverändernde Deponien Typ A bis E	35
4	Resultate und Diskussion	36
4.1	Übersicht Umweltnutzen	36
4.2	Beton	38
4.3	Asphalt	40
4.4	RC-Kies A und RC-Kies B	42
4.5	Mischabbruch	44
4.6	Tonziegel	46
4.7	Aushub (Bodenwäsche vs. Deponie)	48
4.8	Gips, Gipsfaserplatte	50
4.9	Gips, Gipskartonplatte	53
4.10	Gips, Vollgipsplatte	54
4.11	Stahlprofil (T-Träger) (Recycling vs. Wiederverwendung)	56
4.12	Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwendung)	58
4.13	Holz, Brettschichtholz (Verbrennung vs. Wiederverwendung)	60
4.14	Holz, Massivholz (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)	62
4.15	Holz, Innentür Holz (Verbrennung vs. Wiederverwendung)	65
4.16	Glaswolle (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung)	66
4.17	EPS/XPS (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung)	68
4.18	PVC-Rohr (Verbrennung vs. Recycling)	70
5	Fazit und Empfehlungen	72
5.1	Varianten mit signifikant hohem Umweltnutzen	72
5.2	Varianten mit einem signifikanten Umweltnutzen	74
5.3	Varianten ohne signifikanten Umweltnutzen	75
5.4	Potentiale	76
5.5	Fazit und Empfehlungen	78
6	Glossar	79
7	Literatur	81

1 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Vielzahl von Bauabfällen dahingehend untersucht, ob sich durch eine Wiederverwendung oder ein Recycling gegenüber einer anderen Entsorgung¹ ein signifikanter ökologischer Nutzen ergibt. Dabei wurden die Aufwände und der Nutzen des Recyclings oder der Wiederverwendung den Belastungen durch die Entsorgung gegenübergestellt. Als Entsorgung wurden die vorgeschriebenen oder gängigen Entsorgungswege betrachtet. Das heisst, Deponierung für mineralische und Verbrennung in einer KVA für organische Bauabfälle. Bei Metallen wurde der Vergleich zwischen einer Wiederverwendung und dem üblichen Recycling gemacht. Um den Nutzen des Recyclings von Metallen aufzuzeigen, wurde ebenfalls ein Vergleich gegenüber einer Deponierung ausgewiesen, obwohl letztere nicht den üblichen Entsorgungsweg darstellt.

Die Bewertung erfolgte mit der Methode der Ökobilanzierung, welche einerseits die Auswirkungen auf die Umwelt über den gesamten Lebensweg betrachtet und andererseits eine Vielzahl von Umweltauswirkungen berücksichtigt. Als Indikator für die Umweltauswirkungen wurde die Methode der ökologischen Knappheit (MöK 2013) verwendet. Bei dieser Methode handelt es sich um eine der umfassendsten Bewertungsmethoden der Ökobilanzierung. Die Bewertung basiert einerseits auf der Umweltsituation der Schweiz und andererseits auf den umweltpolitischen Zielen und Grenzwerten der Schweiz. Entsprechend ist sie als Entscheidungsgrundlage für die Verwertung von Bauabfällen in der Schweiz prädestiniert. Zudem wurden aufgrund der aktuellen Umweltdiskussion die Auswirkungen auf das Klima separat bewertet.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass sich die untersuchten Verwertungen in drei Klassen einteilen lassen:

- **Signifikant hoher Umweltnutzen**
In diese Klasse wurden alle Varianten eingeteilt, welche einen Nutzen von mehr als 0.5 Mio. UBP / t Rückbaumaterial aufweisen.
- **Signifikanter Umweltnutzen**
In diese Klasse sind alle Varianten eingeteilt, welche unter Berücksichtigung der Unsicherheit einen signifikanten Nutzen aufweisen der jedoch < 0.5 Mio. UBP / t ist.
- **Kein signifikanter Nutzen**
In diese Klasse fallen diejenigen Varianten, welche im Rahmen der Unsicherheiten keinen signifikanten Nutzen aufweisen. Dies bedeutet, dass je nach Umständen ein kleiner Nutzen gegenüber der Entsorgung resultiert oder die Entsorgung mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden ist.

Varianten mit signifikant hohem Umweltnutzen

Wie Abbildung 1 zeigt handelt es sich bei den Varianten mit einem hohen Umweltnutzen mit einer Ausnahme, PVC-Rohre ins Recycling, um Wiederverwendungsvarianten. Bei den Holzbauteilen wird der Nutzen der Wiederverwendung gegenüber der Verbrennung in der KVA mit Energienutzung ausgewiesen. Bei den Metallen die Wiederverwendung gegenüber dem Recycling. Um die Höhe des Nutzens einzuordnen, wurde ebenfalls der Recyclingnutzen gegenüber einer Deponierung dargestellt, obwohl dies weder zulässig ist, noch aus ökonomischen Gründen gemacht wird. Daher wird es in einer helleren Farbe dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass der Nutzen der Wiederverwendung zusätzlich zum Recyclingnutzen dazu kommt. So ist z.B. der Zusatznutzen durch die Wiederverwendung von Stahlträgern statt einem Recycling mit knapp 0.7 Mio. UBP/t etwas

¹ Gemäss Art. 7 des Umweltschutzgesetzes (SR 814.01) umfasst die Entsorgung auch die Verwertung von Abfällen. Im vorliegenden Bericht wird der Begriff Entsorgung aber zur besseren Abgrenzung des Recyclings für die Verbrennung oder Deponierung verwendet.

kleiner als der Nutzen des Recyclings statt einer Deponierung mit etwas mehr als 1 Mio. UBP/t. Die Wiederverwendung der Stahlträger gegenüber einer Deponierung liegt damit bei rund 1.7 Mio. UBP/t.

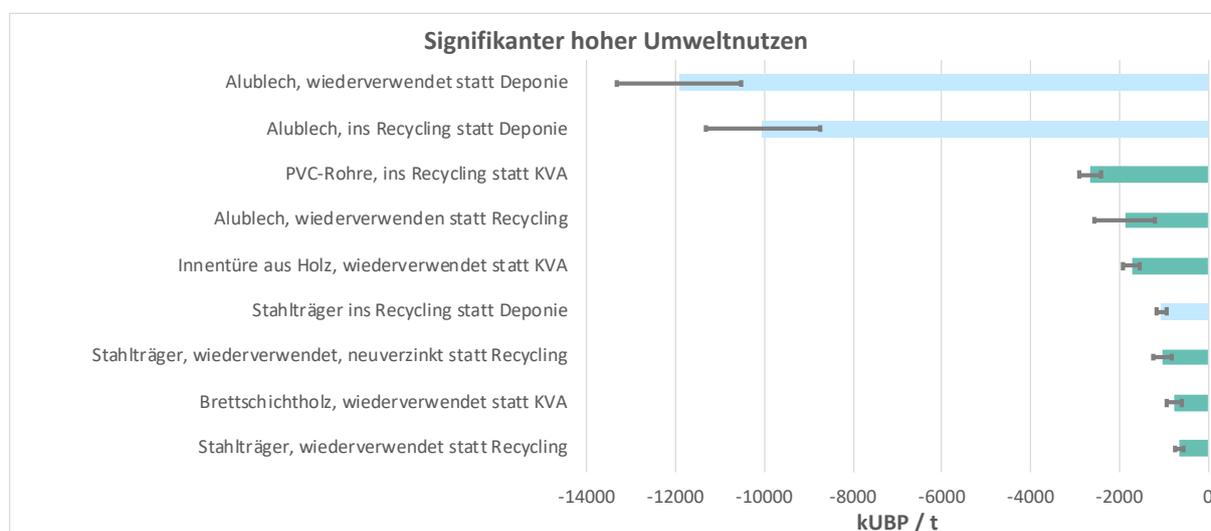


Abbildung 1: Umweltnutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA, gemessen in UBP. In hellblauer Farbe ist der Nutzen des Recyclings von Stahl und Aluminium gegenüber einer Deponierung dargestellt. Dies um den Nutzen einordnen zu können.

Diese Resultate zeigen, dass es aus ökologischer Sicht sinnvoll ist, vermehrt Materialien wieder zu verwenden und nicht nur zu rezyklieren. Dies wird heute erst in Ausnahmefällen gemacht und sollte entsprechend gefördert werden.

Varianten mit einem signifikanten Umweltnutzen

Praktisch alle Recyclingvarianten von mineralischen Bauabfällen und Holz zeigen einen signifikanten Umweltnutzen gegenüber der Deponierung bzw. einer Verbrennung in einer KVA mit Energienutzung. Der höchste Nutzen in dieser Klasse zeigt das Recycling von Glaswolle, da dadurch sowohl der Energiebedarf wie auch der Bedarf an mineralischen Ressourcen reduziert werden kann. Beim Massivholz zeigt es sich in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen aus dem vorigen Kapitel, dass die Wiederverwendung einen wesentlich höheren Nutzen aufweist als das Recycling. Einen wesentlich kleineren Nutzen pro Tonne ergibt sich bei den mineralischen Baustoffen. Dieser ergibt sich im Wesentlichen durch die Vermeidung von Deponievolumen und den Kies- bzw. Sandersatz. Dabei ist zu beachten, dass die Mengen dieser Bauabfälle um Faktoren grösser sind als z.B. diejenige von Glaswolle. Entsprechend ergibt sich bei einer Betrachtung über die Schweiz ein höherer Nutzen durch das Recycling dieser mineralischen Baustoffe.

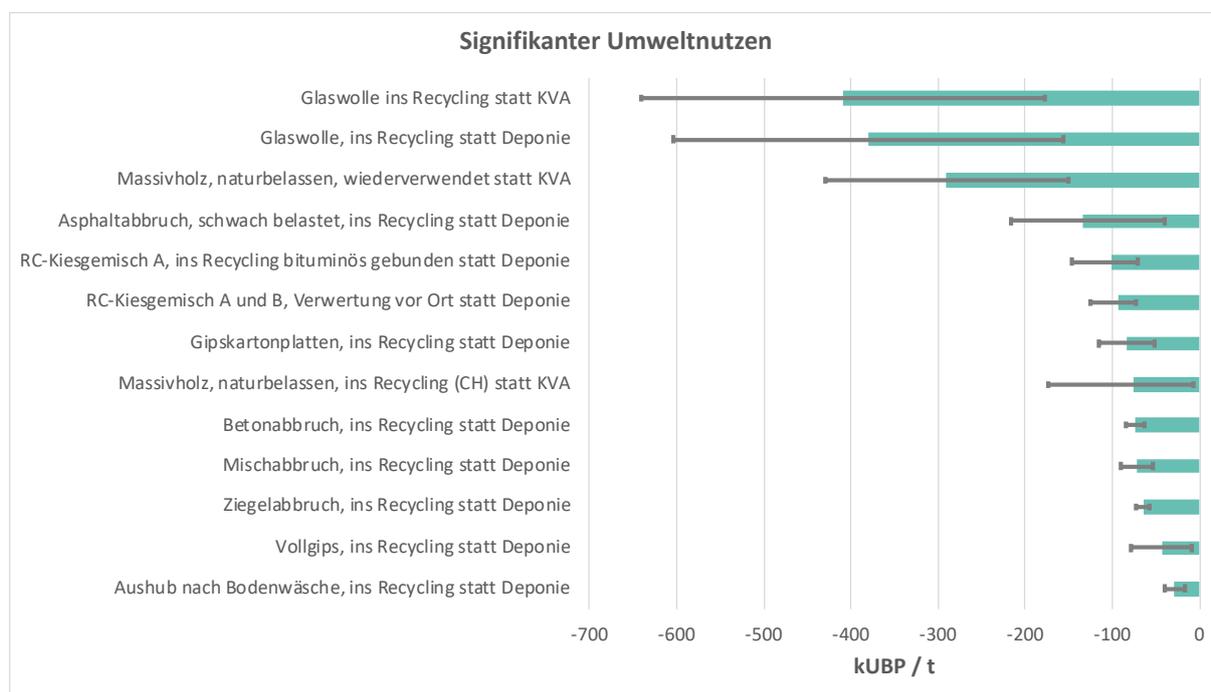


Abbildung 2: Umweltnutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in UBP

Varianten ohne signifikanten Umweltnutzen

Für die folgenden drei Bauabfälle ergibt sich kein signifikanter Unterschied des Recyclings gegenüber einer Entsorgung in einer Deponie bzw. einer KVA:

- Gipsfaserplatten, ins Recycling
- Massivholz ins Recycling in Deutschland
- EPS/XPS ins Recycling (Gemisch für Leichtbeton)

Bei der Gipsfaserplatte schneidet das Recycling einerseits schlechter ab, weil die Fasern im Recycling keinen Nutzen bringen und andererseits, weil die Aufbereitung mit relativ viel Staubemissionen verbunden ist. Könnten die Staubemission um Faktor 2 oder mehr reduziert werden, wäre auch das Recycling vorteilhafter. Falls das Holz in Deutschland rezykliert wird, so ergibt sich ein sehr kleiner Umweltnutzen, einerseits aufgrund der höheren Transportdistanzen und andererseits aufgrund des ökologisch ungünstigeren Strom-Mixes in Deutschland.

Beim EPS/XPS-Recycling ist die Belastung des Recyclings sogar höher als die Entsorgung in der KVA, wobei der Unterschied nicht signifikant ist. Dabei liegt das Hauptproblem bei den teilweise noch im Material enthaltenen fluoridierten Treibmitteln, welche beim Recyclingprozess entweichen. Wenn ausgeschlossen werden kann, dass das Material noch fluoridierte Treibmittel enthält, bzw. eine Schadstoffentfrachtung stattfinden würde, würde sich auch die Umweltbilanz des Recyclings verbessern. Ebenso schneidet das Recycling besser ab, wenn das CreaSolv-Verfahren angewendet wird.

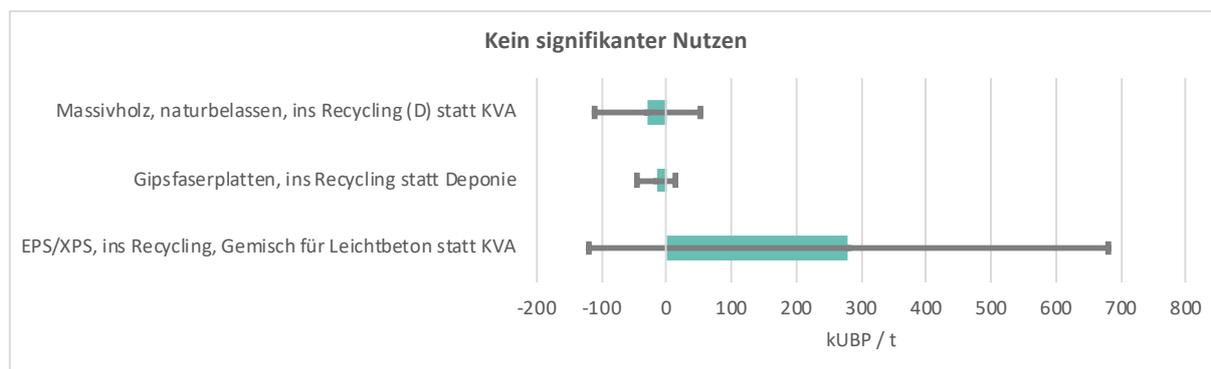


Abbildung 3: Umweltauswirkungen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in UBP

Fazit und Empfehlungen

Die Studie über das Recycling und Entsorgung von Bauabfällen hat gezeigt, dass sich für die untersuchten Bauabfälle das Recycling mit wenigen Ausnahmen aus Umweltsicht lohnt und eine Wiederverwendung der Rückbaumaterialien einen noch höheren Nutzen aufweist. Für die betrachteten Varianten, mit Ausnahme der im vorigen Kapitel genannten Bauabfälle gilt folgende Empfehlung:

- Die Wiederverwendung eines Baumaterials ist dem Recycling vorzuziehen, sofern dies möglich ist.
- Das Recycling von mineralischen Bauabfällen ist der Ablagerung in jedem Fall vorzuziehen,
 - solange die Transportwege nicht mehr als 5x länger werden
 - solange das Recyclingmaterial auch wirklich Primärmaterial ersetzt
 - solange der Aufwand für die Aufbereitung nicht wesentlich höher liegt als in dieser Studie angenommen
- Für brennbare Abfälle wie Holz oder Kunststoffe gilt, dass deren stoffliche Verwertung einer Verbrennung in einer KVA mit Energiegewinnung vorzuziehen ist.

Obwohl es Beispiele gibt, welche zeigen, dass eine Wiederverwendung von Baumaterialien in neuen Gebäuden möglich ist, wird dies noch viel zu wenig praktiziert. Eine entsprechende Förderung wäre aus ökologischer Sicht durchaus sinnvoll.

Ebenso gelangen noch viele mineralische Bauabfälle in eine Deponie. Auch hier wird empfohlen, die notwendigen Rahmenbedingungen zu schaffen, um die Verwertung zu erhöhen.

Die Berechnung der Potentiale zeigt, dass die beiden Fraktionen Betonabbruch und Asphaltabbruch aufgrund der grossen Massenströme das höchste Potential aufweisen, obwohl diese beiden Fraktionen einen eher kleinen spezifischen Nutzen pro Tonne Material aufweisen, siehe Abbildung 4. Total ergibt sich ein Potential von 750 Mrd. UBP, falls rund drei Viertel der heute deponierten mineralischen Bauabfälle rezykliert und die Hälfte der metallischen Fraktionen wiederverwendet würde. Dies entspricht den gesamten Umweltauswirkungen von knapp 38'000 Einwohnern der Schweiz, was den Auswirkungen der Einwohner von Schaffhausen entspricht oder rund 2 Mrd. km mit dem Auto.

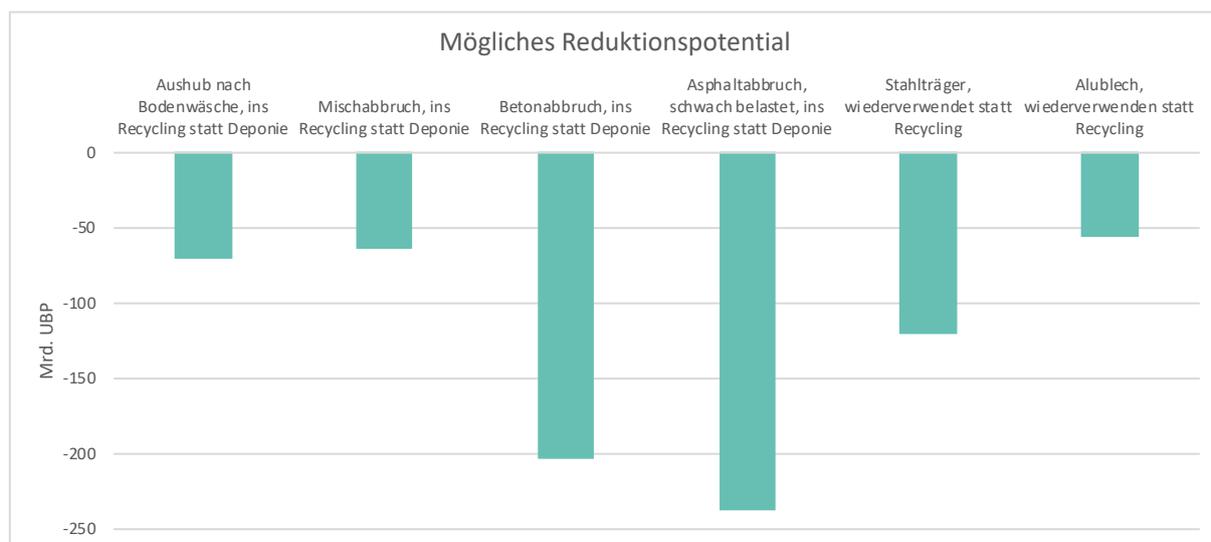


Abbildung 4: Potential zur Reduktion der Umweltauswirkungen gemessen in UBP, falls die grossen Stoffströme verwertet statt entsorgt würden.

Bei den Auswirkungen auf das Klima zeigen praktisch alle Varianten einen Nutzen, der sich teilweise bezüglich der Signifikanz und Relevanz von der Beurteilung mit der MöK unterscheidet. Gewisse Varianten wie Aushub in die Bodenwäsche zeigen bei den Klimaauswirkungen einen beschränkt signifikanten Nutzen. Dabei ist zu beachten, dass dies nicht bedeutet, dass diese Recyclingvarianten aus ökologischer Sicht nicht sinnvoll sind. Viel mehr bedeutet es, dass der Indikator Treibhausgase mit der Einheit CO_2Eq blind ist für verschiedene relevante Auswirkungen bzw. Nutzen dieser Varianten, wie z.B. die Schonung von Deponievolumen oder von Kiesressourcen. Entsprechend empfehlen wir, sich für die ökologische Beurteilung nicht nur auf den Indikator Treibhausgase abzustützen, sondern umfassende Methoden wie die MöK zu verwenden.

2 Ausgangslage und Zielsetzung

Die Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA, Stand 1. April 2020) verlangt grundsätzlich die Verwertung von Bauabfällen. In Artikel 19 werden die Anforderungen für Aushub- und Ausbruchmaterial beschrieben. In Artikel 20 zu «Mineralische Abfälle aus dem Abbruch von Bauwerken» steht in Absatz 1: «Ausbauasphalt mit einem Gehalt bis zu 250 mg PAK pro kg, Strassenaufbruch, Mischabbruch und Ziegelbruch ist möglichst vollständig als Rohstoff für die Herstellung von Baustoffen zu verwerten.» und in Absatz 3 «Betonabbruch ist möglichst vollständig als Rohstoff für die Herstellung von Baustoffen oder als Baustoff auf Deponien zu verwerten.»

Dabei stellen sich verschiedene Fragen, wie zum Beispiel:

- Was heisst möglichst vollständig?
- Wie hoch ist der Nutzen der Verwertung?
- Gibt es Fälle, in denen eine stoffliche Verwertung nicht der optimale Weg ist?

Obwohl es sicher wünschbar ist, möglichst alle Bauabfälle zu verwerten, könnte es Situationen geben, in denen eine Deponierung der sinnvollere Weg ist. Jedoch fehlt heute eine Entscheidungsgrundlage, um dies zu beurteilen. Auf Basis der im Jahr 2020 durchgeführten Vorstudie, soll mittels des Ansatzes der Ökobilanzierung eine Grundlage erarbeitet werden, inwiefern sich die stoffliche Verwertung der jeweiligen Bauabfälle lohnt.

Dabei geht es um die folgenden Fragestellungen:

- Was ist aus ökologischer Sicht die optimale Verwertung von Rückbaumaterialien?
- Welcher Aufwand ist fürs Recycling zu rechtfertigen und wann ist eine Ablagerung ökologisch sinnvoller?

Das Ziel des Projektes besteht darin, für verschiedene Abfälle die ökologischen Auswirkungen der unterschiedlichen Entsorgungs- resp. Verwertungswege mittels einer Ökobilanz abzuschätzen. Falls es sich zeigt, dass sich für gewisse Bauabfälle je nach Rahmenbedingungen unterschiedliche Empfehlungen ergeben, soll aufgezeigt werden, unter welchen Bedingungen die eine oder andere Entsorgungs- oder Verwertungsvariante aus ökologischer Sicht optimal ist.

A) Für folgende Materialien soll geprüft werden, ob oder wann Recycling aus ökologischer Sicht sinnvoller ist als die Deponierung:

- Asphalt mit PAK-Gehalt < 250 mg/kg, schwach belasteter Asphalt
- Aushub Typ B (Bodenwäsche vs. Deponie)
- Aushub Typ E (Bodenwäsche vs. Deponie)
- Beton
- Gipsfaserplatte
- Gipskartonplatte
- Gips, Vollgipsplatte
- Glaswolle
- Mischabbruch
- RC-Kies A (70 %; 30 % Asphalt), RC-Kies B (80 % Kies; 20 % Beton)
- Tonziegel

B) Für folgende Bauabfälle soll im Speziellen geprüft werden, ob und wann Recycling sinnvoller ist als die Wiederverwendung respektive Verbrennung in einer KVA:

- Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwendung)
- Stahlprofil (T-Träger) (Recycling vs. Wiederverwendung)
- Brettschichtholz (KVA vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)
- Massivholz naturbelassen (KVA vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)
- Innentür Holz (KVA vs. Wiederverwendung)
- Glaswolle (KVA vs. stoffliche Verwertung)
- EPS (KVA vs. stoffliche Verwertung)
- XPS (KVA vs. stoffliche Verwertung)
- PVC-Rohre (KVA vs. Recycling)

3 Methodik und Vorgehen

Aufgrund der Komplexität der Natur und des globalen Wirtschaftssystems reicht es nicht nur einzelne Problemstoffe oder lokale Auswirkungen zu betrachten. Aus dem Anspruch an eine umfassende Beurteilung ergeben sich die folgenden Anforderungen an die Methode:

- Möglichst umfassende Berücksichtigung der verschiedenen Umweltauswirkungen, wie z.B. Auswirkungen auf das Klima, die menschliche Gesundheit, Ökosysteme, Ressourcen etc.
- Berücksichtigung des gesamten Lebensweges von der Rohstoffgewinnung bis zur Verwertung oder Entsorgung.
- Quantifizierung der Umweltauswirkungen, um fundierte Aussagen zur Relevanz machen zu können.
- Soweit möglich wissenschaftlich abgestützt, um eine hohe Transparenz, Zuverlässigkeit und Akzeptanz zu erreichen.
- Bewertung der verschiedenen Auswirkungen auf der Basis von gesellschaftlichem und wissenschaftlichem Konsens, damit Entscheidungen nicht auf subjektiven Wahrnehmungen oder Interessen erfolgen.

Die Ökobilanzierung respektive Lebenszyklusanalyse („Life Cycle Assessment“, LCA) ist eine Methode, um die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf die Umwelt zu erfassen, zu beurteilen und daraus Optimierungspotentiale abzuleiten. Sie ist diejenige Methode, welche heute die obigen Anforderungen am besten erfüllt. Die Ergebnisse der Ökobilanz können eingesetzt werden:

- als Entscheidungshilfen bei verschiedenen Varianten
- zur Erfassung der relevanten Auswirkungen
- zur Ermittlung der wesentlichen Einflussfaktoren
- in der strategischen Planung zur Ermittlung von Optimierungspotentialen
- zur Beurteilung von Massnahmen
- als Grundlage für Eco-Design
- zur Ableitung von Handlungsempfehlungen

Diese Methode wird in diesem Projekt verwendet, um den Vergleich der ökologischen Auswirkungen der untersuchten Verwertungsvarianten zu machen und damit die Fragestellungen aus Kapitel 2 zu beantworten. Entsprechend wird der gesamte Lebensweg von der Ressourcengewinnung über Transporte, Herstellung, Nutzung und Wiederverwertung bzw. Entsorgung berücksichtigt.

3.1 Vorgehen bei der Ökobilanzierung

Nachdem die Fragestellung und die zu untersuchenden Systeme definiert sind, werden die Waren-, Stoff- und Energieflüsse sowie der Ressourcenbedarf erfasst. Anschliessend werden die Auswirkungen auf die Umwelt mit Hilfe von gewählten Indikatoren, welche diese Wirkungen beschreiben, bestimmt. Mit dem Ziel, die Ergebnisse mit einer Kennzahl auszudrücken und damit die Auswertung zu ermöglichen oder zumindest zu erleichtern, kann eine Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen durch eine entsprechende Gewichtung erfolgen.

Die Anforderungen an eine Ökobilanz und das Vorgehen bei deren Erstellung sind in der Norm ISO 14'040/44 (ISO, 2006; ISO/TC, 2006) definiert. Gemäss dieser Norm umfasst eine Ökobilanz die folgenden Schritte:

- Festlegen der Zielsetzungen und Systemgrenzen (Rahmenbedingungen)
- Erfassen der relevanten Stoff- und Energieströme sowie des Ressourcenbedarfs (Sachbilanz)
- Bestimmen der Auswirkungen auf die Umwelt (Wirkbilanz)
- Interpretation der Umweltauswirkungen aufgrund der Zielsetzungen (Bewertung)
- Erarbeiten von Massnahmen (Optimierung)

Wie Abbildung 5 zeigt, ist dies kein linearer Ablauf, sondern ein interaktiver Erkenntnis- und Optimierungsprozess.

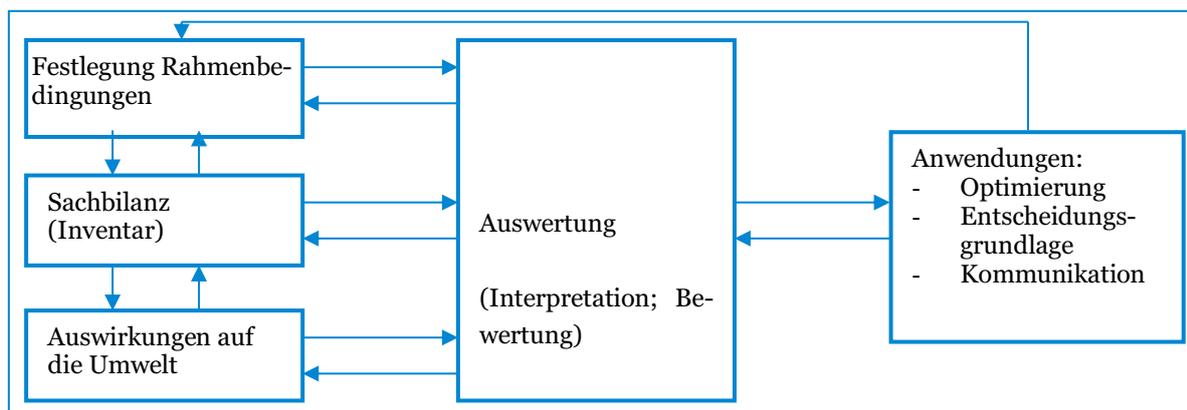


Abbildung 5: Schritte einer Ökobilanz nach ISO 14'040/44

Die vorliegende Studie richtet sich in den wesentlichen Aspekten nach der Norm ISO 14'040; in einzelnen Punkten, wie der Verwendung von gesamtaggrierenden Methoden, weicht die vorliegende Studie aus den in Kapitel 3.2.6.2 genannten Gründen von der Norm ab. Die Einhaltung der Norm würde verlangen, dass für vergleichende Ökobilanzen, welche für die Öffentlichkeit bestimmt sind, keine gesamtaggrierenden Methoden, welche die verschiedenen Umweltauswirkungen zu einer Kennzahl zusammenfassen, verwendet werden dürfen.

Auf die einzelnen Schritte bei der Erstellung der vorliegenden Ökobilanz wird im Folgenden eingegangen.

3.2 Ziel und Rahmenbedingungen

Aus der Zielsetzung der Studie bzw. deren Fragestellung leitet sich die Definition der zu untersuchenden und vergleichenden Systeme ab. Daraus ergeben sich die Rahmenbedingungen und Systemgrenzen. Die Systemgrenzen definieren, welche Prozesse und vorgelagerten Prozesse berücksichtigt werden. Zudem wird etwa der zeitliche Rahmen der verwendeten Daten sowie die zu untersuchenden Umweltauswirkungen festgelegt.

3.2.1 Zielsetzung

Die Studie soll den Umweltfussabdruck des Recyclings bzw. der Wiederverwendung von ausgewählten Bauabfällen berechnen und diesen mit demjenigen des üblichen Entsorgungsweges vergleichen. Dies ist bei mineralischen Bauabfällen die Deponierung, bei organischen Bauabfällen die Verbrennung in der KVA und bei Metallen das Rezyklieren. Diese Vergleiche sollen zeigen, ob sich ein Umweltnutzen durch die Verwertung gegenüber einer Entsorgung ergibt. Zudem sollen mit einer Analyse die wesentlichen Einflussgrössen bestimmt und ermittelt werden, ob es Bedingungen gibt, welche zu einer anderen Beurteilung führen würden.

3.2.2 Funktionelle Einheit

Um ein Produkt oder eine Dienstleistung mit entsprechenden Alternativen zu vergleichen, müssen diese denselben Nutzen erbringen bzw. dieselbe Funktion erfüllen. Die Grösse, auf welche sich der Vergleich bezieht, wird als funktionelle Einheit (FE) bezeichnet.

Als funktionelle Einheit wurde in dieser Studie jeweils **1 t Rückbaumaterial** betrachtet.

Das heisst, es wird die Dienstleistung verglichen, um 1 t Rückbaumaterial zu verwerten bzw. zu entsorgen. Um den Nutzen der Wiederverwendung, bzw. des Recyclings zu berücksichtigen, wurde eine entsprechende Gutschrift für das Neumaterial gewährt, welches dank der Wiederverwendung bzw. Recycling nicht hergestellt werden muss.

3.2.3 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen der vorliegenden Studie umfassen im Wesentlichen die Stoff- und Energieflüsse der folgenden Prozesse und Dienstleistungen, welche aus der Erfahrung als relevant erachtet werden:

- Bereitstellung der Hilfsstoffe und Aufbereitung
- Transporte
- Abfälle bei der Aufbereitung, bzw. der Bereitstellung der Energien und Hilfsstoffe
- Bereitstellung Energie, Wärme und Strom, Energieträger wie Erdöl, Erdgas, Kohle, etc. für die involvierten Prozesse
- Herstellung der durchs Recycling ersetzten Primärprodukte und Rohstoffe. Diese werden als Gutschriften ausgewiesen.
- Herstellung von durch die thermische Verwertung ersetzttem Strom und Wärme. Diese werden als Gutschriften ausgewiesen.

Für alle diese Prozesse werden die Auswirkungen durch Emissionen in Boden, Luft und Wasser sowie der Ressourcennutzung (z.B. energetische Ressourcen, Wasser oder Landnutzung) berücksichtigt.

3.2.3.1 Zeitliche Systemgrenzen

Für die Aufbereitung und die daraus resultierenden Gutschriften sowie die Entsorgungsvarianten wird die heutige Situation betrachtet. Das heisst, es werden die aktuellsten Ökoinventare für die Material- und Energiebereitstellung verwendet. Bei der Energienutzung in der KVA wurde die durchschnittliche Energienutzung der schweizerischen KVAs im Jahre 2019 verwendet. Da Baumaterialien typischerweise mehrere Jahrzehnte im Einsatz sind, wurde soweit notwendig und möglich berücksichtigt, dass früher teilweise Stoffe verwendet wurden, welche nicht mehr der heutigen Situation entsprechen. So wurde z.B. bei den XPS Dämmstoffen berücksichtigt, dass diese früher mit Stoffen geschäumt wurden, welche heute verboten sind.

3.2.3.2 Systemerweiterung bei Holz

Bei der Evaluation der verschiedenen Verwertungs- und Entsorgungsszenarien werden sowohl die Belastungen durch die Verwertung wie auch der Nutzen der sich daraus ergibt berücksichtigt. Bei der Gegenüberstellung einer stofflichen Verwertung mit einer Entsorgung in einer KVA wird u.a. der Nutzen des Sekundärmaterials, welches nicht aus neuen Rohstoffen hergestellt werden muss, der Energiegewinnung in der KVA gegenübergestellt. Im Falle von Holz zeigt sich dabei, dass der Nutzen der Energiebereitstellung in der KVA wesentlich höher ist als die Belastungen durch die Emissionen der KVA. Dies vor allem aus der Tatsache, dass das bei der Verbrennung von Holz entstehende CO₂ biogenen Ursprungs ist und damit nicht zur Klimaveränderung beiträgt. Mit der Fernwärme der KVA werden jedoch fossile Brennstoffe ersetzt, welche eine wesentliche Klimaauswirkung aufweisen. Da dieser Nutzen wesentlich höher ist als die Bereitstellung des Holzes könnte dies zur Schlussfolgerung führen, dass Holz möglichst einer KVA zugeführt werden soll. Dabei wird jedoch meist nicht berücksichtigt, dass mit einem stofflichen Recycling die Ressource Holz geschont wird. Um dies zu berücksichtigen, ist es notwendig, eine Systemerweiterung zu machen, welche die Holzressourcen einbezieht. Im Zusammenhang mit der Energienutzung in der KVA kann dies erfolgen, indem eine mögliche energetische Nutzung des eingesparten Primärholzes mitberücksichtigt wird. Analog zur Altpapierstudie des AWEL (Brunner & Dinkel, 2000) und der Papierstudie des (Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU), 2013), wurde bei holzartigen Bauabfällen folgende Systemerweiterung gemacht. Falls durch die Wiederverwendung oder Verwertung von Holzbaustoffen der Einsatz von Primärholz reduziert wird, so wird dieser Nutzen berechnet, indem die Auswirkungen durch die Bereitstellung des Holzbaustoffes gutgeschrieben werden sowie auch eine mögliche thermische Nutzung des ungenutzten Primärholzes in einer Holzfeuerungsanlage, welche fossile Energieträger ersetzt². Als fossile Energieträger werden Öl und Erdgas im Verhältnis 60:40 verwendet. Die Auswirkungen dieser Systemerweiterung werden in den Ergebnisgraphiken in Kapitel 4 als «Gutschrift Systemerweiterung Holz» ausgewiesen.

Diese Systemerweiterung ist vor allem im Hinblick auf die Zukunft sinnvoll. Zum heutigen Zeitpunkt wird in der Schweiz nur etwas mehr als die Hälfte des jährlich nachwachsenden Holzes genutzt und eine knappe Verdoppelung der Nutzung wäre möglich, ohne dass dadurch mehr Holz geschlagen würde als nachwächst, siehe Abbildung 6. Dabei ist zu beachten, dass im Zusammenhang mit dem Nettonullziel einerseits die Bauwirtschaft Holz als Baumaterial vermehrt nutzen wird und auch ein Bedarf entsteht, fossile Brennstoffe durch CO₂-neutrale Brennstoffe zu ersetzen. Während dies für Anwendungen mit Temperaturen unter 100 °C z. B. mit Wärmepumpen und einem entsprechenden Strom-Mix gut möglich ist, so benötigen Hochtemperaturanwendungen in der Industrie, wie Stahl-, Glas- oder Klinkerherstellung hochpotenzielle Brennstoffe wie Holz. Es ist daher zu erwarten, dass der Nutzungsdruck auf Wälder zunehmen wird. Entsprechend hat das BAFU in der Studie «CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft» verschiedene Szenarien der zukünftigen

² Eine andere Systemerweiterung wäre durchaus auch möglich, da das ungenutzte Primärholz auch stofflich, z.B. als Bauholz, genutzt werden könnte, was sogar wahrscheinlicher ist als die energetische Nutzung. Die energetische Systemerweiterung wurde aus den folgenden Gründen gewählt. Bei der Entsorgung in der KVA erfolgt auch eine energetische Nutzung, welche zur entsprechenden Gutschrift führt. Zudem ist es schwierig das Material zu wählen, welches durch die stoffliche Nutzung des Holzes ersetzt wird. Da das Resultat sehr stark von dieser Wahl abhängt, würde es fast beliebig werden.

Waldnutzung berechnet, siehe Abbildung 6. Die beiden Szenarien «Zuwachs optimiert» und «Kyoto optimiert» zeigen mit einer Steigerung von 75 bis 90 % eine wesentlich höhere Nutzung des schweizerischen Waldes. Auch wenn der Waldbestand dadurch nicht reduziert wird und diese Mehrnutzung aus Klimasicht sinnvoll und wünschbar ist, so kann die intensivere Nutzung dennoch zu negativen Auswirkungen z.B. in Bezug auf die Biodiversität führen.

Zudem wird von einem gleichbleibenden Import von Holz ausgegangen. Dieser beträgt heute rund 40 % und in den zukünftigen Szenarien rund 25 % der Holznutzung. Wie die Situation im Frühling 2021 gezeigt hat, kann Holz aufgrund von Weltmarktsituationen und Ausfällen durch Schädlinge oder anderen Gründen zu einem knappen Gut und dies für die Holzverarbeitende Industrie zu einem erheblichen Problem werden, siehe z.B. (Amman, 2021).

	Ausgangswert 2000 [Mio. m ³]	Zuwachs optimiert [Mio. m ³]		Kyoto optimiert [Mio. m ³]	Baseline [Mio. m ³]	Reduzierte Waldpflege [Mio. m ³]
Nutzung⁵						
Holznutzung Schweiz	5.0 ¹	9.2 ² + 90 %		8.5 ² + 75 %	5.9 ² + 20 %	3.0 ² -40 %
		Bau	Energie			
Verbrauch						
Konstruktion, Ausbau, Holzprodukte	2.5 ³	4.5 + 80 %	2.5 ± 0 %	4.5 + 80 %	3.0 + 20 %	1.9 -25 %
Waldenergieholz	1.3 ⁴	2.8 + 120 %	4.9 + 340 %	2.1 + 65 %	1.5 + 20 %	0.2 -80 %
Aussenhandel⁶		Konstant		Konstant	Konstant	Konstant
Export	1.4	1.4		1.4	1.4	1.4
Import	2.2	2.2		2.2	2.2	2.2

¹ Nach Forststatistik Jahr 2000.

² Verwertbare Holzmengen: Derbholz, Rinde, Reisig, siehe Anhang 4.

³ Hofer 2004.

⁴ BFS/BUWAL 2000.

⁵ Aus dem Verbrauch und dem Aussenhandel kann nicht auf die Nutzungsmenge geschlossen werden, weil noch Restholz anfällt.

⁶ OZD 2001; Ohne Holz- und Zellstoffe sowie Papier und Karton.

Abbildung 6: Nachwachsende Biomasse im Schweizer Wald für verschiedene Bewirtschaftungsformen (BAFU, 2007).

3.2.4 Zielgruppe

Die Studie richtet sich in erster Linie an den Auftraggeber sowie an die interessierten Behörden und die Öffentlichkeit.

3.2.5 Betrachtete Bauabfälle

Die folgenden Varianten wurden untersucht:

- Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwendung)
- Asphalt (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- Aushub Typ B (Bodenwäsche vs. Deponie)
- Aushub Typ E (Bodenwäsche vs. Deponie)
- Beton (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- EPS und XPS (KVA vs. stoffliche Verwertung)
- Gipsfaserplatte (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- Gipskartonplatte (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- Gips, Vollgipsplatte (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- Glaswolle (Deponierung und KVA vs. stoffliche Verwertung)
- Holz, Brettschicht (KVA vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)
- Holz, Massiv, naturbelassen (KVA vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)
- Holz, Innentür (KVA vs. Wiederverwendung)
- Mischabbruch (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)
- PVC-Rohre (KVA vs. Recycling)
- RC-Kies A (70 %; 30 % Asphalt), RC-Kies B (80 % Kies; 20 % Beton)
- Stahlprofil (T-Träger) (Recycling vs. Wiederverwendung)
- Tonziegel (Deponierung vs. stoffliche Verwertung)

Dabei wurden jeweils Vergleiche gemacht zwischen der «üblichen» bzw. gesetzlich vorgeschriebenen Entsorgung als Vergleichsbasis und einem Recycling bzw. einer Wiederverwendung. Als Vergleichsbasis wurde bei mineralischen Baustoffen die Deponie, bei organischen Materialien die Verbrennung in einer KVA und bei Metallen ein Recycling verwendet.

3.2.6 Grenzen der Studie

3.2.6.1 Inhaltliche Grenzen

Folgende Grenzen hat diese Studie:

- Es werden nur ökologische Auswirkungen der Verwertung von Bauabfällen betrachtet. Die sozialen und ökonomischen Auswirkungen als zusätzliche Dimensionen der Nachhaltigkeit werden nicht berücksichtigt.
- Die Studie basiert weitgehend auf Durchschnittsdaten, z.B. bezüglich der Herstellung der Baumaterialien. In spezifischen Fällen können sich ggf. andere Resultate ergeben.
- Die Studie basiert auf schweizerischen Verhältnissen z.B. bezüglich der Art der Entsorgung oder der Transportdistanzen. Bei der Energienutzung in der KVA wurden die Durchschnittswerte der Schweiz verwendet. Je nach KVA kann dies stark davon abweichen.
- Rückbaumaterialien können Schadstoffe enthalten, welche gewollt, z.B. Stabilisatoren oder Brandschutzmittel in Kunststoffen, oder ungewollt durch Verschmutzung im Gebrauch in den Baustoff gelangten. Die Beurteilung dieser Belastungen war nicht Ziel dieser Studie. Aufgrund der enormen Vielzahl von möglichen «Verschmutzungen» würde eine umfassende Berücksichtigung möglicher Schadstoffbelastungen diese Studie bei weitem übersteigen. Die vorliegende Studie beschränkt sich mit wenigen Ausnahmen auf Recycling Baustoffe, welche gemäss gesetzlicher Grenzwerte wiedereingesetzt werden dürfen. Im Einzelfall muss dieser Problematik jedoch Rechnung getragen werden.
- Die Resultate gelten nur für die getroffenen Annahmen. Bei anderen Rahmenbedingungen können sich andere Resultate ergeben, welche mit den in diesem Bericht erarbeiteten, nicht übereinstimmen müssen. Bei der Interpretation der Resultate müssen diese Grenzen berücksichtigt werden.

3.2.6.2 Formale Grenzen

Das Vorgehen der Ökobilanz richtete sich bezüglich der Erstellung der Sachbilanzen und Wirkungsabschätzungen nach der Norm ISO 14'040/44 (ISO 14'040 2006) (ISO 14'044 2006). Bezüglich der Verwendung zur Bewertung und Interpretation von gesamttaggregierenden Bewertungsmethoden, wie dies bspw. die Methode der ökologischen Knappheit ist, welche die verschiedenen Umweltauswirkungen gewichtet und zu einem Indikator den Umweltbelastungspunkten (UBP) zusammenfasst, steht die Studie nur so lange in Übereinstimmung mit der Norm, als sie nicht veröffentlicht wird.³ Die Autoren der Studie sind jedoch der Überzeugung, dass es für die Entscheidungsfindung wesentlich sinnvoller ist, sich auf Methoden zu stützen, deren Gewichtung auf gesellschaftlichen und wissenschaftlichen Konsensprozessen beruht, als dem Leser diese Gewichtung zu überlassen. Da Letzteres in vielen Fällen dazu führt, dass die Gewichtung nach Interesse oder Wissensstand subjektiv gemacht wird oder nur einzelne Aspekte herausgegriffen werden, welche vom Leser als wichtig erachtet werden. Mit dieser Einschätzung stehen die Autoren nicht alleine da. Dieses Thema wurde schon an internationalen, wissenschaftlichen Kongressen diskutiert und dabei wurde die Verwendung solcher Methoden ebenfalls als sinnvoll und teilweise sogar als notwendig erachtet, siehe z.B. (Kägi u. a., 2016).

3.3 Sachbilanz

3.3.1 Modellierung des Produktsystems

In der Sachbilanz wird ein Modell für das zu bilanzierende System entworfen und es werden die Energie- und Stoffflüsse der damit verbundenen Prozesse erfasst. Diese umfassen:

- Die Beziehungen eines Prozesses mit anderen Prozessen der Technosphäre, wie z. B. Menge an benötigten Rohmaterialien, Hilfsstoffen, Energiebedarf, Transporte oder Verwertungs- beziehungsweise Entsorgungssysteme.
- Die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt der Ökosphäre, wie z. B. Bedarf an Ressourcen (fossile Energieträger, Landressourcen etc.) und Emissionen, wie z. B. CO₂, VOC, Methan, Stickoxide u. a.

Die Sachbilanz wurde mit der Ökobilanz-Software SimaPro V9 (PRé Consultants, 2018) berechnet und als Basis für die Wirkbilanz verwendet.

Für die Vordergrunddaten wurden für die involvierten Prozesse vom Abbruch über die Aufbereitung in Brechanlagen bis zu den Transporten und Deponierung, Daten vom Büro für Umweltchemie verwendet (Klingler & Savi, 2019). Diese Daten wurden ergänzt mit eigenen Datenrecherchen und Datenabfragen zu der eigentlichen Wiederaufbereitung zu Sekundärrohstoffen. Diese Daten widerspiegeln im Wesentlichen die Situation in der Schweiz.

³ In Abschnitt 4.1.8 von ISO 14'040:2006 (Version SN, deutsch) wird die "Priorität des wissenschaftlichen Ansatzes" postuliert. Die Ökofaktoren für die Schweiz gemäss der UBP-Methode basieren auf den wissenschaftlich begründeten und politisch legitimierte Zielen der Umweltgesetzgebung sowie des Umweltzustandes in der Schweiz. Die Anwendung der UBP genügt dieser ISO-Anforderung, steht jedoch in Widerspruch zu einer Bestimmung der Norm, sobald die Studie nicht allein zu internen Zwecken dient, sondern veröffentlicht wird. Damit steht diese Bestimmung jedoch im Widerspruch zum in der Schweiz gesetzlich verankerten Öffentlichkeitsprinzip für die Behörden. Deshalb verwenden die Bundesbehörden bei Ihren Ökobilanzstudien die sinngemässe Formulierung: «Sachbilanzen, Wirkungsabschätzungen und Gewichtungen erfolgten gemäss ISO 14'040/14'044, stehen bezüglich Veröffentlichung jedoch nicht in Einklang mit ISO 14'044, Ziffer 4.4.5, weil diese Bestimmung eine an den geltenden Gesetzen orientierte Anwendung der Ökobilanzierung durch schweizerische Amtsstellen nicht zulassen würde.»

3.3.2 Vordergrunddaten und Abschätzungen

Die Vordergrunddaten basieren, wenn immer möglich, auf mündlichen und schriftlichen Interviews von Herstellern, Recyclingbetrieben und Verbänden, deren eigenen Angaben auf ihren Webseiten sowie auf wissenschaftlicher Literatur und Vorstudien.

Die untersuchten Recyclingprozesse werden oft nur von einzelnen Firmen in der Schweiz oder in Europa umgesetzt und sind teilweise noch nicht fertig entwickelt. Dies bedeutete einerseits, dass viele Daten anonym veröffentlicht wurden oder in dieser Studie anonymisiert bleiben müssen. Für gewisse Produkte oder Verfahren war der Zugang zu Daten nicht möglich und in mehreren Fällen sind die entsprechenden Daten selber nicht erhoben worden. Wenn keine Daten zur Verfügung standen oder wenn mehrere Angaben für denselben Wertstoff bzw. dasselbe Verfahren stark voneinander auswichen, mussten Schätzungen getroffen werden. Bei den Schätzungen wurden entweder ähnliche Prozesse als Proxy verwendet oder Erfahrungswerte genommen, zum Beispiel wenn es um Recyclingquoten respektive Materialverlusten während des Recyclings ging. Insbesondere im Falle der Wiederverwendung mussten Durchschnittswerte aus Erfahrungen oder Annahmen getroffen werden.

Bei den Recycling-Optionen gab es in vielen Fällen mehrere mögliche Sekundärprodukte, bei denen es sich oft um ein Downcycling handelte. In diesen Fällen musste eine Auswahl zwischen den möglichen Anwendungen getroffen werden. Nicht in Betracht gezogen wurden in dieser Studie die direkte Verwertung von reinen Produktionsabfällen, da diese typischerweise verwertet werden und entsprechend in den Daten zur Primärmaterialproduktion enthalten sind.

Im Folgenden werden für die betrachteten Bauabfälle die Datengrundlagen für den Aufbereitungsprozess zu Sekundärrohstoffen sowie die Substitution von Primärrohstoffen und ggf. deren Verarbeitung zu Produkten beschrieben.

3.3.2.1 Transportdistanzen

Die Transportdistanzen zu Aufbereitungsanlagen sowie Deponien und KVA wurden aus dem Bericht «Harmonisierte Ökobilanzen der Entsorgung von Baustoffen» (Klingler & Savi, 2019) übernommen und für die Berechnung verwendet.

Tabelle 1 Transportdistanzen zu Aufbereitungs- und Entsorgungsanlagen, aus (Klingler & Savi, 2019)

Anlage	Transportdistanz [km]	Quelle
Altholz-Aufbereitungsanlage	15	Klingler & Savi, 2019
Altmittel-Recyclinganlage	15	Klingler & Savi, 2019
Bauschutt-Aufbereitungsanlage	10	Klingler & Savi, 2019
Bausperrgut-Sortieranlage	13	Klingler & Savi, 2019
Deponie Typ A	14	Klingler & Savi, 2019
Deponie Typ B	15	Klingler & Savi, 2019
Deponie Typ C	52	Klingler & Savi, 2019
Deponie Typ D	32	Klingler & Savi, 2019
Deponie Typ E	32	Klingler & Savi, 2019
Kehrrichtverbrennung	31	Klingler & Savi, 2019
Kunststoff-Sortierung	171	Klingler & Savi, 2019
Gips ins Recycling	120	Eigene Abschätzung
Asphaltaufbereitung	50	Eigene Abschätzung
Massivholz, naturbelassen ins Recycling CH	120	Eigene Abschätzung
Massivholz, naturbelassen ins Recycling EU	600 (1/3 LKW, 2/3 Bahn)	Eigene Annahme
Massivholz zur Wiederverwendung	50	Eigene Annahme
Stahlträger zur Wiederverwendung	110	(Brütting u. a., 2020)

3.3.2.2 Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwertung)

Das Recycling von Aluminiumblech wurde mit dem entsprechenden Alurecycling-Ökoinventar aus der UVEK-Datenbank abgebildet. Das Sekundäraluminium ersetzt dabei 1/1 Primäraluminium. Verluste 5 %. Für die Wiederverwertung eines Alublechs wurde angenommen, dass einzig ein Transport von rund 150 km per LKW notwendig ist zum neuen Einsatzort. Weiter wurde angenommen, dass das Alublech als solches wieder eingesetzt werden kann ohne weitere Behandlungsschritte. Dabei wurde geschätzt, dass 90 % direkt wiederverwendet werden kann und ein Aluminiumblech ersetzt. 10 % sind Abschnitte, welche ins Recycling gelangen.

3.3.2.3 Asphalt (schwach belastet) (Recycling vs. Deponierung)

Für den Einsatz von Asphaltgranulat wurde unter anderem eine Studie von Pohl & Kytzia (2018) als Grundlage verwendet. Asphaltgranulat kann primärem Asphalt beigemischt werden und ersetzt dabei primären Asphalt (Kies und Bitumen). Als Transportdistanz ins Recycling wurde 50 km verwendet.

3.3.2.4 Aushub Typ B und E (Bodenwäsche vs. Deponierung)

Die Angaben über die Bodenwäsche wurden bei drei Firmen in der Schweiz eingeholt. Aus Vertraulichkeitsgründen werden in diesem Bericht nur diejenigen Angaben aufgelistet, welche einem Mittelwert der drei Firmen entspricht.

- Stromverbrauch der Bodenwäsche: Angabe einer Firma verwendet.
- Einsatz von Hilfsstoffen bei der Bodenwäsche: Angabe einer Firma verwendet. Es handelt sich um eine Mischung einer sehr geringen Einsatzmenge von verschiedenen Hilfsmitteln, welche mit dem Inventar «Fatty alcohol sulfate mix» angenähert wurden.
- Gemäss Angaben einer Firma entstehen weder Abwasser noch Emissionen in die Luft.
- Das durch Bodenwäsche ersetzte Material im Falle vom Recycling wurde aufgrund der Angaben der drei befragten Firmen die folgende Zusammensetzung verwendet: 60 % Kies, 15 % Dolomit, 10 % Sand und 15 % Feinmaterial.
- Das Feinmaterial wird grösstenteils deponiert. Je nach Schadstoffgehalt wird das deponierte Feinmaterial in einer Deponie Typ B oder E abgelagert. Der Anteil Deponie Typ B oder E konnte nicht ermittelt werden. Annahme Carbotech: Deponie Typ E, da in der Feinfraktion i.d.R. eine Anreicherung der Schadstoffe stattfindet und daher verschmutzter ist als das Inputmaterial. Ein weiterer möglicher Einsatz des Feinmaterials ist der Rohmehlersatz in Zementwerken, welcher in dieser Studie nicht einbezogen wurde.
- Als Transportdistanzen wurde für das Szenario Bodenwäsche 100 km zur Bodenwaschanlage und 50 km zum Einsatzort angenommen. Bei der Deponie wurde eine Transportdistanz vom 15 km für Deponie B (90 %) und 32 km für Deponie E (10 %) entsprechend den Angaben in (Klingler & Savi, 2019) verwendet.

3.3.2.5 Beton und Mischabbruch (Recycling vs. Deponierung)

Die aufbereiteten Betongranulate ersetzen auf dem Markt entsprechende Primärstoffe. Die Angaben für die Behandlung von Beton- und Mischabbruchmaterial wurden von der Firma Eberhard Recycling bereitgestellt. Dabei zeigte sich, dass heute Betongranulat als 1 zu 1 Ersatz von primärem Kies und Sand in der Betonherstellung eingesetzt wird. Abgesehen davon bleibt die Rezeptur exakt gleich. Obwohl eine von cemsuisse in Auftrag gegebene Studie (Schubert & Hoffmann, 2011) aufzeigt, dass die qualitativen Eigenschaften von Recyclingbeton meist nur dann gleichwertig mit denen von Primärbeton sind, wenn leicht mehr Zement verwendet wird, scheint das in der Praxis keine Rolle zu spielen. Auch Mischabbruchgranulat wird als 1 zu 1 Ersatz von primärem Kies und Sand bei ansonsten gleichbleibender Rezeptur in Anwendungen mit geringen Anforderungen verwendet. Manchmal wird Mischabbruchgranulat auch anstelle von Betongranulat eingesetzt. Gemäss der Firma Eberhard Recycling hat es im Moment noch genügend Anwendungsgebiete bei denen die Qualität sowohl von Betongranulat wie auch von Mischabbruchgranulat ausreichend ist.

3.3.2.6 EPS/XPS (Recycling vs. Entsorgung in der KVA)

Gemäss (Stephan Rubli, 2016) ist in Schweizer Stoffflüssen der Bauabfälle das Gewichtsverhältnis von XPS zu EPS 0.56 zu 0.6.

Der Umgang und die Verwertung von EPS und XPS stellt mehrere Herausforderungen. Obwohl beide Materialien aus den Grundstoff Polystyrol verwenden, können sie nicht als einheitliches Material angesehen werden, da sie aufgrund ihrer unterschiedlichen Eigenschaften verschiedene Einsatzgebiete haben und sich dadurch z.B. die verwendeten Zusatzstoffe unterscheiden. Je nach Produktionszeitraum und Einsatz können sie folgende problematische Stoffe enthalten:

- Treibmittel FCKW oder HFKW in XPS.
- Flammschutzmittel HBCD in XPS und EPS

Gemäss (Stephan Rubli, 2016) werden gewisse EPS/XPS bei energetischen Sanierungen wiederverwendet, indem die bestehende Dämmung belassen und mit neuem Material erhöht wird (Aufdopplung), bevor sie entsorgt oder recycelt werden. Dadurch können im selben Haus Dämmplatten mit unterschiedlichen Additiven eingebaut sein, was die Sortierung erschwert. XPS/EPS werden bei Abbrüchen entweder in Monomulden separat gesammelt, oder erst später in einer Sortieranlage aussortiert.

FCKW und FKW Treibmittel

Gemäss (Verein eco-bau, 2021) gibt es keine Unterscheidungsmerkmale zwischen XPS mit oder ohne halogenierten Treibmitteln. So wird eine separate und zerstörungsfreie Sammlung von XPS empfohlen, mit anschliessender Verbrennung in einer KVA, sofern die Grenzwerte für chlorhaltiges Material nicht erreicht werden. Die Inputmengen an chlorhaltigem Material werden in Zukunft jedoch voraussichtlich steigen (Stephan Rubli, 2016).

Es ist entsprechend in der Praxis sehr schwierig, HBCD- und FCKW/HFKW-freie EPS/XPS Materialien für ein direktes Recycling auszusortieren.

Trotz möglicher Schadstoffbelastung von EPS/XPS wird eine stoffliche Verwertung, meist ein Downcycling, gemacht: Herstellung von Rezyklatplatten zur Dämmung von Industriedächern, Sickerplatten oder als Zusatzstoff für Leichtbeton (Stephan Rubli, 2016). Bei jedem Verfahrensschritt, bei dem nicht klar ist, ob XPS Platten fluoridierte Treibmittel enthalten, besteht die Gefahr, dass FCKW oder HFKW Emissionen entstehen. Auch für eine Verbrennung in einer KVA ist deshalb ein selektiver Rückbau zu bevorzugen. Gemäss Rubli gelangen 30 % der EPS/XPS direkt in die KVA und 70 % werden zuerst in einer Anlage sortiert (Stephan Rubli, 2016).

Für die Berechnung der Emissionen bei der stofflichen Verwertung wurde angenommen, dass 45 % XPS verwendet wird, dieses 5 % Treibmittel enthält und davon bei der Sortierung 5 % entweicht. Bezüglich der Treibmittel wurde angenommen, dass je ein Drittel FKW, HFKW und CO₂ enthalten.

HBCD Flammschutzmittel

HBCD wurde 2013 unter der internationalen Stockholm-Konvention als in der Umwelt schwer abbaubarer organischer Schadstoff (POP) identifiziert. Das Verbot, diesen Stoff einzusetzen, wird zurzeit von allen an der Konvention beteiligten Staaten (zurzeit 180 Vertragsstaaten) stufenweise eingeführt. Für das Flammschutzmittel HBCD gilt seit Frühling 2016 in der EU ein weitgehendes Handels- und Verwendungsverbot. Informationen zu HBCD siehe z.B. (Wurbs, 2017). HBCD war lange das wirtschaftlich wichtigste Flammschutzmittel für Polystyrol-Dämmstoffe. Gemäss (PlasticsEurope, 2015) sind ca. 77 % der EPS und 94 % der XPS Bauabfälle mit HBCD flammhemmend ausgerüstet, dabei kamen die folgenden Konzentrationen zum Einsatz: 0.7 % HBCD in EPS und 2.5 % HBCD in XPS⁴. Der Bromgehalt von HBCD beträgt 74.7 Gew.-%.

Aufgrund der POP-Regularien darf EPS mit HBCD nicht mehr verwendet und muss entsorgt werden, falls keine Schadstoffentfrachtung möglich ist. Für das Recycling von HBCD-haltigen EPS wurde das CreaSolv Verfahren entwickelt, in welchem PS und Brom zurückgewonnen werden. Der CreaSolv-Prozess ist in Abbildung 7 schematisch dargestellt. Die sortierten EPS-Abfälle werden in der CreaSolv Formulierung gelöst. Dank Aufschwemm / Sedimentations- und Filtrationsverfahren werden daraufhin die Verunreinigungen im PS abgetrennt. Darauf folgt die Reinigung, Fällung und Trocknung des PS. Parallel wird Brom aus dem ausgeschleustem HBCD zurückgewonnen.

Eine Ökobilanz für die Aufbereitung von EPS-haltigen externen Wärmedämmungen wurde von (Kambeck, 2019) realisiert. Da wir keinen Zugang zu den Inputdaten erhalten haben, konnten wir die Modellierung nicht nachvollziehen und mit der Methode der ökologischen Knappheit bewerten. Entsprechend werden die Resultate der bestehenden Ökobilanz für die Interpretation verwendet.

⁴ <https://de.wikipedia.org/wiki/1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan>

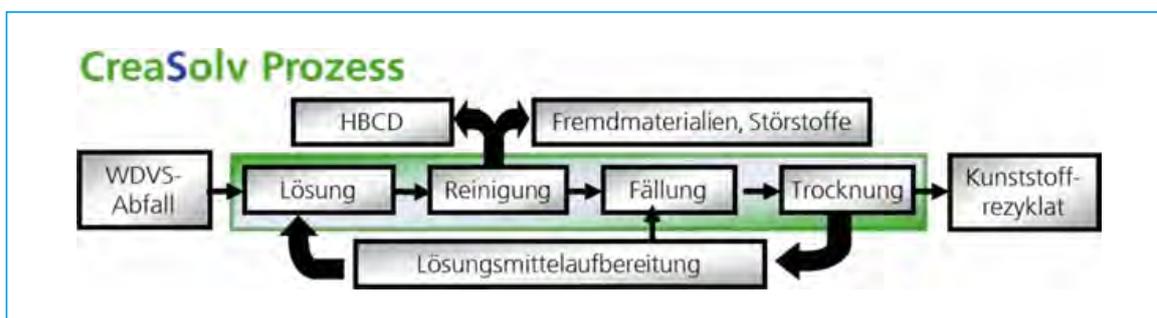


Abbildung 7: Verfahrensprinzip der werkstofflichen Aufbereitung HBCD-haltiger Abfälle (Mäurer & Schlummer, 2014)

3.3.2.7 Gipsfaserplatten (Recycling vs. Deponierung)

PM Emissionen bei der Aufbereitung wurde aus (Suárez u. a., 2016) übernommen. Der Energiebedarf wurde auf der Basis dieser Publikation abgeschätzt. Der Strombedarf liegt bei 23 kWh pro t Gips, zudem wird 540 MJ / t Wärme für die Dehydrierung benötigt.

Gips mit rund 80 % Gewichtsanteil kann in der Gipsproduktion beigemischt werden. Es wurde angenommen, dass 1 kg Sekundärgips 0.95 kg Primärgips ersetzt.

Fasern machen rund 20 % des Gewichts aus. Diese können nicht vom Gips getrennt werden und werden daher ebenfalls dem Recyclingprodukt beigemischt. Dafür wurde keine Gutschrift in Form von Ersatz gewährt. Als durchschnittliche Transportdistanz wurde 120 km verwendet.

Die Deponierung von anhaftenden Fremstoffen wurde nicht berücksichtigt, da dies unabhängig davon ist, ob die Platten deponiert oder dem Recycling zugeführt werden.

3.3.2.8 Gipskartonplatten (Recycling vs. Deponierung)

PM Emissionen bei der Separierung von Gips und Karton sowie der Energiebedarf wurde aus (Suárez u. a., 2016) übernommen.

Der Strombedarf liegt bei 23 kWh pro t Gips, zudem wird 540MJ / t Wärme für die Dehydrierung benötigt.

Karton macht rund 20 % des Gewichts aus und wird rezykliert.

Der aufbereitete Gips kann in der Gipsproduktion beigemischt werden. Es wurde angenommen, dass 1kg Sekundärgips 0.95 kg Primärgips ersetzt.

Die Deponierung von anhaftenden Fremstoffen wurde nicht berücksichtigt, da dies unabhängig davon ist, ob die Platten deponiert oder dem Recycling zugeführt werden.

3.3.2.9 Gips, Vollgipsplatten (Recycling vs. Deponierung)

PM Emissionen bei der Separierung von Gips und Karton sowie der Energiebedarf wurden ebenfalls aus (Suárez u. a., 2016) übernommen.

Es wurde angenommen, dass 1 kg Sekundärgips 0.95 kg Primärgips ersetzt.

3.3.2.10 Glaswolle (Recycling vs. Verbrennung vs. Deponierung)

Glaswolle wird für das Recycling separat gesammelt und in Ballen gepresst. Glaswolle-Abfälle werden nachdem sie geschreddert wurden, der Produktion von Glaswolle beigefügt und dabei geschmolzen. Als Bindemittel wurde das am häufigsten verwendete, phenolbasierte Bindemittel angenommen. Heute werden vermehrt auch biogene Bindemittel verwendet. Für die Bauabfälle, welche heute ins Recycling gelangen wurde angenommen, dass diese 100 % phenolbasiert sind. Aus dem Gewichtsanteil von 7 % (Saint-Gobain ISOVER SA, 2014) wurden die CO₂ Emissionen während des Schmelzverfahrens berechnet. Dafür wurde eine Gutschrift bei der Heizenergie der Gasfeuerung in der Höhe des Heizwertes von Phenolharz (25.2 MJ/kg) verrechnet. Weitere Emissionen durch die Verbrennung von Bindemitteln im Falle eines nicht ausreichenden Abgasreinigungssystems konnten nicht berücksichtigt werden, da keine entsprechenden Daten vorlagen. Die Angaben über Glaswolle-Recycling sind teilweise vertraulich und können entsprechend nicht aufgeführt werden.

Glaswolle wird zu einem wesentlichen Anteil aus Glasscherben (Flachglas, Glasflaschen und Leuchtstoffröhren) und zu einem kleinen Anteil aus neuen Rohstoffen hergestellt (Saint-Gobain ISOVER SA, 2014). Für die Berechnung der Gutschrift wurde der entsprechende Mix aus Recyclingmaterial und neuen Rohstoffen verwendet. Zudem wurde eine energetische Gutschrift berechnet, der sich aus dem Ersatz des Anteils neuer Rohstoffe ergibt. Das Aufschmelzen von Glasscherben benötigt ca. 25 % weniger Energie als das Aufschmelzen von neuen Rohstoffen. Das ergibt eine Reduktion von ca. 3.5 % an Schmelzenergie.

Wegen des relativ hohen Anteils Bindemittel ist es möglich, dass sortierte Glaswolle-Abfälle nicht VVEA konform sind (< 5 % Glühverlust, TOC Gehalt < 2 % Gewichtsprozent) und aus diesem Grunde nicht deponiert werden dürfen. Es wurden deshalb sowohl die Deponierung wie auch die Verbrennung in der KVA mit dem Recycling verglichen.

Der Einsatz von vermahlener Glaswolle als «Bindemittel» zur Verbrennung von Ersatzbrennstoffen (Stephan Rubli, 2016) in Zementwerken wurde in dieser Studie nicht beurteilt.

3.3.2.11 Holz, Massiv- und Brettschichtholz (Verbrennung vs. Recycling vs. Wiederverwertung)

Naturbelassenes Massivholz wird beim stofflichen Recycling in der Spanplattenproduktion eingesetzt. Die Verwendung von Altholz spart zusätzlich einen Anteil Energie ein, da Primärholz eine höhere Feuchtigkeit enthält und entsprechend mehr Trocknungsenergie benötigt. Zur Berechnung der Energieersparnis wurden Annahmen basierend auf Stadt Zürich, 2014, verwendet sowie verschiedene Holzdichten. Die Verarbeitung zu Spanplatten basiert auf vertraulichen Angaben, daher werden hier keine Daten deklariert.

Da nur naturbelassenes Holz für die Spanplattenproduktion eingesetzt werden darf, wird das Recycling von Brettschichtholz zu Spanplatten nicht untersucht, sondern nur die Verwertung von naturbelassenem Massivholz für die Spanplattenproduktion.

1 kg naturbelassenes Massivholz ersetzt 0.98 kg getrocknete Holzschnitzel in der Spanplattenherstellung.

Massivholz-Recycling wurde für eine Verarbeitung sowohl in der Schweiz als auch in der EU berechnet. Wie in der Studie von Stadt Zürich, 2014, beschrieben, kann der Transport sowohl per LKW als auch per Güterzug stattfinden. Es wurde im Holzrecycling Inventar in der EU deshalb angenommen, dass für eine 600 km Fahrt 1/3 der Strecke per LKW und 2/3 per Güterbahn gefahren wird.

Bei der Wiederverwendung von Massivholz und Brettschichtholz wurde angenommen, dass keine zusätzlichen Arbeitsschritte anfallen ausser einer Fahrt von 50 km an den neuen Einsatzort. Es wurde angenommen, dass 85 % primäres Massiv- oder Brettschichtholz ersetzt werden kann und 15 % als Abschnitte in die Verbrennung gelangen.

Bei der Verbrennung von Brettschichtholz in der KVA wurde bei den Emissionen ein Anteil von 2.7 % Klebstoffe berücksichtigt, gemäss (Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU), 2013).

Sowohl beim Recycling als auch bei der Wiederverwendung wurde zusätzlich angerechnet, dass das eingesparte Primärholz anderweitig thermisch verwertet werden kann (siehe Kap. 3.2.3 Systemerweiterung bei Holz).

3.3.2.12 Holz, Innentür (Verbrennung vs. Wiederverwendung)

Die Wiederverwendung einer Tür wurde basierend auf das existierende Inventar «Door, inner, wood, at plant» (27.6 kg pro m²) aufgebaut, mit der Annahme, dass die Tür abgeschliffen wird, entsprechende Staubemissionen entstehen und die Tür daraufhin wieder neu gestrichen wird.

Für den Stromverbrauch des Schleifens (0.5 kWh/m²) wurde eine 1'000 W Schleifmaschine während 30 Minuten angenommen.

Es wurde angenommen, dass 5 % der Farbe als Partikel > 10 µm emittiert werden. Die restliche, abgeschliffene Farbe sowie ein gleicher Anteil an abgeschliffenem Holz werden in der KVA verbrannt (Total 1.12 kg Holz-Farbe-Gemisch pro m²). Der nicht abgeschliffene Teil der Tür ersetzt 1 zu 1 den entsprechenden Anteil Primärtür. Dazu werden ca. 1.2 kg neue Farbe pro Türe benötigt.

3.3.2.13 PVC-Rohre (Recycling vs. Verbrennung)

Für das PVC-Recycling wurden Daten aus der Literatur verwendet (Stichnothe & Azapagic, 2013). Dabei wird ein Strombedarf von 0.31 kWh pro kg PVC-Granulat ausgewiesen sowie ein Dieselbedarf von 0.17 MJ pro kg PVC-Granulat. Bei dieser Form von PVC-Recycling bleiben die enthaltenen Schwermetalle und andere Additive im Sekundärgranulat. Es wurde angenommen, dass das Sekundär-PVC zu 90 % Primärmaterial ersetzt, d.h. dass 1 kg Sekundär-PVC gleichwertig wie 0.9 kg Primär-PVC ist. Als Transportdistanz ins Recycling wurde ein Wert von 500 km geschätzt.

Eine PVC-Aufbereitung inklusive Schadstoffentfrachtung konnte mangels Daten nicht modelliert werden. Dabei ist zu beachten, dass früher Schwermetalle wie Cadmium und Blei als Stabilisatoren verwendet wurden, welche eine hohe Toxizität aufweisen. Zudem werden Phthalate als Weichmacher eingesetzt. Gewisse Phthalate haben hormonähnliche Eigenschaften und können schädliche Wirkungen auf die Fortpflanzungsfähigkeit haben.

Für die Verbrennung in der KVA wurde nebst den Verbrennungsemissionen auch der Energiegehalt des PVCs berücksichtigt und entsprechend den durchschnittlichen Strom- und Wärmenutzungsgraden der Schweizer KVAs (BFE, 2020) Gutschriften für Strom (CH-Strommix) und Wärme (60 % Öl, 40 % Gas) erteilt.

3.3.2.14 RC-Kies A und B (Recycling vs. Deponierung)

In dieser Studie wurden folgende Zusammensetzungen der RC-Kiesgemische angenommen:

- RC-Kies A: 20–30 % Asphalt, 70–80 % Kies
- RC-Kies B: 20 % Beton, 80 % Kies.

Die Richtlinie des BAFU zur Verwertung von mineralischen Bauabfällen (BAFU, 2006) legt für RC-Kies A einen maximalen Anteil von 20 % fest, wobei die Kantone diesen Anteil in ihren Richtlinien bis 30 % erhöhen können.

RC-Kiesgemische werden aktuell grösstenteils deponiert. Bei einer Verwertung werden die Kiesgemische vermischt ausgebaut, gebrochen und meistens vor Ort als Foundationsschicht oder im Strassenbau eingesetzt. Eine solche Verwertung entspricht einem Downcycling und wird von den Verbänden ARV und FSKB nicht empfohlen (Ginsig, 2020; Inderbitzin, 2020).

Verwendungsmöglichkeiten Recyclingbaustoffe	Einsatz in loser Form		Einsatz in gebundener Form	
	ohne Deckschicht	mit Deckschicht	hydraulisch gebunden	bituminös gebunden
Asphaltgranulat	*	* *		
Recycling-Kiessand P				
Recycling-Kiessand A				
Recycling-Kiessand B				
Betongranulat				
Mischabbruchgranulat				

	Verwendung möglich
* *	Verwendung möglich mit der Einschränkung: als Planiematerial unter bituminöser Deckschicht
	Verwendung nicht zugelassen
*	Verwendung nur möglich, wenn die Schichtstärke maximal 7cm beträgt und das Asphaltgranulat gewalzt wird

Abbildung 8: Verwendungsmöglichkeiten der sechs Recyclingbaustoffe, aus (BAFU, 2006), Seite 21.

Gemäss ARV Aushub-, Rückbau- und Recycling-Verband Schweiz, welche sich auf die «Richtlinie für die Verwertung mineralischer Bauabfälle» des BAFU stützt (BAFU, 2006), darf RC-Kies A als lose Form nur mit Deckschicht eingesetzt werden oder in bituminös gebundener Form. Damit wird eine allfällige Auswaschung problematischer Stoffe unterbunden. RC-Kies B darf auch ohne Deckschicht oder hydraulisch gebunden eingesetzt werden, siehe Abbildung 8: Verwendungsmöglichkeiten der sechs Recyclingbaustoffe, aus (BAFU, 2006), Seite 21.

Da der Einsatz der RC Kiesgemische vor Ort stattfindet, wurde eine Transportdistanz von 1 km angenommen. Bei einem Einsatz in loser Form unter einer Deckschicht ersetzt es 100 % Primärkiesgemisch. Für beide RC-Kiese wurde angenommen, dass 100 % Primärkiesgemisch ersetzt wird.

Auch wenn es zulässig ist, RC-Kiesgemische A bituminös zu binden, so ist es unüblich und wird vom Tiefbauamt des Kantons Zürich als ungeeignet eingestuft (Tiefbauamt Strasseninspektorat, 2020). Dennoch wurde als Sensitivität der Einsatz von RC-Kiesgemisch A in bituminös gebundener Form berechnet, um zu sehen, ob sich dadurch eine wesentliche Veränderung der Resultate ergibt. Dabei wurde angenommen, dass RC-Kies A, falls es in bituminös gebundener Form aufbereitet wird, neben dem Kies und Sand der Bitumenanteil neuen Bitumen ersetzt. Die Berechnungen wurden mit den folgenden Annahmen durchgeführt: Der Asphaltanteil beträgt 25 % im RC-Kiesgemisch A. Mit einem Bitumenanteil von rund 5 % im Asphalt ergibt sich ein Bitumenanteil im RC-Kiesgemisch von 1.2 %.

3.3.2.15 Stahlprofil H bzw. T-Träger (Recycling vs. Wiederverwertung)

Die Prozesse der Stahlherstellung wurden für die UVEK Datenbank überarbeitet (Zschokke u. a., 2021) und werden für die nächste Version 2021 in diese integriert. Da diese Überarbeitung wesentliche Änderungen der bestehenden Datensätze gezeigt hat, wurden bereits die neuen Datensätze verwendet. Das Recycling von Stahlprofilen wurde folgendermassen modelliert:

- Die Baustähle werden in der Schweiz rezykliert und ersetzen einen Baustahl der gemäss obigen Studie zu 55 % aus der Schweiz und zu 45 % aus der EU stammt.
- Der ausländische Baustahl setzt sich zu je 50 % aus Primär- und Sekundärstahl zusammen.
- Um einen Vergleich mit der Wiederverwendung von Stahlprofilen zu machen, beinhaltet das Recycling auch die Herstellung der Profile.

Für die Wiederverwendung wurden im Rahmen dieser Untersuchung zwei Möglichkeiten berechnet:

1. Direkte Wiederverwendung von Stahlprofilen ohne oder mit minimaler Aufbereitung, wie Ausbesserung des Farbanstrich.
2. Wiederverwendung von verzinkten Profilen nachdem diese neu verzinkt wurden.

Der erste Fall ist bezüglich des Aufbereitungsaufwandes minimal, jedoch ist damit zu rechnen, dass Abschnitte anfallen oder der Träger tendenziell etwas überdimensioniert wird. Der zweite Fall kann als maximale Variante der Aufbereitung angesehen werden. Er wird vor allem in Spezialfällen realisiert, z.B. wenn spezifische Elemente, wie Fahrleitungsmasten, nach einer Neuverzinkung 1:1 wiederverwendet werden können. Entsprechend werden keine Abschnitte anfallen und es ist nicht mit einer Überdimensionierung zu rechnen.

Berechnungsgrundlagen

Direkte Wiederverwendung

Nach Auskunft von Kerstin Müller des Baubüros in situ in Basel, können die meisten Stahlträger problemlos nochmals eingesetzt werden. Je nach Anforderung können sie direkt verwendet werden oder nachdem die Farbe ausgebessert oder erneuert wurde. Dabei ist Folgendes zu beachten:

- bei der Anpassung der Längen können Abschnitte entstehen und
- aus Sicherheitsgründen werden die Bauteile tendenziell etwas überdimensioniert.

An der ETH Lausanne wurden am Structural Xploration Lab Untersuchungen gemacht, wie gross die Abschnitte sind und welches Mehrgewicht sich aus der Überdimensionierung ergibt. Diese Untersuchungen haben gezeigt, dass die Abschnitte 12 bis 25 % betragen und die Masse der Stahlträger ca. 20 % höher sind als bei Verwendung von neuen Stahlträgern (Brütting u. a., 2021). Dies bedeutet, dass mit dem Rückbau von 1 t Stahlträger der wiedereingesetzt wird, im Schnitt neue Stahlträger mit einem Gewicht von 0.67 bis 0.73 t ersetzt werden können. Für die Berechnungen wurde der Mittelwert von 0.7 t verwendet. Die Abschnitte gelangen ins Recycling. Die Aufwände für die Transporte, die Mehraufwände für den Rückbau sowie die Aufbereitung wurden ebenfalls aus der Arbeit von Brütting übernommen.

Neuverzinkung von Stahlprofilen

Die Berechnung der Aufwände für die Neuverzinkung von spezifischen Stahlprofilen basieren auf den folgenden Daten:

- Transport der Stahlprofil von der Baustelle zum Standort für die Entzinkung 150 km per LKW.
- Die Entzinkung wird dabei in einem Säurebad vorgenommen, wobei rund 127 kg Salzsäure, 2.8 kWh Strom und 147 MJ Wärme (Öl) pro Tonne Stahlprofil benötigt werden (Gock u. a., 2012).
- Dabei ist der Energieaufwand zur Rückgewinnung der Salzsäure und des Zinks bereits mitberücksichtigt. Insgesamt werden 3.74 kg Zinkrückgewinnung und 2.8 kg Salzsäurerückgewinnung pro t Stahlmasten gutgeschrieben.
- Anschliessen wurden nochmals 150 km Transport per LKW angenommen zum Verzinkungsstandort. Die Verzinkung wurde mit dem entsprechenden Ökoinventar aus der UVEK-Datenbank angenähert. Da dieses Verfahren vor allem dann angewendet wird, wenn spezifische Stahlelemente direkt wiederverwendet werden, wurde angenommen, dass keine Überdimensionierung notwendig ist und keine Abschnitte entstehen.

Diese Variante stellt eine Maximalvariante bezüglich Aufbereitung der Stahlträger und eine Minimalvariante bezüglich «Verlusten» durch Abschnitte und Dimensionierung dar.

3.3.2.16 Tonziegel (Recycling vs. Deponierung)

Tonziegel (auch Dachziegel) aus Abbrüchen können auf verschiedene Arten verwertet werden. Bei den meisten Verwertungen wird der Dachziegelabbruch zuerst in verschiedene Korngrößen granuliert. Ziegelgranulat wird je nach Körnung als Dachsubstrat, Drainageschichte für begrünte Dächer, Umhüllungen von Leitungen eingesetzt (Kästli AG, 2019). Recycling Ziegel können zum Beispiel auch als Baustoff verwendet werden (Baustoff Recycling Bayern, 2015). In dieser Studie wurde das oft genannte Beispiel einer Verwendung als Dachsubstrat ausgewählt. Dabei können sowohl Sand und Kies als auch, spezifischer, Lavastein/Bimsstein ersetzt werden. Der häufigere Fall vom Ersatz von Sand/Kies wurde in dieser Studie berechnet. Dabei wurde angenommen, dass 2/3 Kies und 1/3 Sand ersetzt werden.

Der Stromverbrauch für die Herstellung von Ziegelgranulat basiert auf den Angaben der Aufbereitung von Mischabbruch. Aufgrund der physischen Eigenschaften von Tonziegeln wurde hier ein halb so hoher Stromverbrauch als bei Mischabbruch angenommen: 2.02 kWh/t Tonziegel inkl. 3 % Verlusten.

Die Transportdistanzen wurden aus (Klingler & Savi, 2019) übernommen: 10 km Bauschutttaufbereitungsanlage und 15 km für eine Deponie Typ B. Zudem wurde ein Transport von 30 km zum Einsatzort angenommen.

3.3.3 Hintergrunddaten

Die Vordergrunddaten wurden mit den Hintergrunddaten der Ökoinventardatenbank UVEK 2018 verknüpft. Diese Datenbank basiert auf der ecoinvent Version 2.2+ und wird im Auftrag der schweizerischen Bundesämter weiterentwickelt und deren Verwendung für ökologische Entscheidungsfindungen mit der Methode der Ökobilanzierung empfohlen. Zudem ist die Verwendung einer einheitlichen Hintergrunddatenbank wesentlich, um eine gute Vergleichbarkeit der Resultate zu ermöglichen. Dies garantiert z.B., dass keine Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Systemgrenzen in den Hintergrunddaten auftreten.

3.4 Unsicherheiten und Sensitivitätsanalysen

Modellierungen von komplexen Systemen, wie dies bei der Ökobilanzierung der Fall ist, sind immer mit Unsicherheiten verbunden. Dabei sind folgende Arten von Unsicherheiten zu unterscheiden:

- **Messungenaugigkeit**
Diese treten z.B. bei der Datenerfassung auf, aufgrund von Messfehlern, älteren Daten, fehlenden Daten oder der Verwendung von Durchschnittsangaben.
- **Systemische Ungenauigkeit**
Bei der Modellierung müssen immer wieder Annahmen getroffen werden, z.B. bezüglich durchschnittlicher Transportdistanzen, verwendeter Verfahren etc.
- **Unschärfe oder Unsicherheit**
Die Berechnung der Umweltauswirkungen basiert auf Modellen, welche nur bis zu einem gewissen Grad überprüft werden können, z.B. weil die Prognosen in der Zukunft liegen oder die Auswirkungen nicht direkt gemessen werden können, z.B. Humantoxizität. Zudem basieren die Gewichtungen der verschiedenen Auswirkungen auf gesellschaftlichen Werten, welche sich verändern können.

Wie mit den beiden Ungenauigkeiten umgegangen wurde, wird im Folgenden beschrieben. Auf die Unschärfe und Unsicherheit wird nicht weiter eingegangen, da sie nicht quantifiziert werden können. Dennoch sollte man sich dieser Unsicherheiten bei der Interpretation der Resultate bewusst sein.

3.4.1 Messungenaugigkeiten

Die Ungenauigkeiten in der Sachbilanz sind in den Hintergrunddaten angegeben und wurden bei den Vordergrunddaten soweit möglich erfasst oder zumindest abgeschätzt und ausgewertet. Diese Unsicherheiten werden in den Übersichtsgrafiken als Spannbreiten der Ergebnisse entsprechend ausgewiesen (1 σ Standardabweichung). Bei diesen Spannbreiten handelt es sich um berechnete Werte der Monte Carlo Analyse mit 2'000 Durchläufen. Zu beachten ist, dass diese nur die Unsicherheiten der Sachbilanz berücksichtigen.

3.4.2 Systemische Unsicherheiten und Sensitivitäten

Zudem treten in Ökobilanzen Unsicherheiten aufgrund der gewählten Rahmenbedingungen auf. Diese Art der Unsicherheit wird berücksichtigt, indem die Aussagekraft der Ergebnisse mit Hilfe von Relevanz- und Sensitivitätsanalysen überprüft wird. Zur Bestimmung von sinnvollen Sensitivitätsanalysen werden die Resultate bezüglich ihrer relevanten Einflussgrößen analysiert. Auf dieser Basis werden Sensitivitäten durchgeführt. Diese können z.B. folgende Einflussgrößen betreffen:

- Transportdistanzen
- Verluste/Recyclingquoten
- Anteil Fremdstoffe
- Emissionen bei der Aufbereitung: FCKW/HFKW und HBCD bei EPS/XPS, Staub bei Gips. Bindemittel bei Glaswolle

Das Ziel dieser Sensitivitätsrechnungen besteht darin, festzustellen, ob sich je nach Umstand eine andere Empfehlung für die Verwertung bzw. Entsorgung der betreffenden Bauabfälle ergibt. Das heisst, es wird ermittelt, unter welchen Bindungen die Empfehlung «kippt». Dies wird im Folgenden als Kippunkt bezeichnet.

3.5 Wirkbilanz und Bewertung der Umweltbelastung

In diesem Schritt wird die Sachbilanz bezüglich der Auswirkungen auf die Umwelt bewertet. Die Berechnung der Wirkbilanz beinhaltet die folgenden zwei Teilschritte:

- Klassifizierung (Einteilung der Stoffe und Ressourcennutzungen aus der Sachbilanz bezüglich ihrer Auswirkungen)
- Charakterisierung (Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt):
Dabei werden die verschiedenen Substanzen oder Ressourcennutzungen entsprechend ihres Schädigungspotenzials relativ zu einander gewichtet. Daraus ergeben sich die Schädigungspotenziale bezüglich einer bestimmten Umweltauswirkung. So wird z.B. beim Treibhauspotential CO₂ als Leitsubstanz verwendet und Beiträge von weiteren Treibhausgasen wie Methan und Lachgas in CO₂-Äquivalenten (CO₂ eq.) umgerechnet, welche die Auswirkungen auf das Klima charakterisieren.

Beim Resultat der Wirkbilanz handelt es sich um eine Zusammenstellung von verschiedenen Indikatoren, welche jeweils einen Aspekt der Umweltauswirkungen beschreiben. Um eine fundierte Entscheidungsbasis zu erhalten, können die verschiedenen Auswirkungen gewichtet und zu einer Kennzahl zusammengefasst werden. Die Gewichtung verschiedener Umweltauswirkungen ist ein Prozess, in welchen Werthaltungen einfließen und welcher deshalb für eine hohe Akzeptanz möglichst breit abgestützt sein muss.

3.5.1 Die Methode der ökologischen Knappheit

Im Rahmen dieser Studie wurde die Methode der ökologischen Knappheit 2013 (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013) verwendet. Die Bewertung mittels der Methode der ökologischen Knappheit wurde unter Mitarbeit des Bundesamts für Umwelt entwickelt und ist in der Schweiz etabliert. Diese Methode wurde gewählt, weil sie für die Bewertung sowohl die Umweltsituation wie auch die Umweltziele der Schweiz berücksichtigt (vgl. Abbildung 9) und somit bezüglich Werthaltung breit abgestützt ist. Betreffend der Verwendung der gesamttaggregierenden Methoden richtet sich die vorliegende Studie nicht nach der ISO Norm 14'040, sondern geht über diese hinaus⁵.

Obwohl diese Methode die Werthaltung der schweizerischen Umweltpolitik widerspiegelt, hat sie auch international eine hohe Akzeptanz. Die Resultate werden in Umweltbelastungspunkten (UBP) ausgedrückt.

Bei der Methode der ökologischen Knappheit (MöK) (Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013) basiert die Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen auf der Abweichung zwischen der heutigen Situation (Aktueller Fluss) und gesetzlichen Zielen, wie Grenzwerten, bzw. politischen Verpflichtungen, wie z.B. das Paris Abkommen bezüglich dem Klima (Kritischer Fluss).

Wie die folgende Formel zeigt, wird der Ökofaktor aus den folgenden drei charakteristischen Grössen hergeleitet: Charakterisierung, Normierung und Gewichtung.

⁵ Da die Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen von Wertmassstäben abhängig ist, werden diese gesamttaggregierenden Methoden teilweise abgelehnt, z. B. auch von der ISO Norm 14'044. Dabei ist zu beachten, dass auch eine Auswahl der Umweltauswirkungen subjektiv ist. Falls nur ein Teil der Auswirkungen, z. B. nur der CO₂-Fussabdruck betrachtet wird, kommt dies einer Gewichtung der anderen Auswirkungen mit Null gleich. Die Betrachtung der einzelnen Wirkkategorien kann durchaus hilfreich sein, z. B. zur Ermittlung der Ursachen von spezifischen Auswirkungen und Erarbeitung von möglichen Optimierungspotentialen. Als Entscheidungsgrundlage oder für die Betrachtung der gesamten Umweltauswirkungen dürfen jedoch nicht einzelne Umweltaspekte ausgeklammert werden. Dafür sind gesamt aggregierende Bewertungsmethoden nicht nur hilfreich sondern notwendig (Kägi u. a., 2016) und die Aussagekraft der Resultate abzusichern.

Formel 1 Ökofaktoren bei der Methode der ökologischen Knappheit

$$\text{Ökofaktor} = \underbrace{K}_{\substack{\text{Charakterisierung} \\ \text{(optional)}}} \cdot \underbrace{\frac{1 \cdot \text{UBP}}{F_n}}_{\text{Normierung}} \cdot \underbrace{\left(\frac{F}{F_k}\right)^2}_{\text{Gewichtung}} \cdot \underbrace{c}_{\text{Konstante}}$$

- K** = **Charakterisierungsfaktor** eines Schadstoffs beziehungsweise einer Ressource
- F_n** = **Normierungsfluss**: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf die Schweiz
- F** = **Aktueller Fluss**: Aktueller jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
- F_k** = **Kritischer Fluss**: Kritischer jährlicher Fluss, bezogen auf das Referenzgebiet
- c** = **Konstante** (10¹²/a): Dient dazu, einfach darstellbare Zahlengrößen zu erhalten.

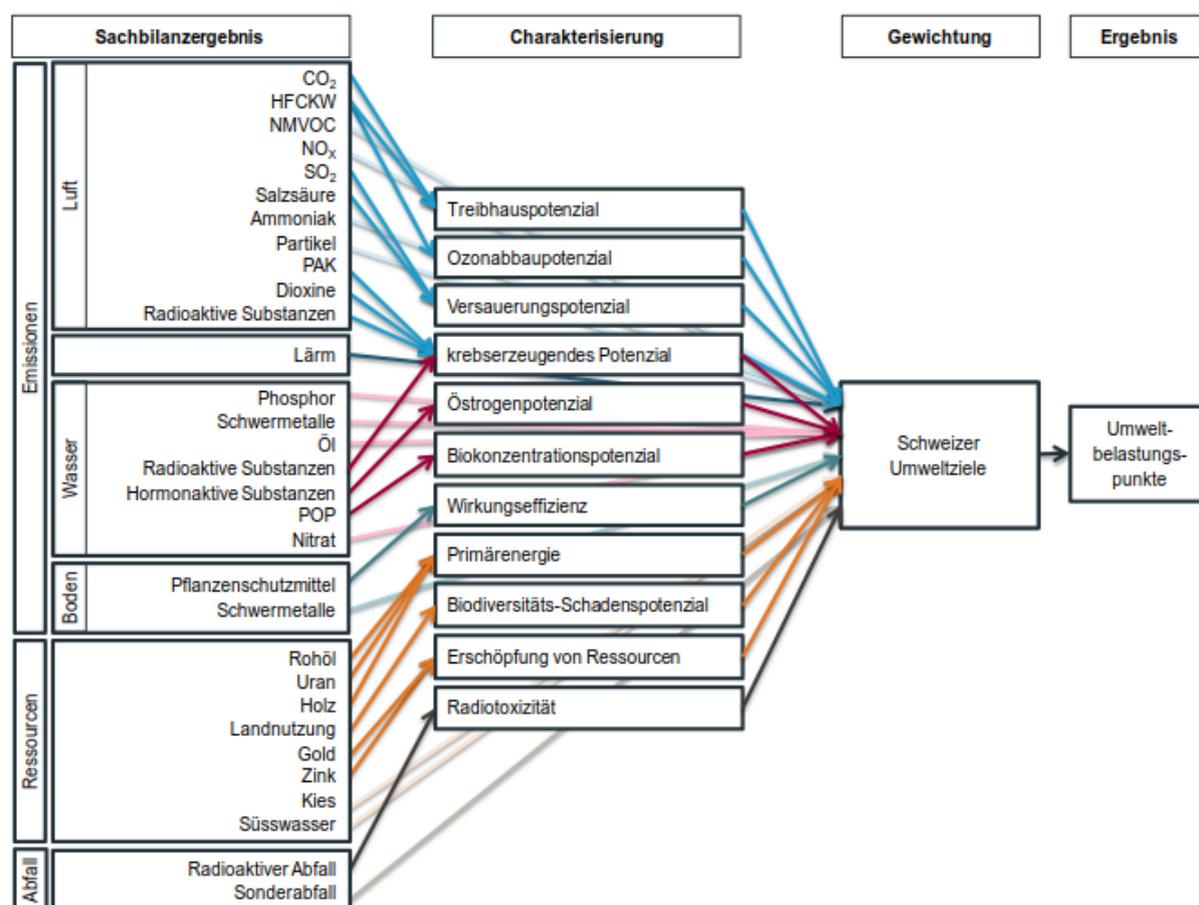


Abbildung 9: Grundschema der Methode der ökologischen Knappheit (Grafik aus Frischknecht & Büsser Knöpfel, 2013)

Die Charakterisierung wird benötigt, um die Schädlichkeit verschiedener Substanzen oder Ressourcennutzungen, welche eine bestimmte Umweltauswirkung verursachen, relativ zueinander zu charakterisieren. Der Normierungsfluss zeigt die gesamte Belastung im betrachteten Gebiet (Referenzgebiet) während einem Jahr durch die betreffende Umwelteinwirkung. Also z.B. die gesamte Menge einer bestimmten Emission oder im Falle der Deponierung das beanspruchte Deponievolumen pro Jahr in der Schweiz. Entsprechend zeigt die Normierung (1 / Normierungsfluss) den Beitrag zur gesamten aktuellen Belastung in der Schweiz an. Die Gewichtung wird über das Verhältnis des aktuellen Flusses der betreffenden Umwelteinwirkung zum kritischen Fluss gebildet. Dieses Verhältnis fließt quadratisch in die Formel ein.

3.5.2 Ergänzende Bewertung des Deponievolumens

Bei der Entsorgung von Abfällen können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt auftreten und entsprechend gibt es verschiedene Schutzziele, welche berücksichtigt werden müssen. Im Rahmen der Methode der ökologischen Knappheit werden in der Edition aus dem Jahre 2013 die folgenden Auswirkungen berücksichtigt:

- Emissionen von Stoffen in Boden, Wasser und Luft.
- Landnutzung durch Deponien.
- Mögliche Reaktivität von deponierten Abfällen.

Neu wurde zusätzlich ein Bewertungsfaktor für Landschaftsveränderungen durch deponierte Abfälle erarbeitet, siehe Tabelle 2. Dieser wird auch in die Überarbeitung der Methode der ökologischen Knappheit (Edition 2020) einfließen.

Für die Ermittlung des Öko-Faktors müssen alle drei Faktoren der Formel 1 bestimmt werden. Dies wird in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.

3.5.2.1 Charakterisierung

Bei dem Ökofaktor für Deponie A bis E geht es nur um den Platzbedarf für die Ablagerung⁶ von Bauabfällen in der Schweiz. Mögliche Umweltbelastungen durch Emissionen in Boden und Grundwasser, bzw. durch den Bau und Betrieb der Deponie werden mit anderen Faktoren berücksichtigt. Aus diesem Grund ist eine Charakterisierung nicht angebracht und es wird der Wert 1 verwendet.

3.5.2.2 Normierung

Für die Bestimmung der Stoffflüsse wurde das KAR Modell (Stefan Rubli & Schneider, 2018) beigezogen. Bei diesem Modell, dessen Resultate über die Web-Seite <http://www.kar-modell.ch/> verfügbar sind, handelt es sich um eine Simulation der Kies-, Aushub- und Rückbaumaterialflüsse in der Schweiz und in spezifischen Kantonen. In Abbildung 10 sind die Stoffflüsse für die Schweiz im Jahr 2017 dargestellt. Die Daten für das Jahr 2018 waren zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie noch nicht verfügbar.

⁶ Auch wenn die Wiederauffüllung von Materialentnahmestellen (u.a. Kiesgruben) gemäss VVEA als Verwertung und nicht als Ablagerung gilt, werden in der vorliegenden Studie sowohl Kiesgruben als auch Deponien berücksichtigt. Die Entsorgung des anfallenden Aushubmaterials benötigt Platz, unabhängig vom Entsorgungsort (Deponie Typ A oder Kiesgrube).

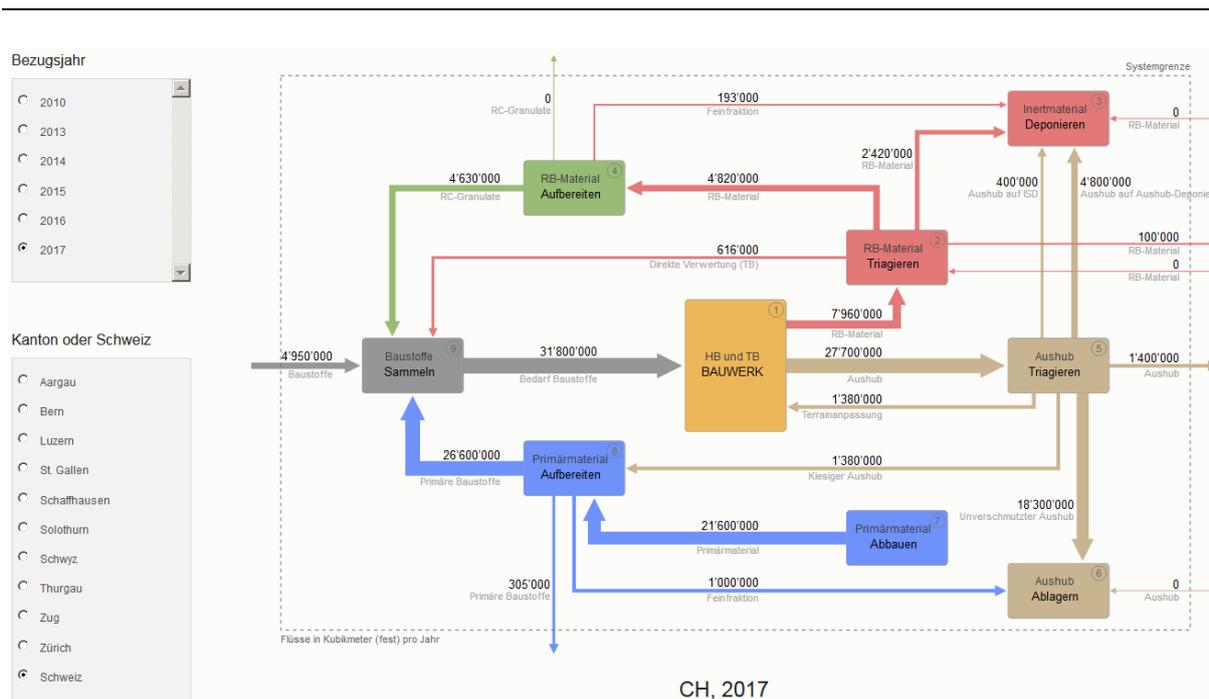


Abbildung 10: Bauabfallvolumenströme in der Schweiz gemäss dem KAR Modell, Angaben in m³

Für den Normierungsfluss wurde die folgende Grösse festgelegt: Materialmenge aus dem Bauwerk Schweiz, welche deponiert oder zur Wiederauffüllung von Materialentnahmestellen verwendet wird. Dabei wurde kein Unterschied gemacht, auf welchen Deponietyp das Material gelangt, da es bezüglich Nutzung von Deponieraum keinen Unterschied macht, ob dieser Raum durch Aushubmaterial, inertes Rückbaumaterial oder anderes Deponiegut genutzt wird. Weitere Umweltauswirkungen, bei denen sich die Deponietypen unterscheiden, werden zusätzlich bewertet. Diese Festlegung erfolgte in Absprache mit dem Auftraggeber und Vertretern der Gruppe Ökobilanzierung des BAFU, Peter Gerber und Norbert Egli. Damit setzt sich der Normierungsfluss aus den Stoffflüssen in Tabelle 2 zusammen.

Tabelle 2 Landschaftsverändernde Stoffflüsse in Deponien

Deponietyp gemäss VVEA	Beschreibung	Menge
	Unverschmutzter Aushub:	18'300'000 m ³
A	Feinfraktion aus der Aufbereitung von Primärmaterial:	1'000'000 m ³
A	Aushub auf Deponie Typ A	4'800'000 m ³
B	Aushub auf Deponie Typ B (ehemals Inertstoffdeponie)	400'000 m ³
B	Deponierung von Rückbaumaterialien (Typ B)	2'420'000 m ³
B	Feinfraktion aus dem Recycling (Typ B)	193'000 m ³
C	Ehemals Reststoffdeponie	93'000 m ³
D	Ehemals Reaktorstoff Schlackenkompartiment	487'000 m ³
E	Ehemals Reaktorstoffe	270'000 m ³
Total		28'100'000 m ³

Für landschaftsverändernde Stoffflüsse aufgrund von Deponierungen ergibt sich daraus ein Normierungsfluss von 28'100'000 m³ pro Jahr. Dieser Fluss entspricht dem aktuellen Fluss der Schweiz.

3.5.2.3 Gewichtung

Für die Bestimmung des aktuellen Flusses wurden alle landschaftsverändernden Stoffflüsse ermittelt. Für die Bestimmung des kritischen Flusses wurde zusammen mit BAFU-Experten für Ökobilanzen ausdiskutiert, dass das Ausscheiden von Deponieraum vergleichbar mit demjenigen von Kiesabbau behandelt werden kann. In den Kantonen wird so viel Deponieraum resp. Kiesabbauvolumen raumplanerisch ausgeschieden, wie zur Deckung des Bedarfs erforderlich ist. Da der schweizerische Gesetzgeber diese Situation toleriert, wird in diesem Fall der kritische Fluss dem aktuellen Fluss gleichgesetzt. D.h. der kritische Fluss orientiert sich am aktuellen Fluss. Unterschiede können sich je nach Kanton und Planungsstand ergeben. Zu beachten ist, dass damit eher eine zurückhaltende Gewichtung erfolgt. Eine höhere Gewichtung wäre auch denkbar.

3.5.2.4 Ökofaktor für landschaftsverändernde Deponien Typ A bis E

Der Ökofaktor beläuft sich auf 36'000 UBP/m³. Bei einer durchschnittlichen Dichte von 1.5 t pro m³ ergibt sich ein Faktor von 23.7 UBP / kg Deponiematerial.

Tabelle 3: Ökofaktor für die landschaftsverändernden Deponien in UBP/kg und UBP/m³ Abfall

		Bemerkungen
Normierung (m ³ Abfall/a)	28.1 Mio.	
Aktueller Fluss (m ³ Abfall/a)	28.1 Mio.	(BAFU 2011c)
Kritischer Fluss (m ³ Abfall/a)	28.1 Mio.	
Gewichtung (-)	1.00	
Ökofaktor (UBP/m ³ Abfall)	36'000	
Ökofaktor (UBP/kg Abfall)	24	Dichte 1500 kg/m ³

4 Resultate und Diskussion

Im Kap. 4.1 wird eine Übersicht über den Umweltnutzen des Recyclings oder der Wiederverwendung im Vergleich zur finalen Entsorgung dargestellt. In den danach folgenden Kapiteln werden alle Bauabfälle einzeln dargestellt.

4.1 Übersicht Umweltnutzen

Abbildung 11 zeigt den Umweltnutzen der einzelnen Bauabfälle in aufsteigender Reihenfolge. Bei den folgenden Bauabfällen weist das Recycling oder die Wiederverwendung einen grossen Umweltnutzen auf:

- Alublech, wiederverwendet
- Alublech, ins Recycling
- EPS, ins Recycling mit CreaSolv Prozess
- PVC-Rohre, ins Recycling
- Stahlträger, wiederverwendet
- Stahlträger, ins Recycling
- Innentür, aus Holz, wiederverwendet
- Brettschichtholz, wiederverwendet
- Glaswolle, ins Recycling

Bei den folgenden Bauabfällen weist das Recycling oder die Wiederverwendung einen eher geringen Umweltnutzen auf:

- Massivholz, wiederverwendet
- Kiesgemisch A, ins Recycling, bituminös gebunden
- Aushub nach Bodenwäsche, ins Recycling
- Ausbauasphalt, schwach belastet, ins Recycling
- Kiesgemisch A oder B, Verwertung vor Ort
- Gipskartonplatten, ins Recycling
- Mischabbruch, ins Recycling
- Massivholz, ins Recycling (CH)
- Betonabbruch, ins Recycling
- Ziegelabbruch, ins Recycling

Bei den folgenden Bauabfällen weist das Recycling oder die Wiederverwendung keine signifikante Reduktion der Umweltauswirkungen oder sogar eine zusätzliche Umweltbelastung auf:

- Gipsfaserplatten, ins Recycling
- Vollgips, ins Recycling
- Massivholz, ins Recycling (RER)
- EPS/XPS ins Recycling (Gemisch für Leichtbeton)

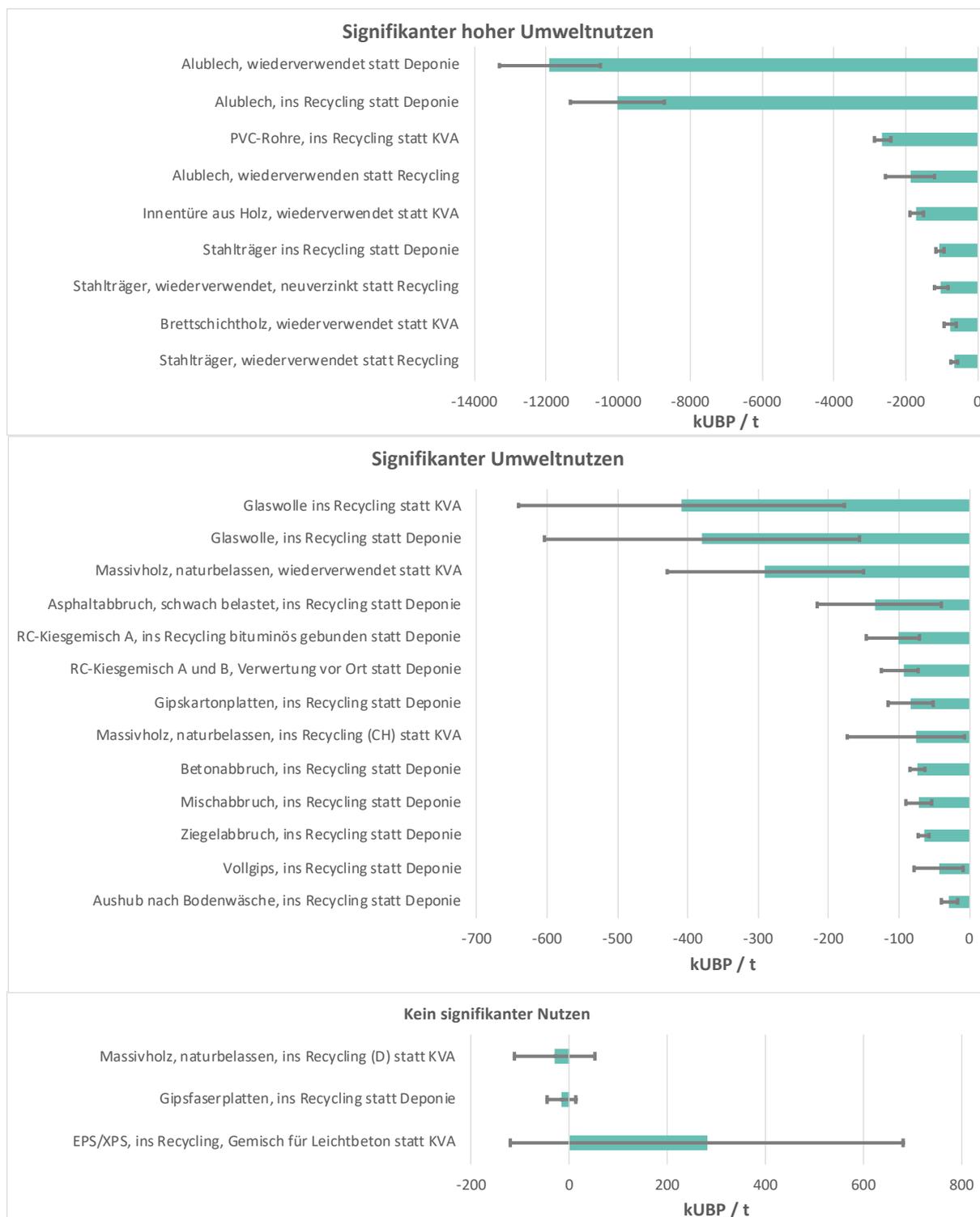


Abbildung 11: Umweltnutzen des Recyclings oder Wiederverwendung von mineralischen Bauabfällen

4.2 Beton

Die Deponierung von Beton generiert eine Umweltbelastung von rund 45 kUBP pro t, wobei der Transport nur rund 8 kUBP ausmacht.

Das Recycling von Betonabbruch generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Sortierung, der Sortierung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendenden Anteils von knapp 10 kUBP. Sekundärbeton ersetzt primären Kies oder Sand, was einer Gutschrift von 37 kUBP entspricht.

Insgesamt liegt der Umweltnutzen des Recyclings im Vergleich zur Deponierung bei rund 75 kUBP pro t Betonabbruch.

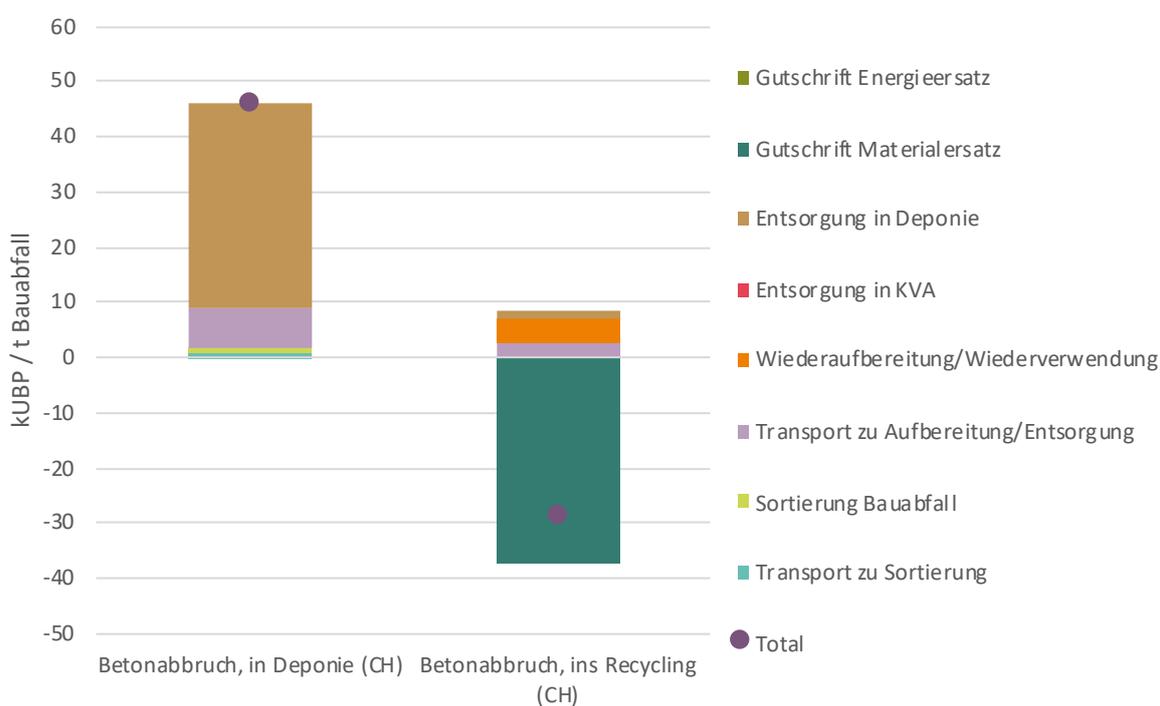


Abbildung 12: Umweltbelastung von Betonabbruch ins Recycling und in Deponie

Bezüglich den Auswirkungen auf das Klima ergibt sich eine Reduktion von rund 12 kg CO₂Eq. pro t Betonabbruch.

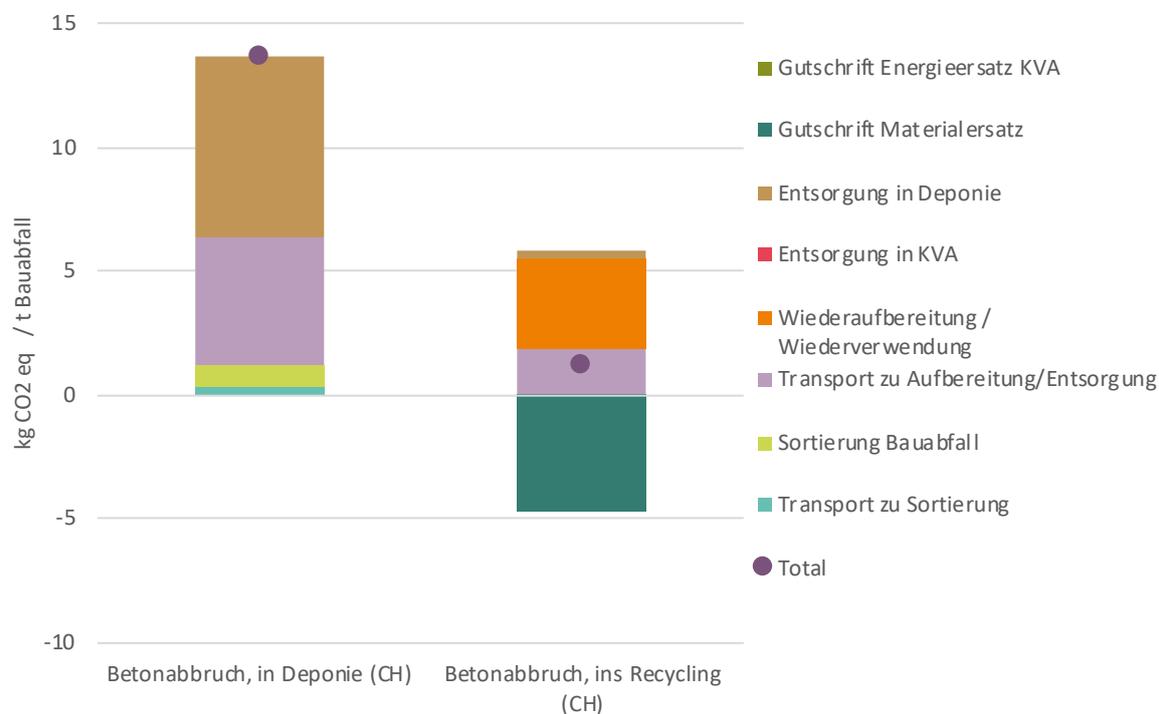


Abbildung 13: Klimabelastung von Betonabbruch ins Recycling und in Deponie

Sensitivität: Transporte

Eine variierbare Einflussgrösse ist bei diesem Vergleich die Transportdistanz ins Recycling. Das Recycling von Beton hätte erst dann eine vergleichbare Umweltbelastung, wenn der Betonabbruch 275 km weit transportiert würde. Eine Transportdistanz, welche sicher nicht gefahren wird.

4.3 Asphalt

Die Deponierung von Asphalt generiert eine Umweltbelastung von knapp 60 kUBP pro t, wobei der Transport nur knapp 15 % ausmacht. Der wesentliche Beitrag ergibt sich durch die Deponierung selbst.

Das Recycling von Asphalt generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Sortierung, der Sortierung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendenden Anteils von etwas mehr als 20 kUBP. Sekundärasphalt ersetzt primären Asphalt, wobei der im Asphalt gebundene Bitumen primären Bitumen und das darin enthaltene Kies primären Kies ersetzt. Das erklärt auch die höhere Gutschrift von rund 100 kUBP im Vergleich zu reinem Kiesersatz beim Beton.

Insgesamt liegt der Umweltnutzen des Recyclings im Vergleich zur Deponierung bei rund 130 kUBP pro t Ausbauasphalt. Zudem ergibt sich eine Reduktion der Auswirkungen auf das Klima von knapp 45 kg CO₂ eq. / t Ausbauasphalt.

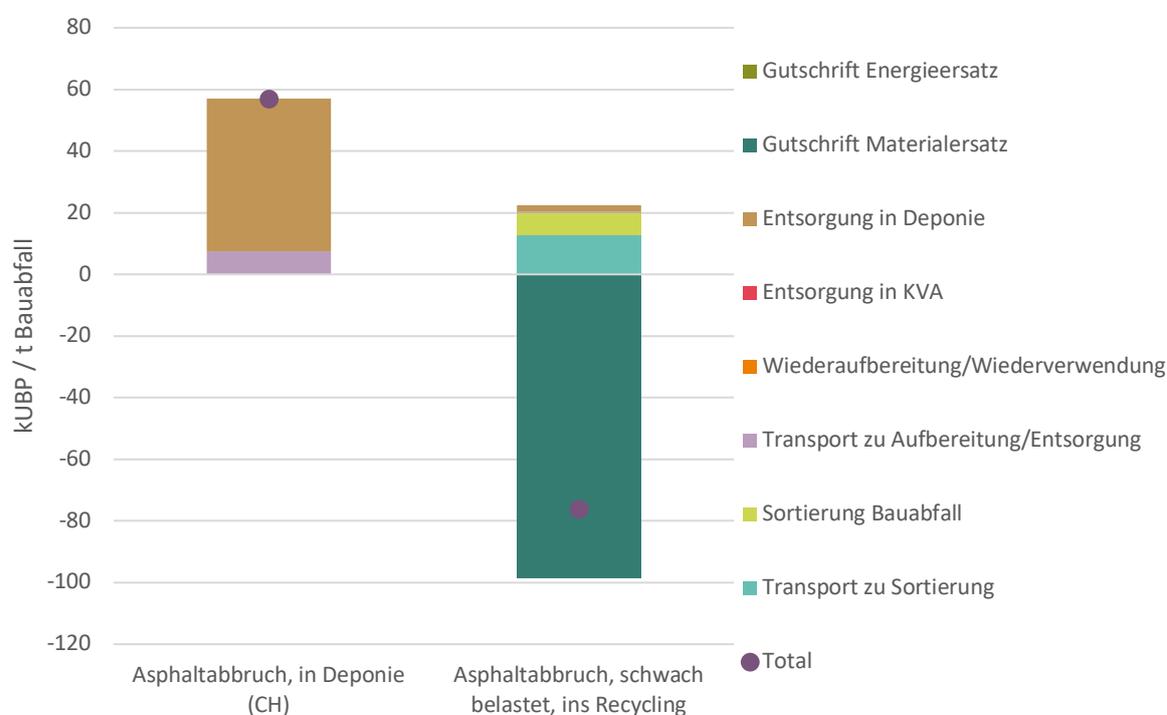


Abbildung 14: Umweltbelastung von Ausbauasphalt ins Recycling und in Deponie

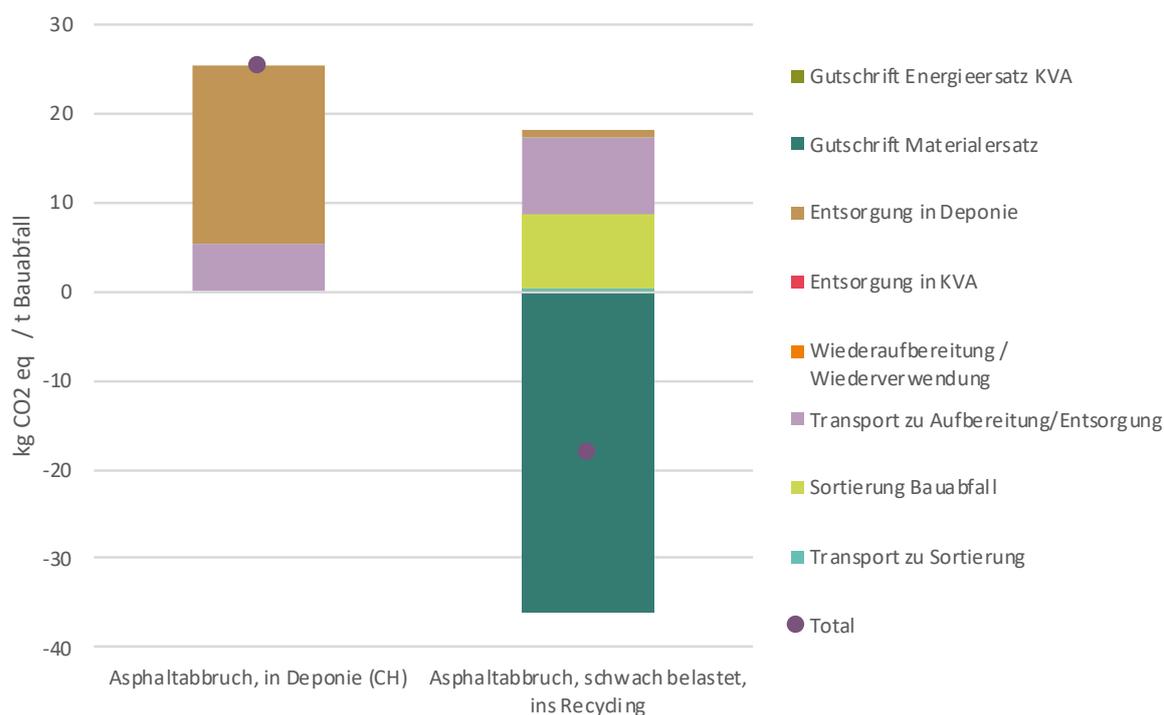


Abbildung 15: Klimabelastung von Ausbauasphalt ins Recycling und in Deponie

Sensitivität: Transporte

Eine variierbare Einflussgrösse ist bei diesem Vergleich die Transportdistanz zur Aufbereitungsanlage. Das Recycling von Asphalt hätte erst dann eine vergleichbare Umweltbelastung, wenn der Ausbauasphalt 575 km weit zur Aufbereitungsanlage transportiert werden müsste. Eine Transportdistanz, welche sicher nicht realistisch ist.

4.4 RC-Kies A und RC-Kies B

RC-Kiesgemisch A darf maximal 20 % bis 30 % Asphalt enthalten, die restlichen Bestandteile müssen mineralisch sein, Kies und Sand. RC-Kiesgemisch B besteht zu rund 80 % aus Kies und Sand und darf maximal 20 % Beton enthalten. Die Deponierung von RC-Kies generiert eine Umweltbelastung von rund 56 kUBP pro t, wobei der Transport nur rund 8 kUBP ausmacht.

RC-Kies B und RC-Kies A können rezykliert werden, indem sie direkt vor Ort wieder eingebaut werden und damit kein zusätzlicher Aufwand anfällt. Dabei muss RC-Kies A unterhalb einer Deckschicht eingesetzt werden. In diesem Fall wird primärer Kies oder Sand ersetzt, wobei der im Asphalt gebundene Bitumen nicht primären Bitumen ersetzt und «verloren» geht. Insgesamt liegt der Umweltnutzen der Verwertung vor Ort im Vergleich zur Deponierung in diesem Fall bei etwas mehr als 90 kUBP pro t RC-Kies B oder RC-Kies A.

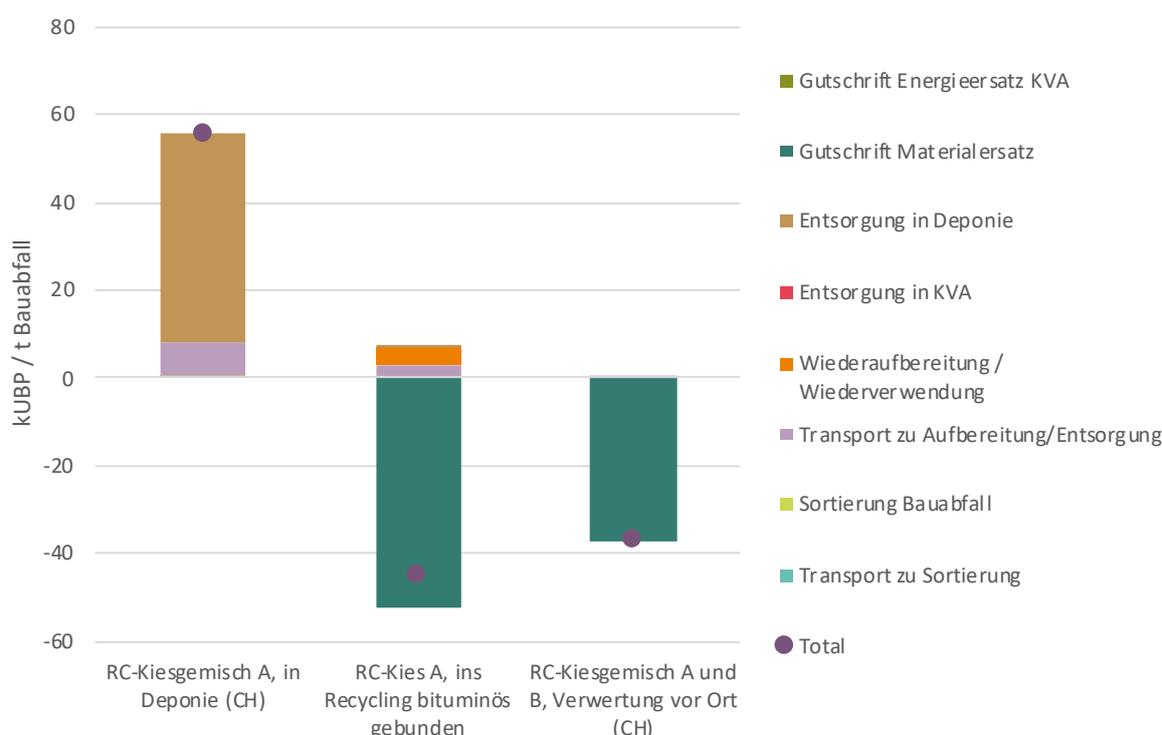


Abbildung 16: Umweltbelastung von RC-Kiesgemisch Verwertung vor Ort und in Deponie

Auch wenn dies nicht sehr üblich ist, so ist es möglich, RC-Kies A bituminös zu binden und damit zusätzlich den Bitumenanteil von 1.2 % bis 1.5 % im RC-Kies zu nutzen, indem Primärbitumen ersetzt wird. Damit erhöht sich der Recyclingnutzen auf rund 100 kUBP. Der Nutzen ist als nur rund 10 % höher als beim ungebundenen Einsatz unter einer Deckschicht.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima ergibt sich ein Nutzen von 25 kg CO₂ eq. / t RC-Kies A und B bzw. von knapp 30 kg CO₂ eq. / t RC-Kies A, falls es bituminös gebunden wird.

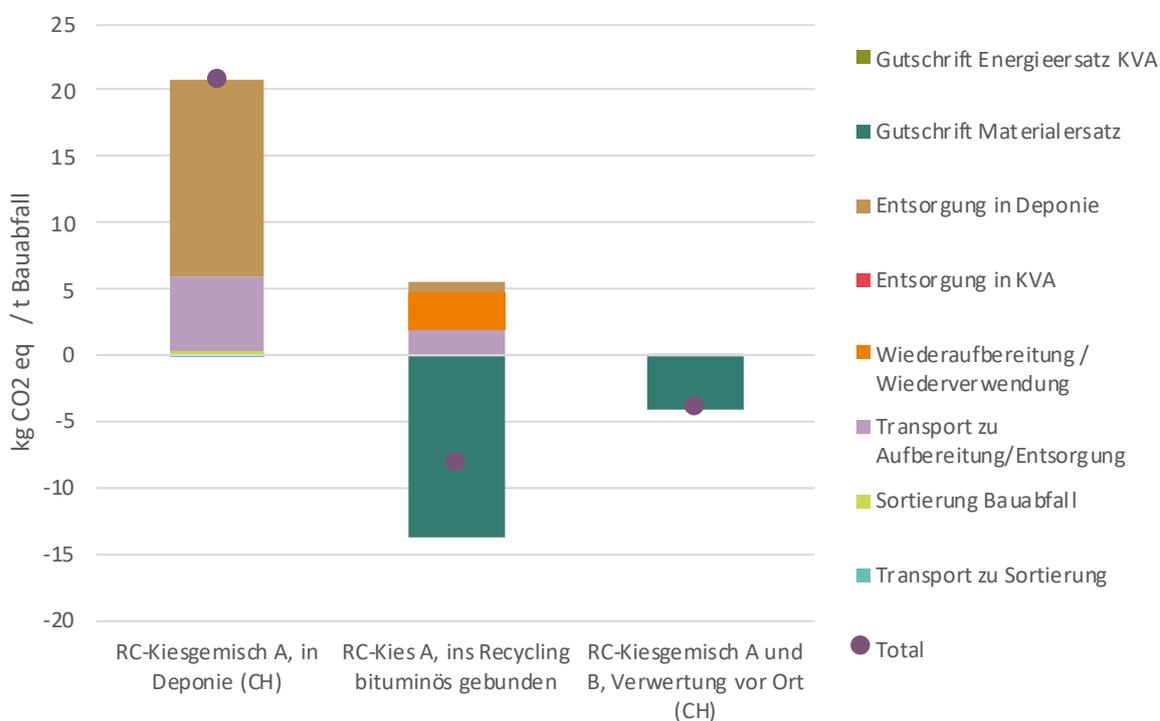


Abbildung 17: Klimaauswirkungen von RC-Kiesgemisch Verwertung vor Ort und in Deponie

4.5 Mischabbruch

Die Deponierung von Mischabbruch generiert eine Umweltbelastung von rund 55 kUBP pro t, wobei der Transport nur rund 8 kUBP ausmacht.

Das Recycling von Mischabbruch generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Sortierung, der Sortierung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendenden Anteils von rund 10 kUBP. Mischabbruch ersetzt primären Kies oder Sand, was einer Gutschrift von gut 35 kUBP entspricht.

Insgesamt liegt der Umweltnutzen des Recyclings im Vergleich zur Deponierung bei etwas mehr als 70 kUBP pro t Mischabbruch. Bezüglich des Klimas ergibt sich eine Reduktion von etwas mehr als 10 kg CO₂eq./ t Mischabbruch.

Da der Transport nur einen marginalen Anteil hat, kann davon ausgegangen werden, dass das Recycling von Mischabbruch auch bei längeren Transportdistanzen sinnvoll ist.

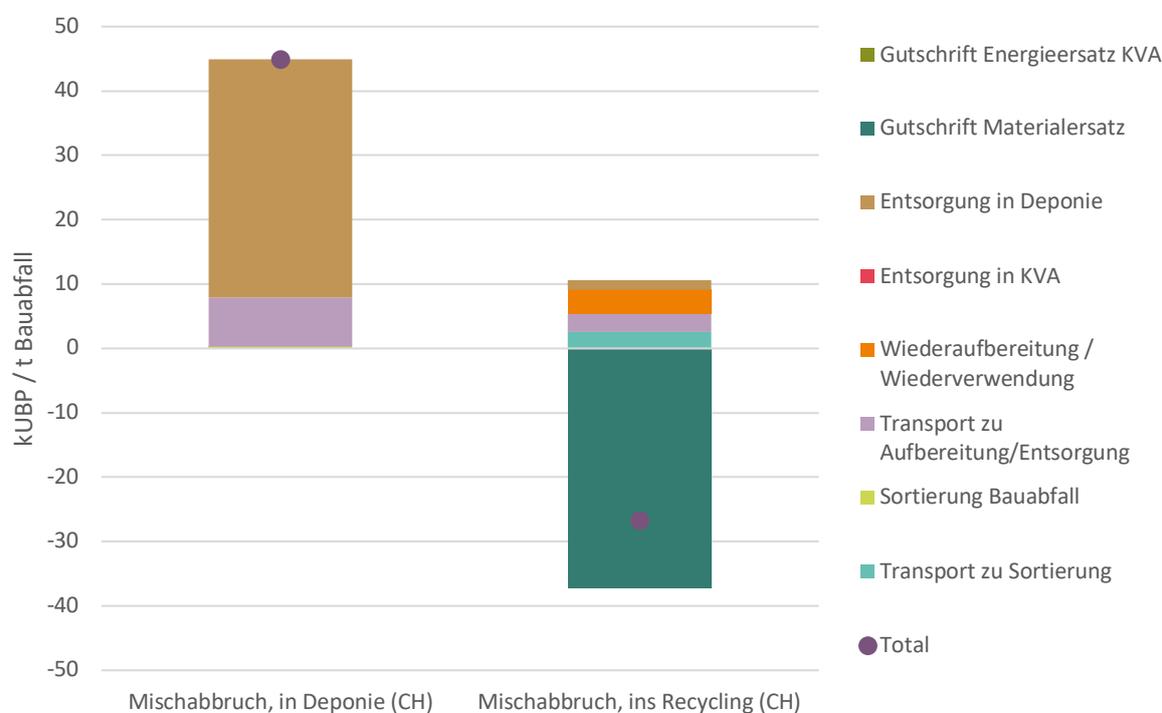


Abbildung 18: Umweltbelastung von Mischabbruch ins Recycling und in Deponie

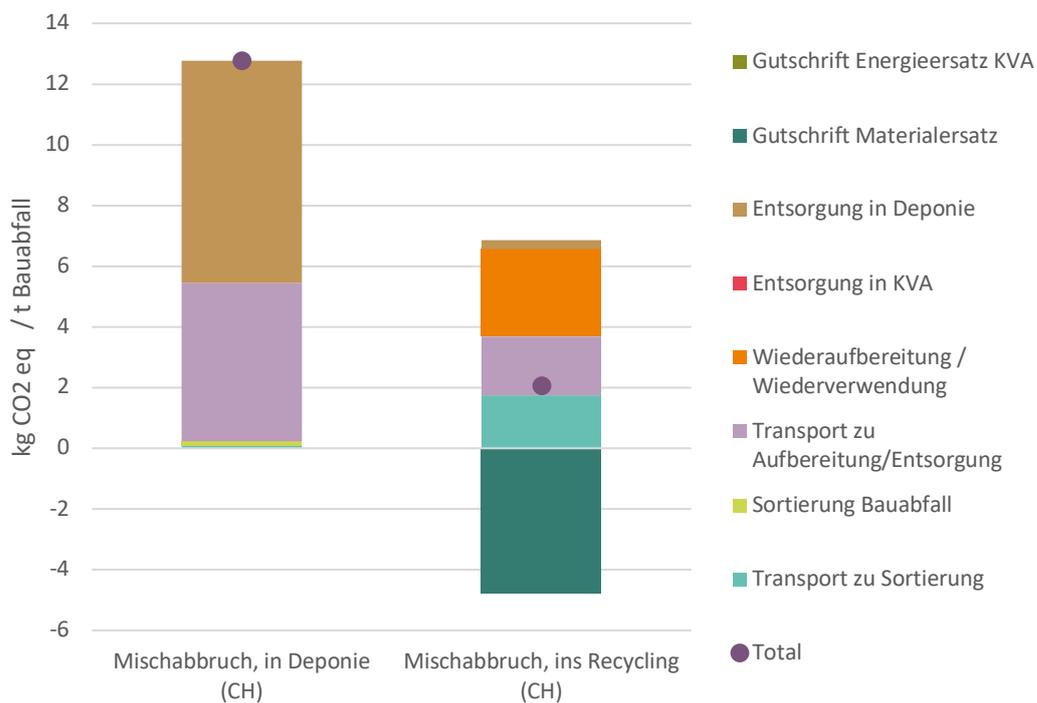


Abbildung 19: Umweltbelastung von Mischabbruch ins Recycling und in Deponie

4.6 Tonziegel

Die Deponierung von Tonziegel generiert eine Umweltbelastung von rund 45 kUBP pro t, wobei der wesentliche Anteil sich aus der Deponierung ergibt.

Das Recycling von Tonziegel generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Sortierung, der Sortierung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendenden Anteils von rund 17 kUBP. Tonziegel ersetzen primären Kies oder Sand, was einer Gutschrift von rund 35 kUBP entspricht.

Insgesamt liegt der Umweltnutzen des Recyclings im Vergleich zur Deponierung bei rund 65 kUBP pro t Ziegelabbruch.

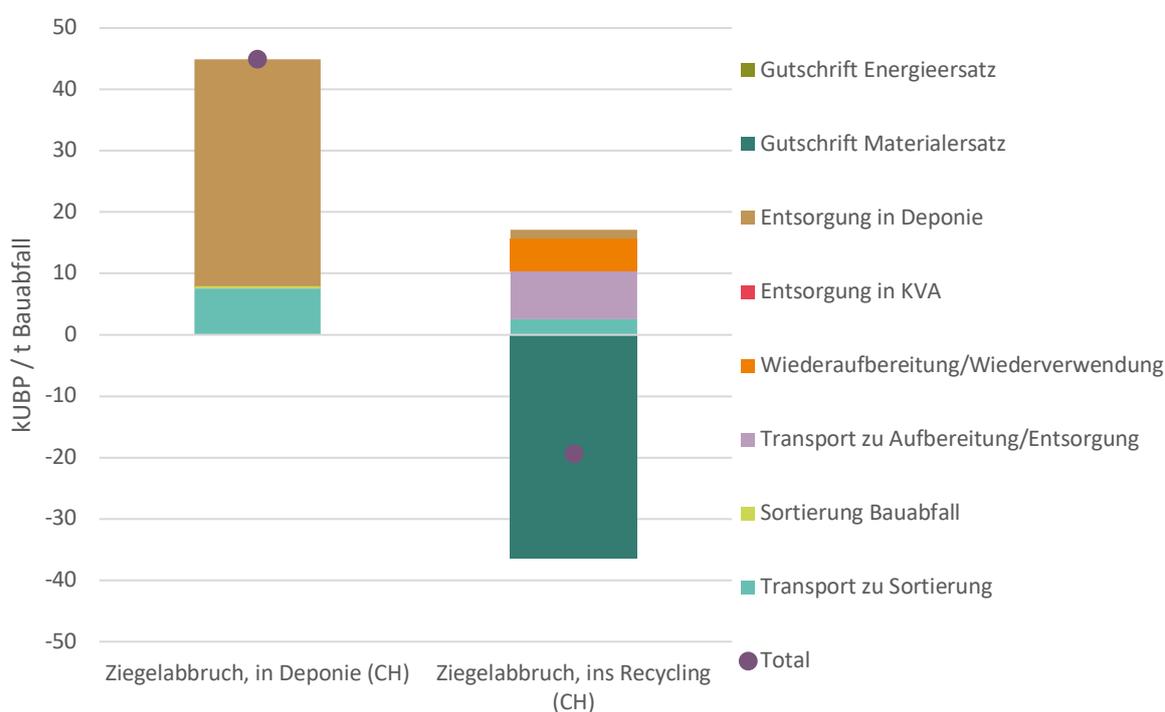


Abbildung 20: Umweltbelastung von Tonziegel ins Recycling und in Deponie

Auch bezüglich des Klimas ergibt sich ein Nutzen, der jedoch mit rund 5 kg CO₂ eq. / t Tonziegel relativ gering ist. Der Hauptgrund dafür ist, dass der ersetzte Kies und Sand keine grossen Auswirkungen auf das Klima haben und entsprechend diese Gutschrift gering ausfällt und dadurch die Transporte und die Aufbereitung relevanter werden. Die Methode der ökologischen Knappheit zeigt da ein umfassenderes Bild.

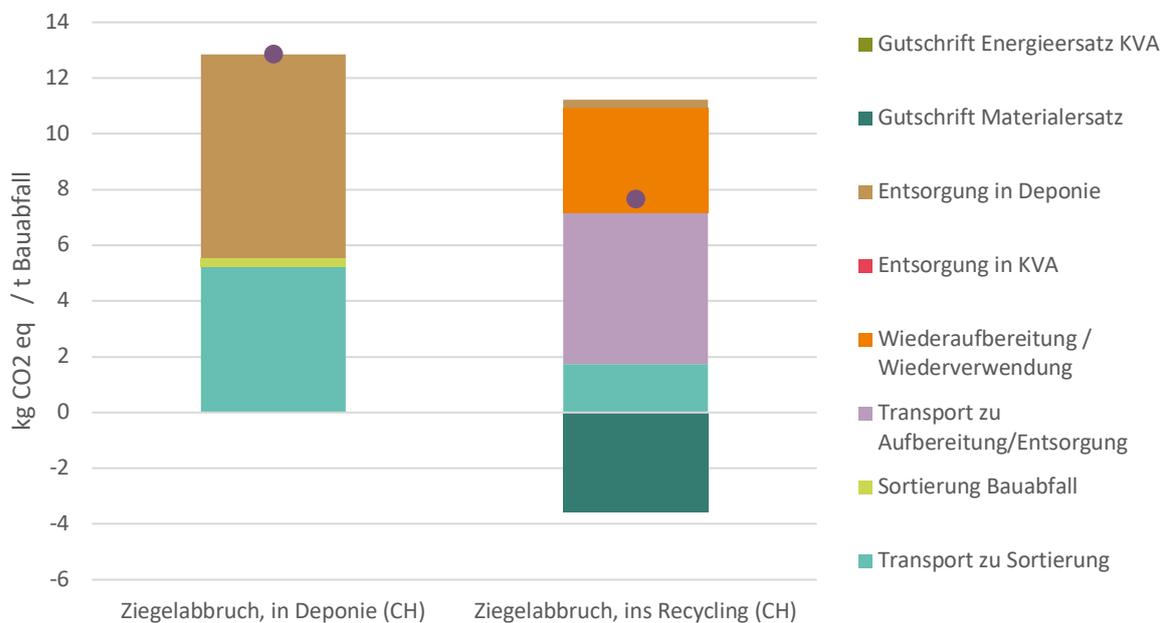


Abbildung 21: Klimaauswirkungen von Tonziegel ins Recycling und in Deponie

4.7 Aushub (Bodenwäsche vs. Deponie)

Die Deponierung von Aushubmaterial generiert eine Umweltbelastung von rund 43 kUBP / t, wobei der Transport nur rund 4 kUBP ausmacht.

Das Recycling von verschmutztem Aushubmaterial (inkl. Bodenwäsche) generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Bodenwäsche, der Bodenwäsche selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendendem Anteil in derselben Grössenordnung wie die Deponierung. Dabei tragen die Transporte zur Bodenwäschen, 100 km, und zum Einsatzort, 50 km, wesentlich bei. Das Aushubmaterial ersetzt primären Kies oder Sand, was einer Gutschrift von knapp 30 kUBP entspricht. Somit liegt der Umweltnutzen des Recyclings im Vergleich zur Deponierung bei rund 30 kUBP pro t Aushub.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima zeigt sich unter den getroffenen Annahmen keine Reduktion, sondern eine Mehrbelastung von etwas mehr als 10 kg CO₂ eq. / t verschmutztem Aushubmaterial. Die Ursachen sind die langen Transportwege von insgesamt 150 km. Wenn sich jedoch zukünftig durch eine zunehmende Anzahl an Bodenwaschanlagen die Transportdistanzen reduzieren, sinken auch die CO₂-Emissionen. Auch wenn der Schutz des Klimas ein wichtiges Thema ist, so ist es dennoch nur eine von vielen Umweltauswirkungen, welche zu beachten sind. Die Methode der ökologischen Knappheit adressiert neben dem Klima auch eine Vielzahl weiterer Umweltaspekte. Daher sollte die Bodenwäsche auch bei den aktuellen Transportdistanzen einer Deponierung vorgezogen werden.

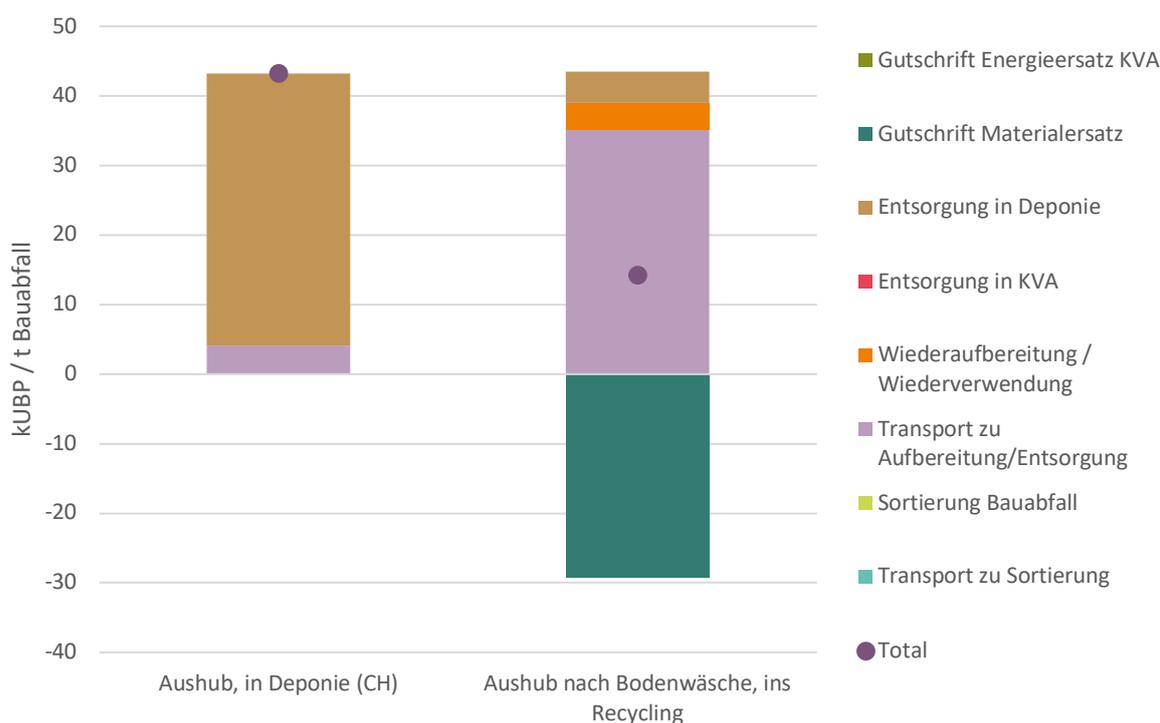


Abbildung 22: Umweltbelastung von Bodenaushub ins Recycling (nach Bodenwäsche) und in Deponie

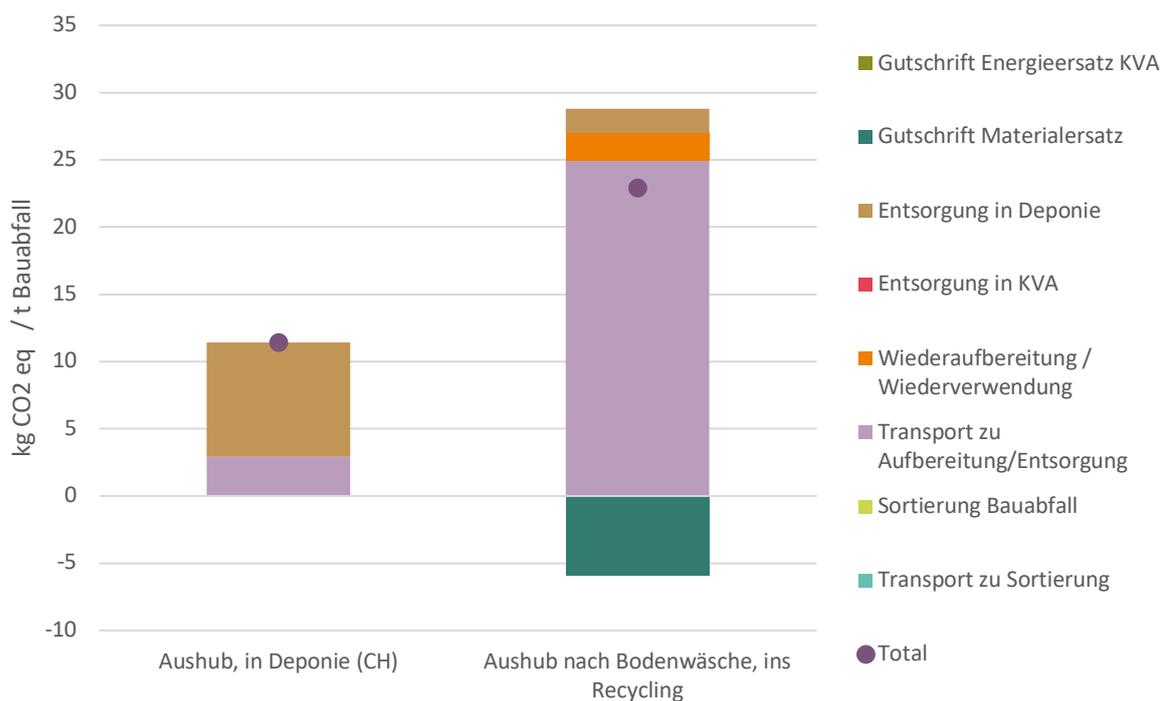


Abbildung 23: Klimaauswirkungen von Bodenaushub ins Recycling (nach Bodenwäsche) und in Deponie

Sensitivität: Transporte

Da es relativ wenige Bodenwaschanlagen gibt sind die Transportdistanzen relativ hoch und relevant bezüglich des ökologischen Nutzens bzw. Schadens.

Vergleichbare Umweltauswirkungen, gemessen mit der Methode der ökologischen Knappheit, wie die Deponierung, zeigt die Bodenwäsche bereits bei rund 30 % höheren Transportdistanzen. Das heisst, wenn die gesamten Transporte zur Bodenwäsche und zum Einsatzort mehr als 200 km betragen, so ist die Deponierung gegenüber einer Bodenwäsche mit tendenziell geringen Auswirkungen verbunden.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima liegt der Kipppunkt, an dem die Auswirkungen der beiden Varianten vergleichbar sind, schon bei einer Transportdistanz von etwa 60 km.

Entsprechend wäre es sehr wünschbar, wenn es mehr und regional gut verteilte Bodenwaschanlagen gäbe.

4.8 Gips, Gipsfaserplatte

Die Deponierung von Gipsfaserplatten generiert eine Umweltbelastung von knapp 50 kUBP / t, wobei der Transport nur rund 8 kUBP ausmacht.

Das Recycling von Gipsfaserplatten generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendendem Anteil von rund 140 kUBP. Der Transport und die Aufbereitung selber machen 30 kUBP resp. 70 kUBP aus. Die 80 % Gipsanteile können der Primärgipsproduktion beigemischt werden und ersetzen somit primären Gips, was einer Gutschrift von 110 kUBP entspricht.

Insgesamt weist das Gipsfaserplattenrecycling einen Umweltnutzen von rund 20 kUBP im Vergleich zur Deponierung aus.

Die Auswirkungen auf das Klima können ebenfalls um rund 10 kg CO₂ eq. / t Gipsfaserplatten reduziert werden.

Sensitivitäten: Transporte und Staubemissionen

Wesentliche Einflussgrößen sind beim Recycling der Gipsfaserplatte die Staubemissionen und die Transportdistanzen.

Eine wesentliche Reduktion der Umweltbelastungen kann durch eine Reduktion der Staubemissionen erreicht werden. Bei einer Reduktion um 50 % ergibt sich mehr als eine Verdoppelung des Umweltnutzens durch das Recyclings gegenüber der Deponierung und beträgt dann rund 50 kUBP/t Gipsfaserplatte, siehe Abbildung 26.

Das Recycling von Gipsfaserplatten hat erst dann eine vergleichbare Umweltbelastung wie die Deponierung, wenn die Platten rund 200 km weit zur Aufbereitung transportiert werden müssten. Eine Distanz, welche in gewissen Fällen durchaus realistisch sein kann.



Abbildung 24: Umweltbelastung von Gipsfaserplatten ins Recycling und in Deponie

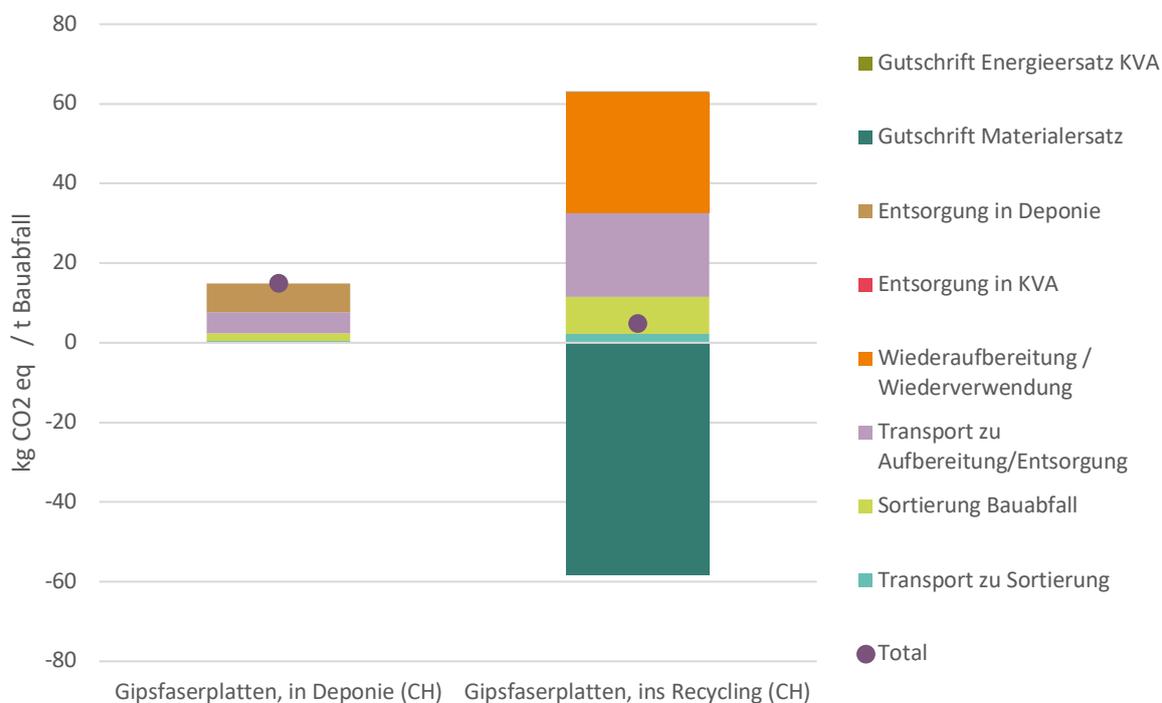


Abbildung 25: Klimaauswirkungen von Gipsfaserplatten ins Recycling und in Deponie

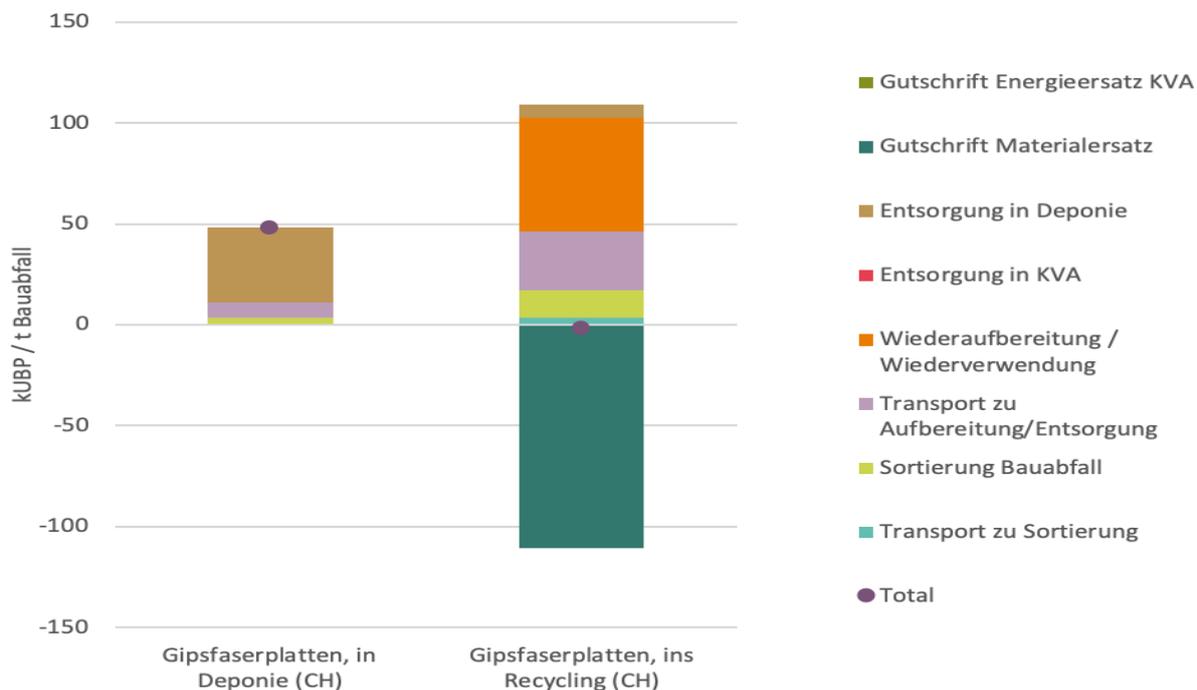


Abbildung 26: Eine wesentlich geringere Umweltbelastung hat die Gipsfaserplatten ins Recycling falls die Staubemissionen um 50 % reduziert werden können.

4.9 Gips, Gipskartonplatte

Die Deponierung von Gipskartonplatten generiert eine Umweltbelastung von knapp 50 kUBP / t, wobei der Transport nur rund 15 % ausmacht.

Das Recycling von Gipskartonplatten generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendendem Anteil von rund 150 kUBP. Der Transport und die Aufbereitung selber machen 40 kUBP resp. 100 kUBP aus. Die 80 % Gipsanteile können der Primärgipsproduktion beigemischt werden. Die 20 % Kartonanteile gehen ins Kartonrecycling. Die Gutschrift für dieses stoffliche Recycling liegt bei 185 kUBP. Zusätzlich gibt es eine Energiegutschrift für die geringe Menge Abfälle, welche in der KVA entsorgt werden in der Grösse von rund 25 kUBP.

Insgesamt weist das Gipskartonplattenrecycling einen Umweltnutzen von knapp 100 kUBP / t Gipskartonplatten im Vergleich zur Deponierung auf. Wie bei der Gipsfaserplatte kann dieser Nutzen erhöht werden durch eine Reduktion der Staubemissionen.

Der Kippunkt bezüglich der Transporte liegt bei knapp 500 km.

Dieser Nutzen durch das Recycling der Gipskartonplatten ist wesentlich höher als derjenige der Gipsfaserplatten. Der Grund dafür ist im Wesentlichen, dass der Karton auch dem Recycling zugeführt werden kann, während die Fasern in der Gipsfaserplatte keinen zusätzlichen Nutzen ergeben, sondern gemäss dem Hersteller beim Recycling eher störend wirken und dieses Recyclingmaterial nur in geringen Mengen den neuen Platten zugeführt werden können.

Der Klimanutzen beträgt rund 15 kg CO₂ eq. / t Gipskartonplatten.

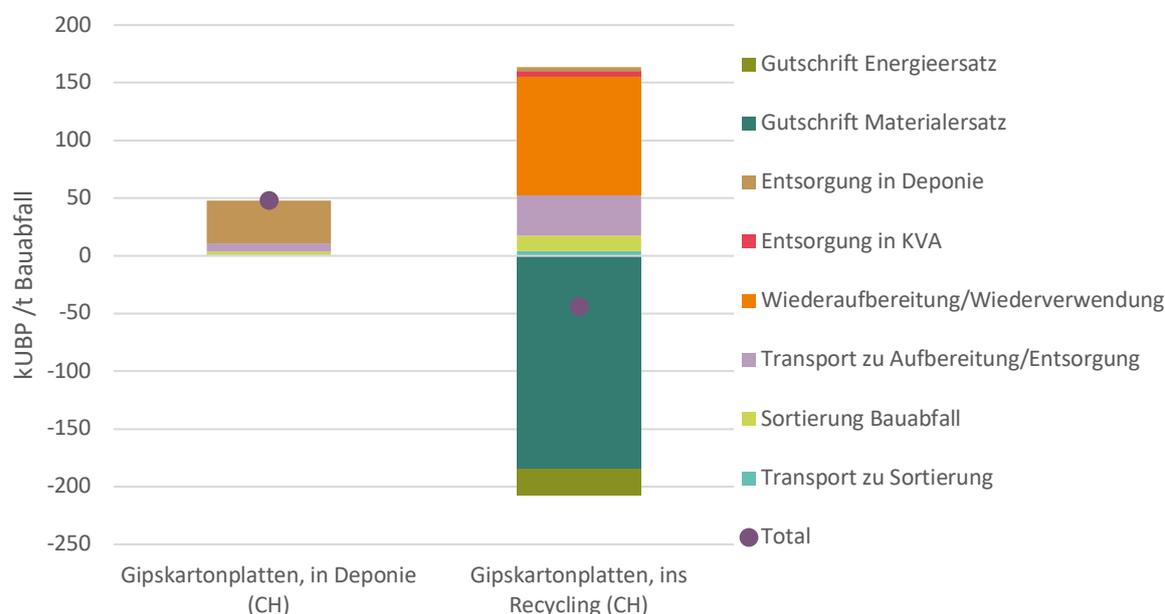


Abbildung 27: Umweltbelastung von Gipskartonplatten ins Recycling und in Deponie

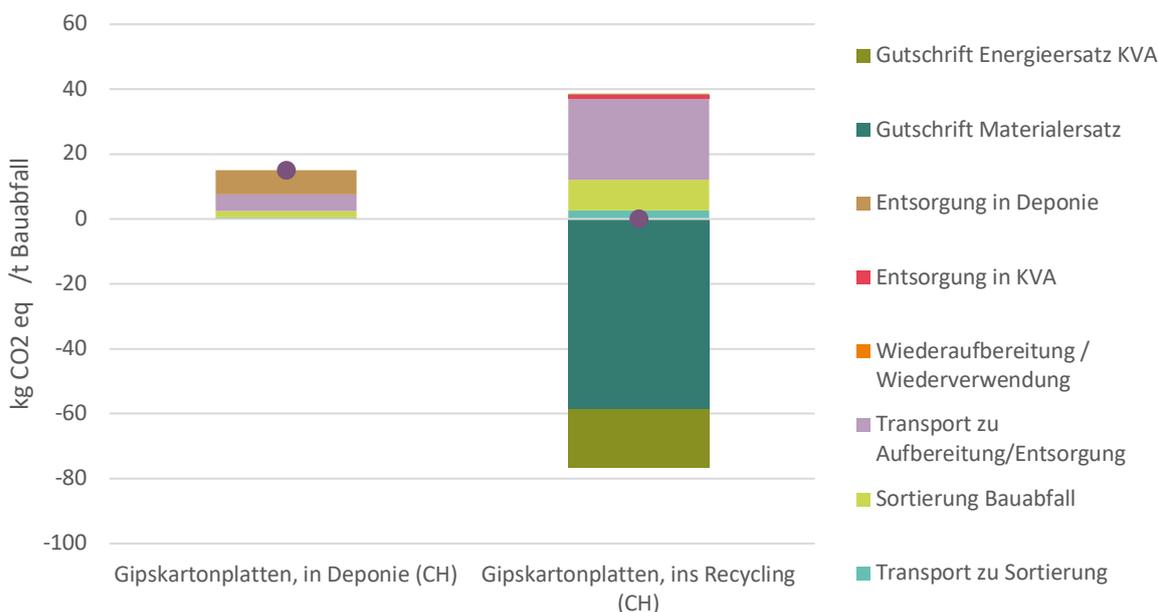


Abbildung 28: Klimabelastung von Gipskartonplatten ins Recycling und in Deponie

4.10 Gips, Vollgipsplatte

Die Deponierung von Vollgipsplatten generiert eine Umweltbelastung von rund 50 kUBP / t, wobei der Transport nur rund 15 % ausmacht.

Das Recycling von Vollgipsplatten generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Deponierung des nicht mehr zu verwendendem Anteils von rund 150 kUBP. Dabei trägt der Transport knapp 35 kUPB und die Aufbereitung (v.a. Staubemissionen) von rund 105 kUBP bei. Der zerriebene Gips kann wieder in der Primärgipsproduktion beigemischt werden und ersetzt Gipsrohstoff. Das entspricht einer Gutschrift von 140 kUBP.

Insgesamt weist das Vollgipsrecycling einen Umweltnutzen im Vergleich zur Deponierung von knapp 50 kUBP pro t Vollgips aus. Dieser ist rund doppelt so hoch wie derjenige der Gipsfaserplatte, da praktisch eine vollständige Verwertung des Materials möglich ist. Jedoch beträgt der Nutzen nur rund 50 % der Gipskartonplatte. Hier ist der Grund, dass der Karton ebenfalls recycelt wird. Obwohl dieser nur einen Anteil von 20 Gewichtsprozent hat, trägt er wesentlich zum Umweltnutzen bei.

Die Reduktion bezüglich der Auswirkungen auf das Klima beträgt rund 15 kg CO₂ eq. / t Vollgipsplatten.

Der Kippunkt bezüglich der Transportdistanz liegt bei etwas mehr als 300 km.

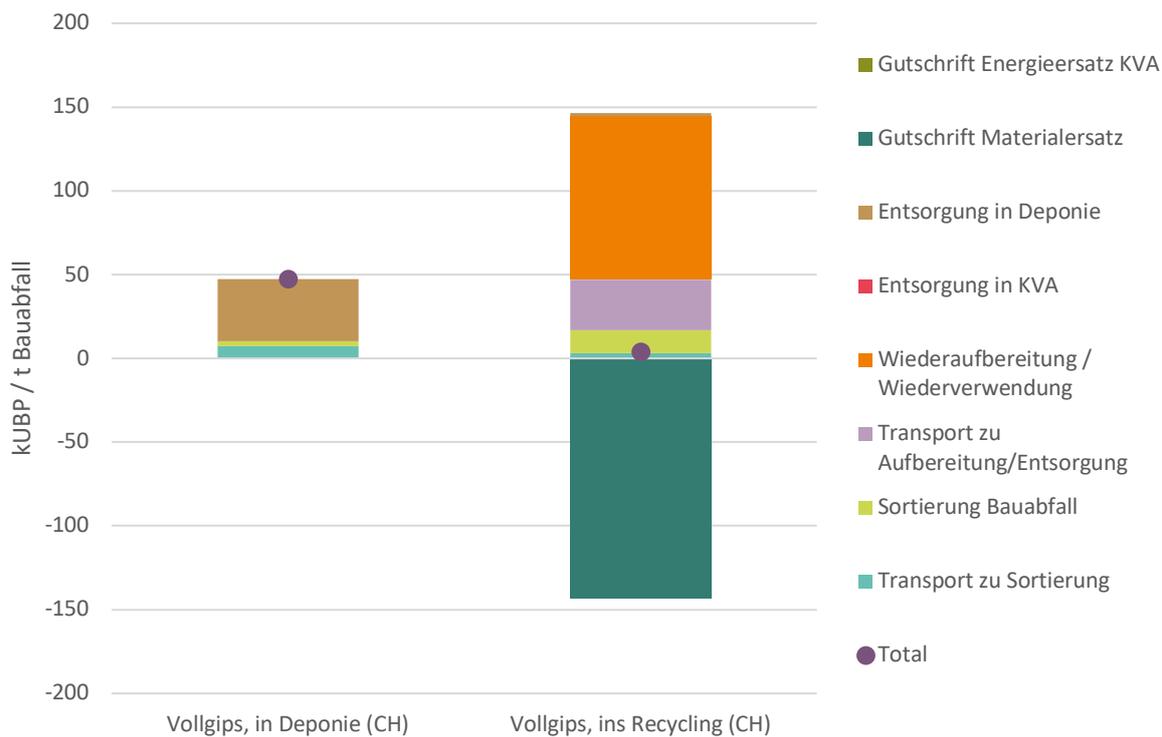


Abbildung 29: Umweltbelastung von Vollgipsplatten ins Recycling und in Deponie

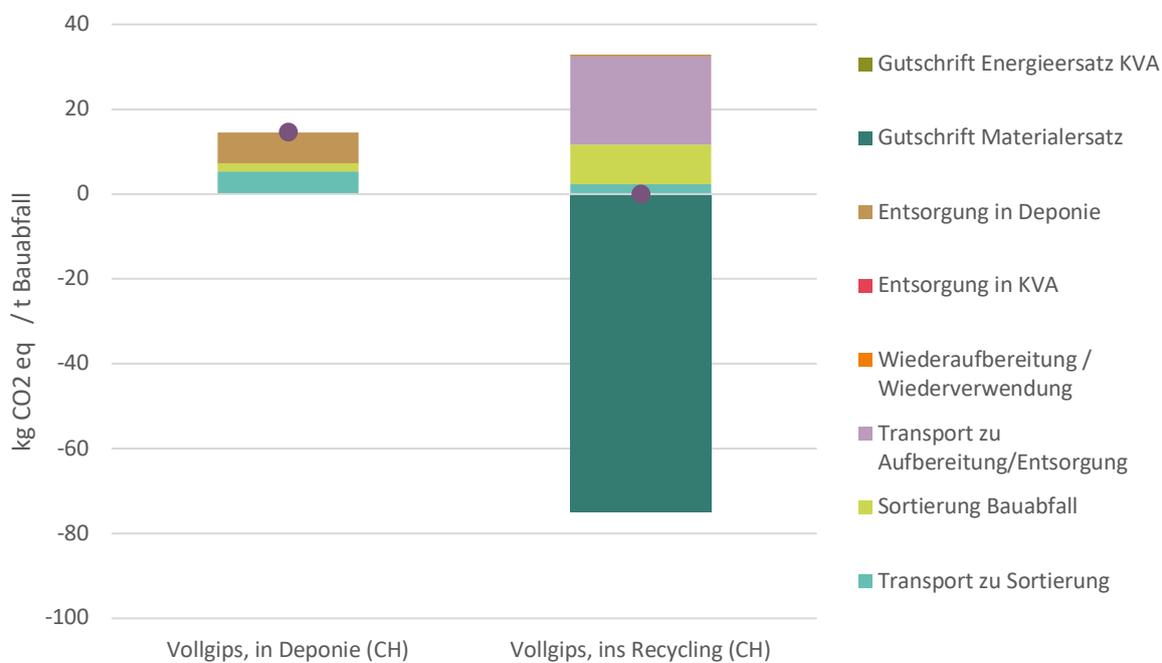


Abbildung 30: Klimaauswirkungen von Vollgipsplatten ins Recycling und in Deponie

4.11 Stahlprofil (T-Träger) (Recycling vs. Wiederverwendung)

Stahlträger dürfen gemäss der Abfallverordnung VVEA nicht deponiert werden. Daher wurde das Recycling von Stahlprofilen und nicht wie bei den anderen Materialien die Deponierung als Referenz definiert.

Wie in Kapitel 3.3.2.15 beschrieben, wurden die folgenden beiden Varianten berechnet:

- Direkte Wiederverwendung von Stahlprofilen ohne oder mit minimaler Aufbereitung, wie Ausbesserung des Farbanstriches.
Diese Variante ist bezüglich des Aufbereitungsaufwandes minimal, jedoch fallen Abschnitte an und die Träger werden tendenziell etwas überdimensioniert.
- Wiederverwendung von verzinkten Profilen nachdem diese neu verzinkt wurden.
Diese Variante stellt eine Maximalvariante bezüglich Aufbereitung der Stahlträger und eine Minimalvariante bezüglich «Verlusten» durch Abschnitte und Dimensionierung dar, da sie vor allem in Spezialfällen realisiert wird, wenn spezifische Elemente nach einer Neuverzinkung 1:1 wiederverwendet werden können.

Das Recycling von Stahlträgern generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung und der Aufbereitung selber von knapp 1300 kUBP, wobei 98 % auf die Aufbereitung selber fällt. Es wurde angenommen, dass pro kg Stahlträger 0.95 kg Sekundärstahl hergestellt wird, der 1/1 Baustahl ersetzt. Diese entspricht einer Gutschrift von rund 2'300 kUBP. Insgesamt weist das Stahlträgerrecycling einen Umweltnutzen im Vergleich zur Deponierung von rund 1'000 kUBP pro t Stahlprofil auf.

Die direkte Wiederverwendung von Stahlträgern und Profilen ergibt einen wesentlich höheren Nutzen von 1'700 kUBP, da im Vergleich zum Recycling kein erneutes Schmelzen und Formen der Stahlelemente notwendig ist. Berücksichtigt wurde der Mehraufwand beim Rückbau. Die etwas geringere Gutschrift ergibt sich aus der Tatsache, dass einerseits die wiederverwendeten Stahlträger im Schnitt ein ca. 20 % höheres Gewicht haben als Stahlträger ab Werk und die Teile zugeschnitten werden müssen. Diese Abschnitte gelangen dann ins Recycling.

Die zweite Variante der Wiederverwendung zeigt, dass die Aufbereitung in Folge der Verzinkung mit rund 820 kUBP / t Material mehr als doppelt so hohe Umweltauswirkungen verursacht im Vergleich zur ersten Variante der Wiederverwendung. Dafür ist die Gutschrift ca. 40 % höher und der Gesamtnutzen liegt bei 2'060 kUBP / t Material und damit etwa 20 % höher als bei der Wiederverwendung der Variante 1 und doppelt so hoch im Vergleich zum Recycling. Dabei ist zu beachten, dass dies nur für spezielle Elemente gilt, welche 1 zu 1 wiederverwendet werden können. Falls diese in andere Anwendungen gelangen und Abschnitte entstehen, reduziert sich der Nutzen entsprechend.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima zeigt sich ein vergleichbares Bild. Die Wiederverwendung der Variante 1 hat mit knapp 900 kg CO₂ eq. / t Stahlelement eine rund 60 % höheren Nutzen als das Recycling. Bei der Variante 2 der Wiederverwendung liegt der Nutzen mit 1'250 kg CO₂ eq. / t Stahlelement etwas mehr als doppelt so hoch wie durch das Recycling.

Die Wiederverwendung ist aus ökologischen Gründen dem Recycling auf jeden Fall vorzuziehen.



Abbildung 31: Umweltbelastung von Stahlträger ins Recycling und Wiederverwendung

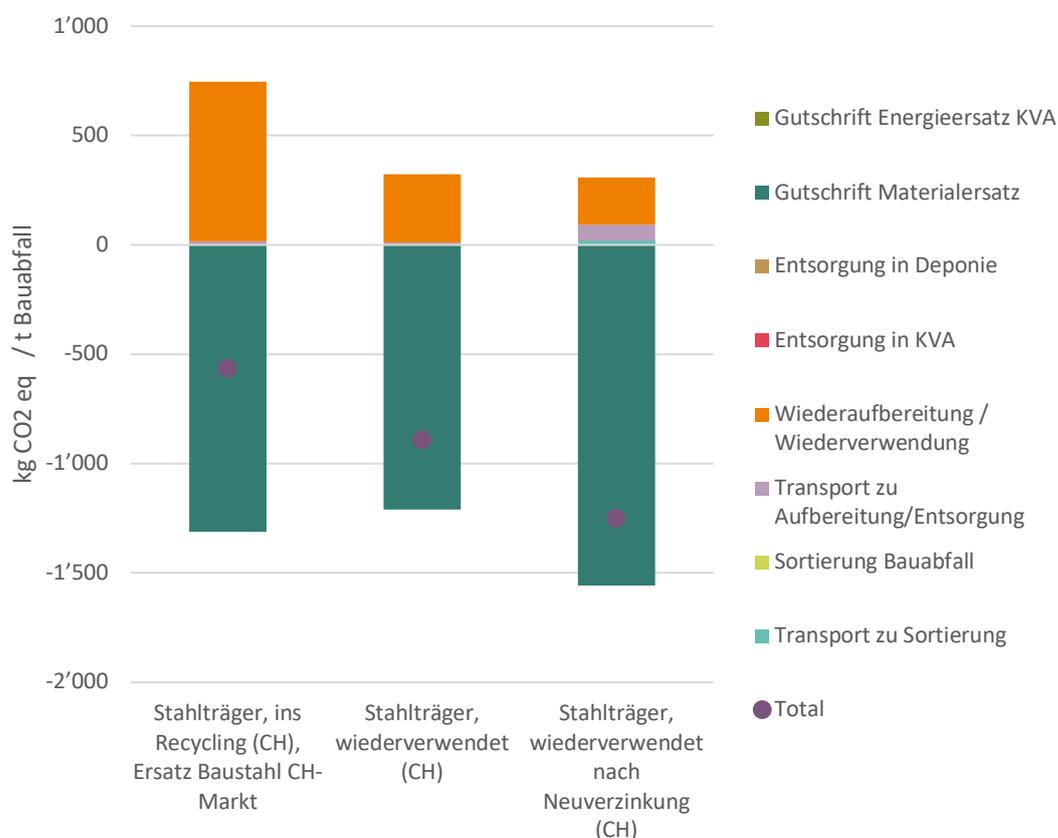


Abbildung 32: Klimaauswirkungen von Stahlträger ins Recycling und Wiederverwendung

4.12 Aluminiumblech (Recycling vs. Wiederverwendung)

Da Aluminiumblech gemäss der Abfallverordnung VVEA nicht deponiert werden darf, wurde der Vergleich nur zwischen Recycling und Wiederverwendung gemacht.

Das Recycling von Aluminiumblech generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung und der Aufbereitung selber von 900 kUBP, wobei der Grossteil auf die Aufbereitung selber fällt. Es wurde angenommen, dass pro kg Aluminium 0.95 kg Sekundäraluminium hergestellt wird, welches 1/1 Primäraluminium ersetzt. Dies entspricht einer Gutschrift von rund 10'900 kUBP. Insgesamt weist das Aluminiumblechrecycling einen Umweltnutzen im Vergleich zur Neuproduktion von rund 10'000 kUBP / t Aluminiumblech auf.

Die direkte Wiederverwendung des Aluminiumblechs generiert eine Umweltbelastung durch den Transport von rund 40 kUBP. Es wurde die Annahme getroffen, dass keine nennenswerten Energieaufwände benötigt werden für den erneuten Einsatz eines Aluminiumblechs (35 kUBP), jedoch 10 % Abschnitte ins Recycling gelangen. Das Aluminiumblech ersetzt 1/1 ein Aluminiumblech aus Primärmaterial, was einer Gutschrift von rund 11'950 kUBP entspricht. Insgesamt weist die Wiederverwendung einen Umweltnutzen im Vergleich zur Neuherstellung von knapp 11'900 UBP auf.

Auch bezüglich des Klimas sind die Nutzen des Recyclings und der Wiederverwendung sehr hoch. Sie betragen knapp 8'400 kg CO₂eq. / t beim Recycling und 9'750 kg CO₂eq. / t bei der Wiederverwendung.

Im Vergleich zum Recycling hat die Wiederverwendung nur einen knapp 20 % höheren Nutzen. Dies mag im Vergleich zu den Unterschieden bei den Stahlelementen, siehe Kapitel 4.11, gering erscheinen. Dabei ist zu beachten, dass der Absolute Nutzen der Wiederverwendung im Vergleich zum Recycling, mit 1'900 kUBP pro t Aluminiumblech wesentlich höher ist als bei den Stahlelementen. Der Grund dafür liegt in der Tatsache, dass die Herstellung von 1 t Primäraluminium mit wesentlich höheren Umweltauswirkungen verbunden ist, als die Herstellung von 1 t Primärstahl. Zudem erfolgt das Recycling von Aluminium bei wesentlich tieferen Temperaturen als dasjenige von Stahl. Entsprechend ist einerseits der Ersatz von neuem Aluminium durch eine Wiederverwendung sehr hoch und andererseits der Nutzen von Aluminium Recycling ebenfalls wesentlich höher als z.B. bei Stahl.

Auch bei Aluminiumblechen ist die Wiederverwendung dem Recycling vorzuziehen. Wobei entscheidend ist, wie hoch die Abschnitte sind. Jedoch gibt es keinen Kipppunkt, da auch die Abschnitte ins Recycling gelangen und damit bei hohem Anteil an Abschnitten der Nutzen der Wiederverwendung sich derjenigen des Recyclings annähert.

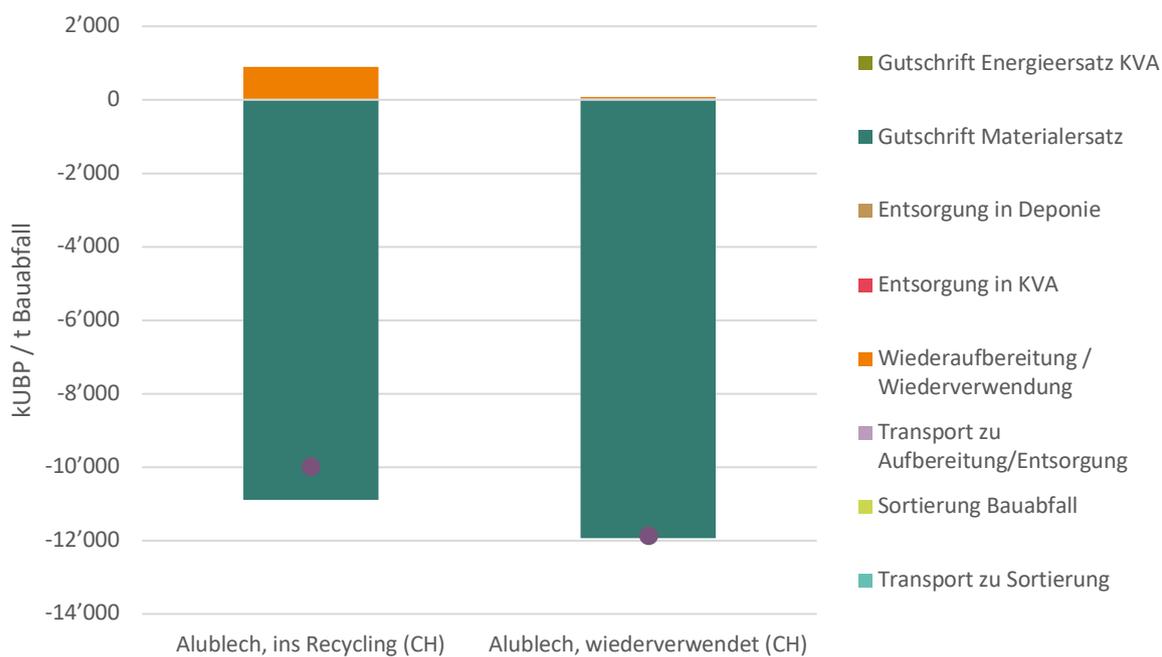


Abbildung 33: Umweltbelastung von Aluminiumblech ins Recycling, Wiederverwendung und in Deponie

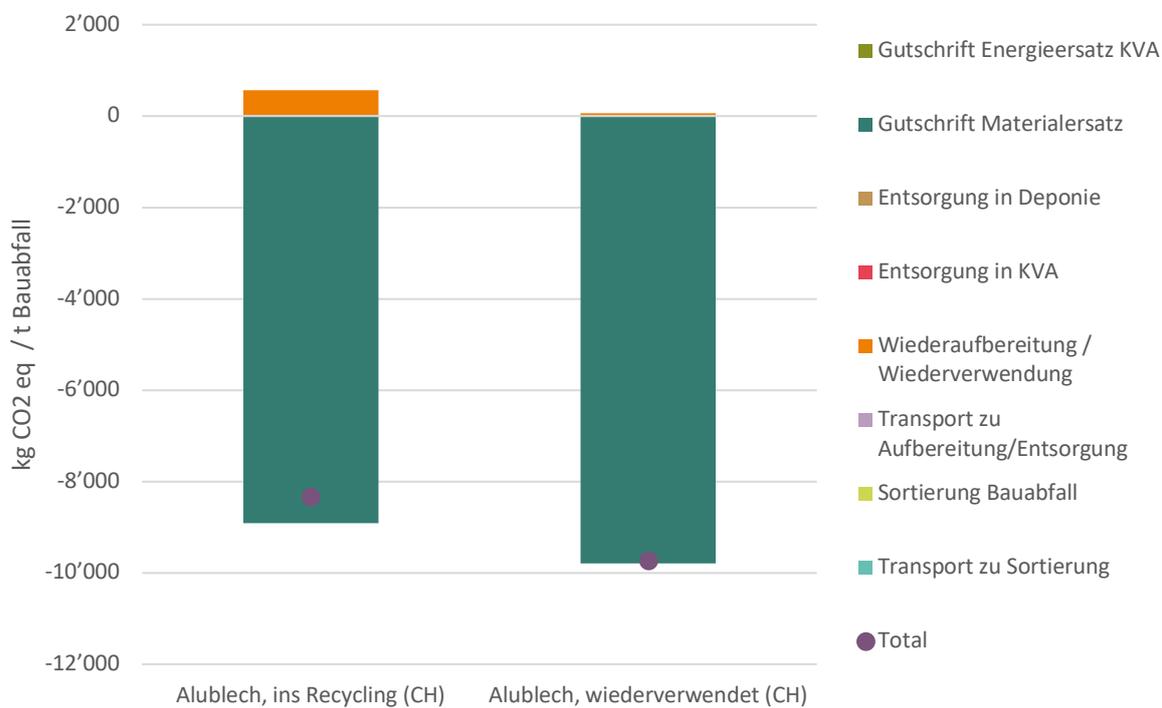


Abbildung 34: Klimauswirkungen von Aluminiumblech ins Recycling, Wiederverwendung und in Deponie

4.13 Holz, Brettschichtholz (Verbrennung vs. Wiederverwendung)

Die Verbrennung von Brettschichtholz in einer KVA generiert eine Umweltbelastung von rund 100 kUBP / t, wobei der Transport nur rund 13 kUBP / t ausmacht. Die energetische Gutschrift liegt bei rund 550 kUBP. Somit weist die Verbrennung in der KVA einen Umweltnutzen von rund 450 kUBP pro t auf.

Die direkte Wiederverwendung des Brettschichtholzes generiert eine Umweltbelastung durch den Transport von rund 14 kUBP. Es wurde die Annahme getroffen, dass abgesehen vom notwendigen Zuschnitt, keine nennenswerten Energieaufwände für den erneuten Einsatz von Brettschichtholz benötigt werden. Zudem basiert die Berechnung auf der Annahme, dass 85 % wiederverwendet wird und dies 1/1 ein Brettschichtholz aus Primärmaterial ersetzt, was einer Gutschrift von rund 750 kUBP entspricht. Die Abschnitte werden in einer KVA entsorgt. Zudem wurde eine Systemerweiterung gemacht, welche den Nutzen des eingesparten Holzes berücksichtigt, siehe dazu Kapitel 3.2.3 «Systemerweiterung bei Holz». Dies führt in diesem Fall zu einer zusätzlichen Gutschrift von rund 400 kUBP, welche als «Gutschrift Systemerweiterung Holz» ausgewiesen wird. Auch ohne diese Systemerweiterung ergibt sich ein Nutzen durch die Wiederverwendung von mehr als 300 kUBP pro t Brettschichtholz. Mit dieser Systemerweiterung ergibt sich ein Umweltnutzen von 1'200 kUBP. Insgesamt weist die Wiederverwendung einen Umweltnutzen im Vergleich zur thermischen Verwertung in der KVA von rund 800 kUBP / t Brettschichtholz auf und ist damit beinahe doppelt so hoch wie ohne die Systemerweiterung.

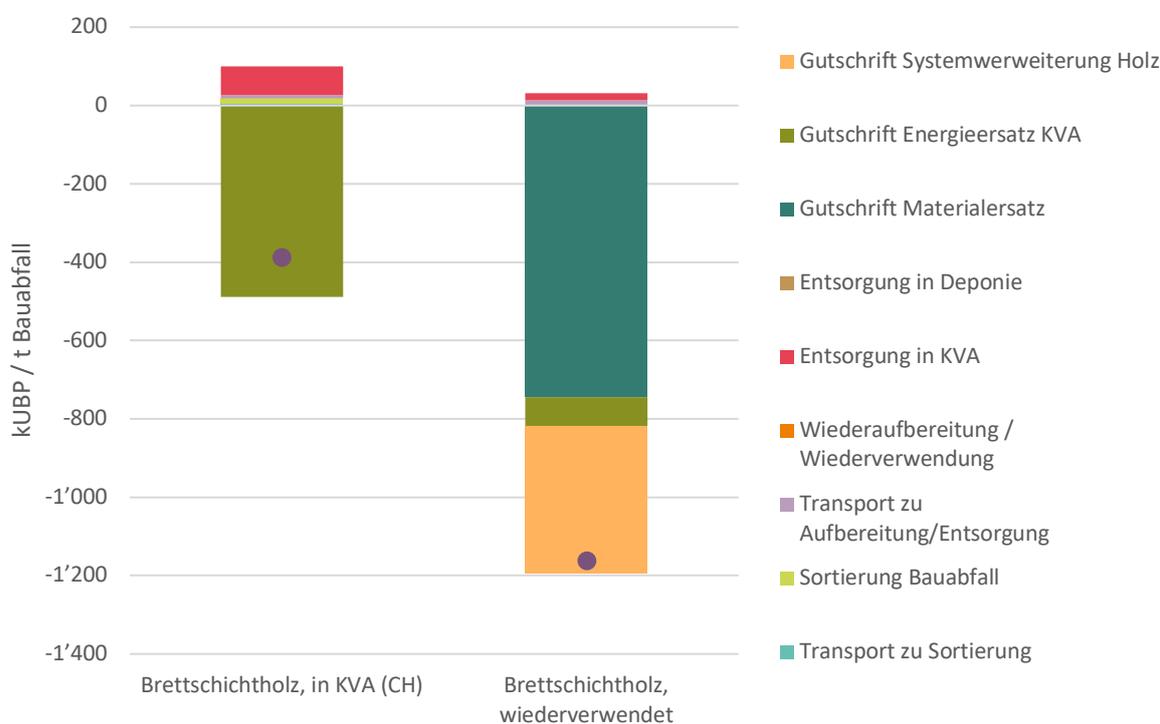


Abbildung 35: Umweltbelastung von Brettschichtholz in, Wiederverwendung und in KVA

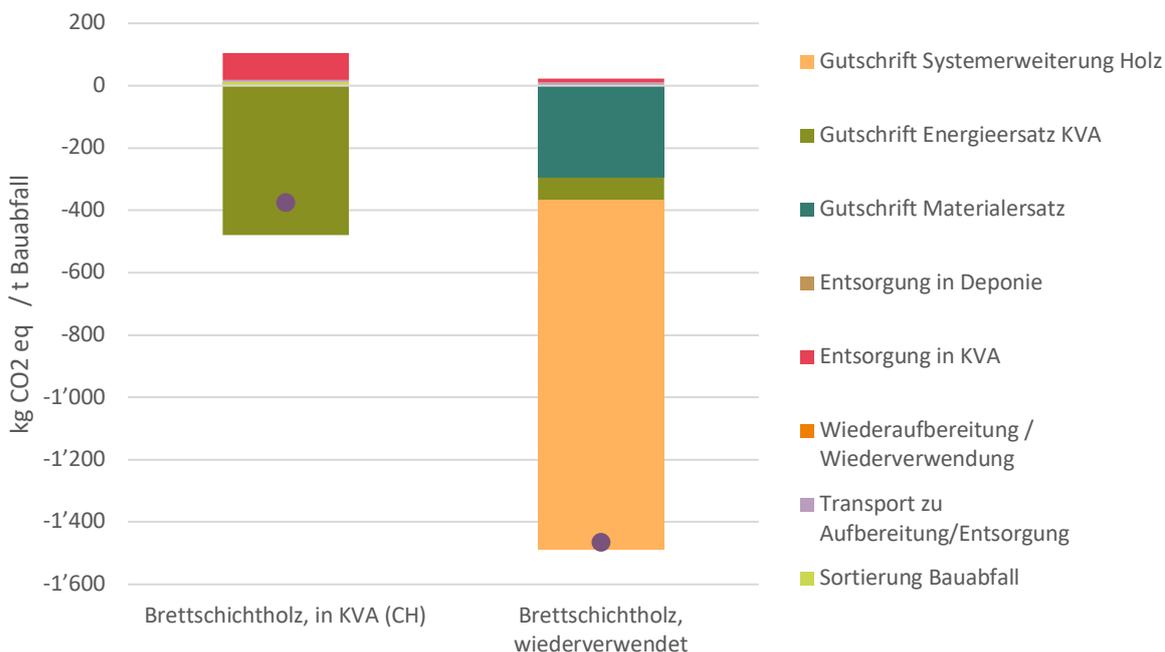


Abbildung 36: Klimaauswirkungen von Brettschichtholz in Wiederverwendung und in KVA

Aus Klimasicht ergibt sich ohne die Systemerweiterung keinen Nutzen durch die Wiederverwendung. Die Auswirkungen auf das Klima sind für beide Varianten in etwa gleich. Bei Berücksichtigung der Systemerweiterung Holz ist die Wiederverwendung mit einem zusätzlichen Nutzen von rund 1'100 kg CO₂ eq. / t Brettschichtholz klar der Entsorgung der KVA vorzuziehen. Da einerseits zu erwarten ist, dass die stoffliche und energetische Holznutzung im Zusammenhang mit den Netto-Null Zielen stark zunehmen wird und andererseits Wald wesentlich mehr ist als Lieferant für Baustoffe und Energieträger, erachten wir die Beurteilung mit Systemerweiterung Holz als sinnvoll.

4.14 Holz, Massivholz (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung vs. Wiederverwendung)

Die Verbrennung von Massivholz in einer KVA generiert eine Umweltbelastung von rund 90 kUBP pro t, wobei die Sortierung die Hälfte und der Transport rund 11 kUBP beiträgt. Die energetische Gutschrift liegt bei rund 460 kUBP. Somit weist die thermische Verwertung in der KVA einen Umweltnutzen von 370 kUBP pro t Massivholz auf.

Das Recycling von Massivholz zu Spanplatten generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung und der Aufbereitung selber von 100 kUBP, wobei 30 kUBP auf den Transport und knapp 45 auf die Sortierung fallen. Die stoffliche Gutschrift für den Ersatz von primärem Holzmaterial für die Spanplattenherstellung liegt bei 140 kUBP. Dieser setzt sich zusammen aus den Aufwänden zur Holzernte und Transport sowie Trocknung der Schnitzel, welche bei Altholz entfällt. Bei holzartigen Bauabfällen wurde eine zusätzliche Systemerweiterung eingeführt, welche den Nutzen des eingesparten Holzes berücksichtigt, siehe dazu Kapitel 3.2.3 «Systemerweiterung bei Holz». Dies führt zu einer zusätzlichen Gutschrift von 380 kUBP. Das führt zu einem Umweltnutzen von 440 kUBP. Insgesamt weist das Recycling einen Umweltnutzen im Vergleich zur thermischen Verwertung in der KVA von knapp 80 kUBP pro t Massivholz auf. Ohne die Systemerweiterung würde das Recycling im Vergleich zur KVA eine zusätzliche Umweltbelastung von rund 300 kUBP generieren. Auch wenn zum heutigen Zeitpunkt nach Waldgesetz eine höhere Waldnutzung möglich wäre, erachten wir die Berücksichtigung der Systemerweiterung als wesentlich. Im Zusammenhang mit den Verpflichtungen Netto-Null bis 2050 zu erreichen, wird in Zukunft die Nutzung von Holz im In- und Ausland zunehmen und damit auch der Import von Holz abnehmen.

Würde das Massivholzrecycling nicht in der Schweiz, sondern im europäischen Ausland stattfinden (Variante «Massivholz, naturbelassen ins Recycling (RER)» in Abbildung 37), erhöhen sich in erster Linie die Umweltbelastungen durch den längeren Transport und bei der Aufbereitung aufgrund des anderen Strommix (insg. 150 kUBP, davon 75 kUBP Transport). Die Material- und Energiegutschrift wurde gleich angenommen (140 kUBP resp. 380 kUBP). Das führt zu einem Umweltnutzen von knapp 400 kUBP. Das Recycling im Ausland schneidet somit um rund 45 kUBP schlechter ab als das Recycling in der Schweiz. Insgesamt weist das Recycling im Ausland im Rahmen der Unsicherheit einen vergleichbaren Umweltnutzen wie die thermische Verwertung in der KVA aus. Ohne die Systemerweiterung würde das Recycling im Vergleich zur KVA eine zusätzliche Umweltbelastung von rund 380 kUBP ausweisen.

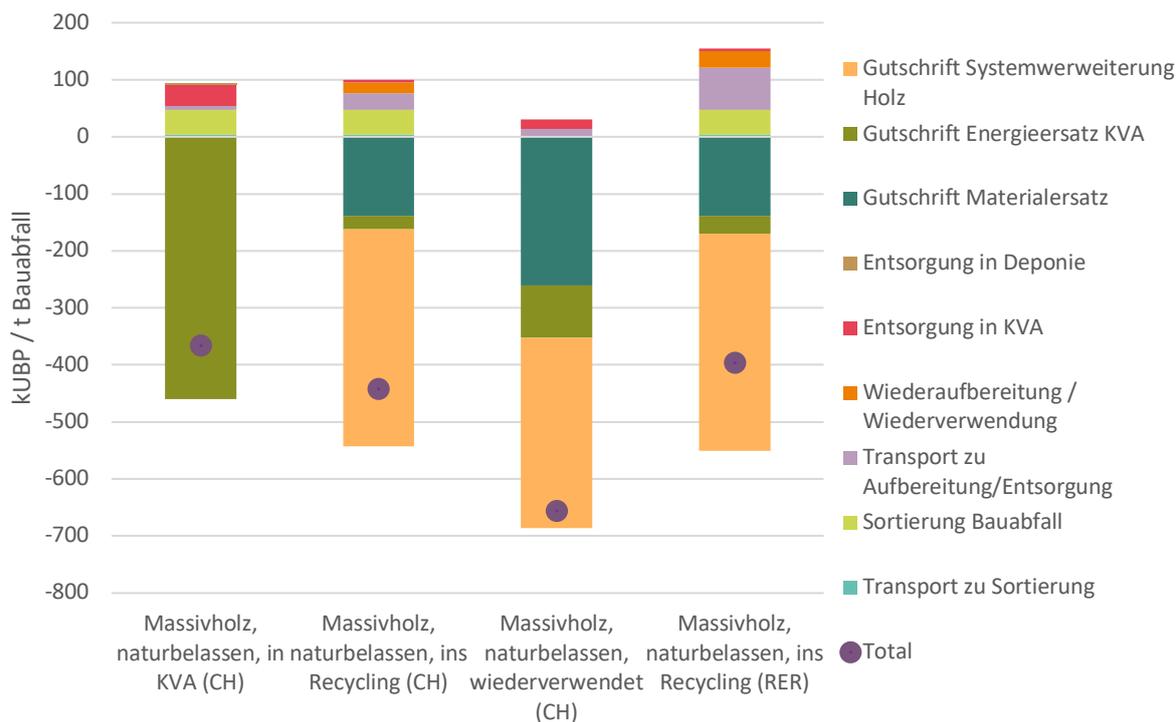


Abbildung 37: Umweltbelastung von Massivholz ins Recycling, Wiederverwendung und in KVA

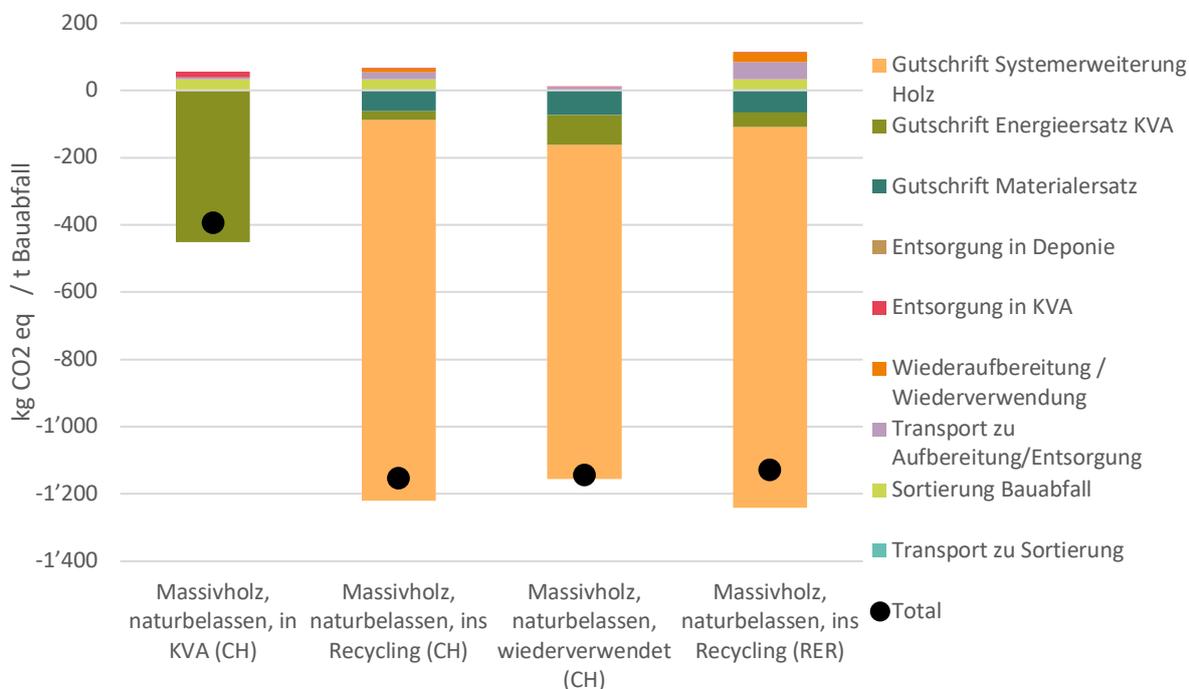


Abbildung 38: Klimaauswirkungen von Massivholz ins Recycling, Wiederverwendung und in KVA

Die direkte Wiederverwendung des Massivholzes generiert eine Umweltbelastung durch den Transport und die Entsorgung der Abschnitte von rund 30 kUBP. Es wurde die Annahme getroffen, dass keine nennenswerten Energieaufwände benötigt werden für den erneuten Einsatz von Massivholz. Das Massivholz ersetzt 1 zu 1 Massivholz aus Primärmaterial, was einer Gutschrift von rund 260 kUBP entspricht. Auch hier wurde eine zusätzliche Systemerweiterung eingeführt, welche den Nutzen des eingesparten Holzes berücksichtigt, siehe dazu Kapitel 3.2.3 «Systemerweiterung bei Holz». Dies führt in diesem Fall zu einer zusätzlichen Gutschrift von 330 kUBP und damit zu einem Umweltnutzen von 660 kUBP. Insgesamt weist die Wiederverwendung einen Umweltnutzen im Vergleich zur thermischen Verwertung in der KVA von rund 290 kUBP pro t Massivholz auf. Ohne die Systemerweiterung würde die Wiederverwendung im Vergleich zur KVA eine vergleichbare Umweltbelastung aufweisen.

Im Vergleich zum Recycling in der Schweiz weist die Wiederverwendung ebenfalls einen Nutzen von über 200 kUBP pro t Massivholz auf. Entsprechend ist die Wiederverwendung dem Recycling auf jeden Fall vorzuziehen.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima, siehe Abbildung 38, zeigt es sich, dass die Systemerweiterung Holz dominant ist. Unter deren Berücksichtigung sind die Recycling- und Wiederverwendungsszenarien praktisch gleich und ergeben einen Nutzen von knapp 800 kg CO₂ eq. pro t Massivholz unbelastet im Vergleich zur Verbrennung in einer KVA mit Energienutzung.

Die Berechnungen zu Massivholz zeigen:

- Bei diesen Bauabfällen kann der Transport entscheidend sein. Bei einem Transport ins Ausland von mehr als 400 km, falls dieser mit dem LKW erfolgt, werden die Umweltbelastungen grösser als bei der Entsorgung in einer KVA mit Energiegewinnung. Falls der Transport zu 2/3 mit der Bahn erfolgt, ergibt sich der Kippunkt bei einer Transportdistanz von rund 800 km.
- Wie wichtig eine korrekte Systembetrachtung ist. Ohne die Systemerweiterung Holz besteht die Gefahr, dass falsche Entscheide getroffen werden.

4.15 Holz, Innentür Holz (Verbrennung vs. Wiederverwendung)

Die Entsorgung einer Innentür in der KVA generiert einen Umweltnutzen von rund 340 kUBP pro t Innentür. Die Energiegutschrift (525 kUBP Nutzen) ist dabei höher als die Entsorgungsaufwände und Transporte von etwa 180 kUBP.

Die direkte Wiederverwendung von Innentüren generiert eine Umweltbelastung durch den Transport und Wiederinstandstellung von rund 190 kUBP, wobei rund 150 kUBP von den Wiederinstandstellungsaufwänden stammen. Es wurde angenommen, dass die Innentür 1/1 eine neue gleichwertige Innentür ersetzt, was einer Gutschrift von rund knapp 1'900 kUBP entspricht.

Insgesamt weist die Wiederverwendung einer Innentür aus Holz inklusive Systemerweiterung Holz, siehe Kapitel 3.2.3.2, im Vergleich zur Entsorgung in der KVA einen Umweltnutzen von rund 1'700 kUBP pro t Innentür auf.

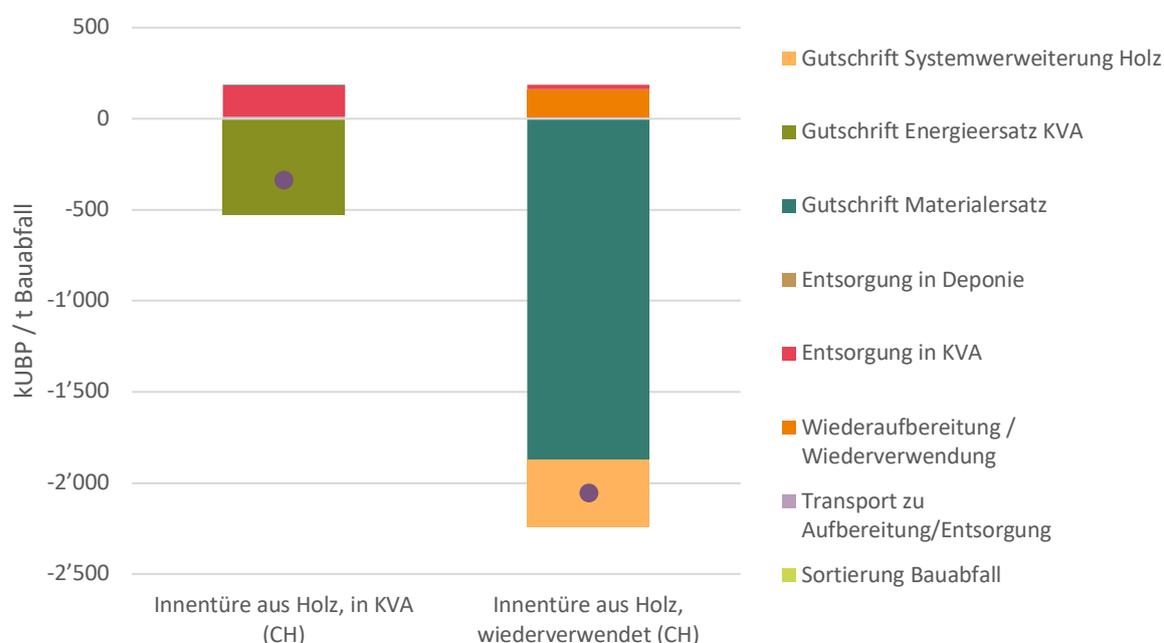


Abbildung 39: Umweltbelastung von Innentür Wiederverwendung und in KVA

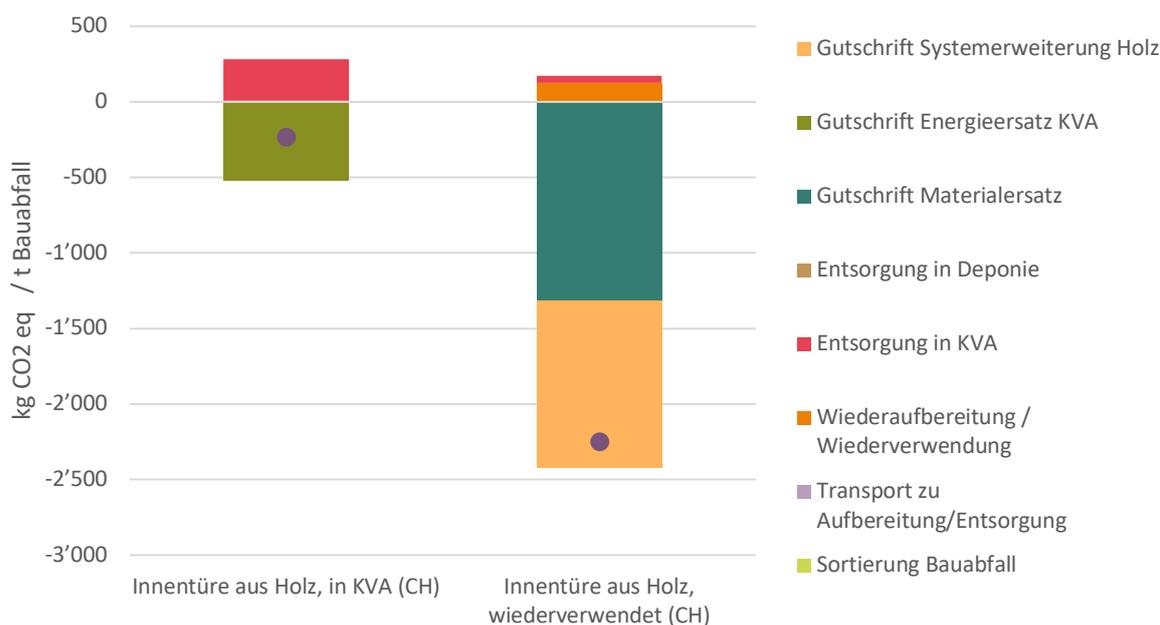


Abbildung 40: Klimaauswirkungen von Innentür Wiederverwendung und in KVA

4.16 Glaswolle (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung)

Die Deponierung der Glaswolle generiert eine Umweltbelastung von rund 100 kUBP pro t, wobei die Transporte knapp 30 kUBP ausmachen.

Die Entsorgung der Glaswolle in der KVA generiert eine Umweltbelastung von rund 125 kUBP / t, Transporte und Sortierung verursachen eine zusätzliche Belastung von 30 kUBP . Die geringe Energiegutschrift ergibt sich aus der Verbrennung der organischen Bindemittel.

Im Rahmen der Unsicherheit sind die Umweltauswirkungen der Deponierung vergleichbar mit der Verbrennung in der KVA und Deponierung der Schlacke.

Das Recycling von Glaswolle generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Entsorgung des nicht mehr zu verwendenden Anteils von rund 100 kUBP. Dabei tragen die Transporte mit rund 70 kUBP und die Aufbereitung (inkl. CO₂-Emissionen aus Verbrennung der Bindemittel) von rund 20 kUBP bei. Dieser Wert ist so tief aufgrund des energetischen Nutzens der Bindemittel und der Minderenergie beim Schmelzen von Glas im Vergleich zu Primärrohstoffen. Die Glaswolle ersetzt in der Glaswollherstellung Glasscherben sowie primären Fluorspar und Rasorit, was einer Gutschrift von 400 kUBP entspricht.

Insgesamt weist das Glaswollrecycling einen Umweltnutzen im Vergleich zur Deponierung von 300 kUBP pro t Glaswolle auf. Im Vergleich zur Entsorgung in einer KVA liegt der Umweltnutzen sogar bei 400 kUBP.

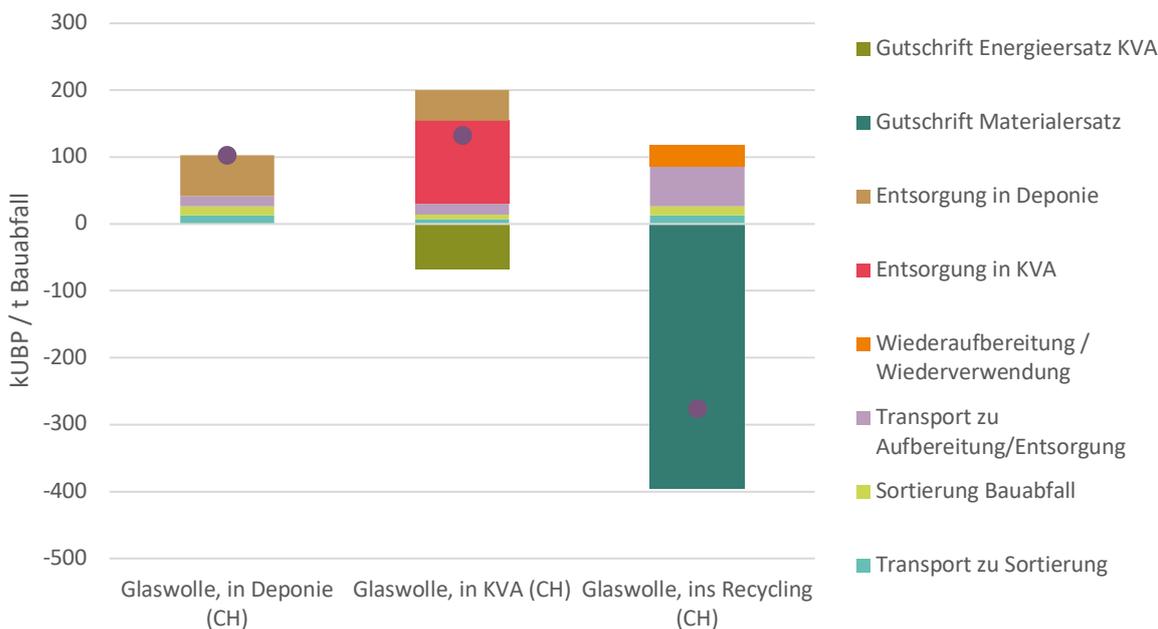


Abbildung 41: Umweltbelastung von Glaswolle ins Recycling, Deponie und in KVA

Beim Fokus auf das Klima ergibt sich ein tendenziell vergleichbares aber bezüglich der Unterschiede ein anderes Bild. Die KVA hat relevant höhere Klimaauswirkungen als die anderen Varianten, aufgrund der Emissionen der Bindemittel. Dafür sind die Unterschiede zwischen Deponie und Recycling nicht signifikant, wobei das Recycling eine tendenziell etwas geringere Belastung hat. Dies zeigt, dass der Klimafussabdruck nur beschränkt ein geeigneter Indikator ist, da er wie in diesem Falle wesentliche Auswirkungen ausser Acht lässt.

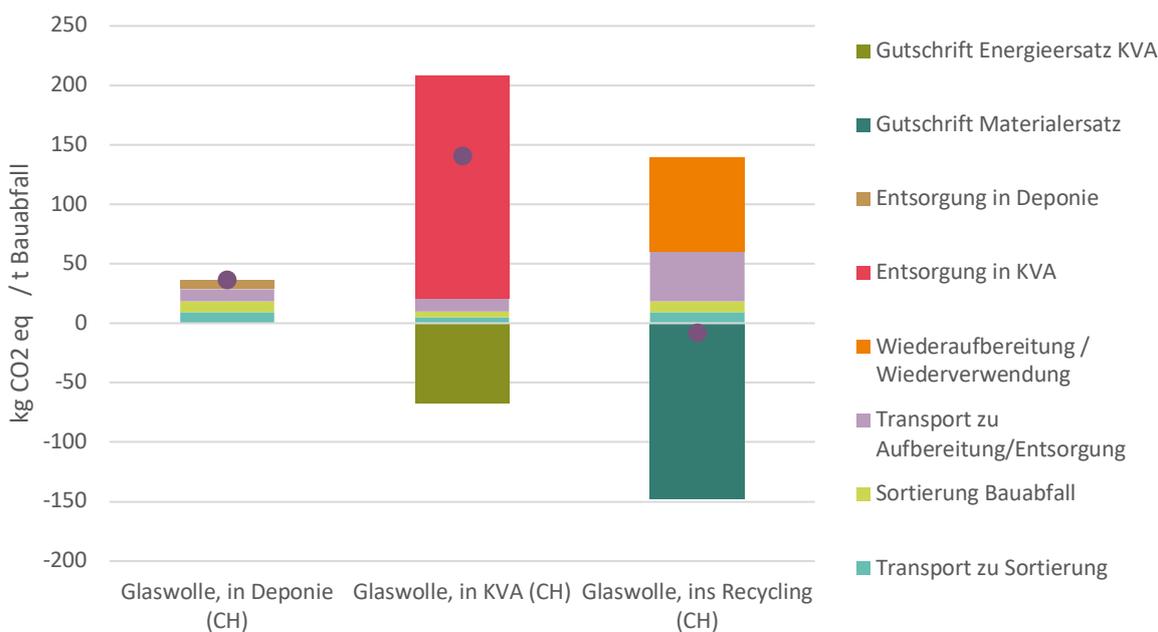


Abbildung 42: Klimaauswirkungen von Glaswolle ins Recycling, Deponie und in KVA

4.17 EPS/XPS (Verbrennung vs. stoffliche Verwertung)

Die thermische Verwertung von EPS/XPS in einer KVA generiert eine Umweltbelastung von 1'550 kUBP und einen energetischen Nutzen von 950 kUBP und damit eine gesamte Belastung von 600 kUBP pro t.

Das Recycling von EPS/XPS als Gemisch in Leichtbeton generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Verbrennung in der KVA des nicht mehr zu verwendendem Anteil von rund 3'900 kUBP. Dabei stammt der grösste Teil (3'160 kUBP) von der Entweichung der im Material teilweise noch vorhandenen fluorierten Treibmittel, welche zum Abbau der stratosphärischen Ozonschicht beitragen und seit vielen Jahren verboten sind. Die Gutschrift für den Materialersatz, EPS/XPS, beträgt rund 2'800 kUBP.

Insgesamt weist das EPS/XPS-Recycling keinen Umweltnutzen, sondern tendenziell eine zusätzliche Umweltbelastung von 280 kUBP pro t EPS/XPS im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer KVA auf. Wobei dieser Unterschied nicht signifikant ist. Der Grund sind mögliche Treibmittel, welche seit längerem verboten sind, jedoch immer noch enthalten sein können, wobei es nicht möglich ist zu erkennen, welche Art von Treibmitteln enthalten sind. Eine Unterscheidung könnte nach Alter erfolgen, da das Treibmittel R-12 seit Mitte der 90er-Jahre nicht mehr eingesetzt wird.

In der vorliegenden Studie ist das Recycling des Leichtbetons aufgrund der festgelegten Systemgrenzen nicht berücksichtigt. Die EPS/XPS-Anteile des Leichtbetons können bei einem späteren Recycling jedoch nicht mehr sauber von den mineralischen Anteilen getrennt werden. Das heisst, dass es für diese Art von Leichtbeton keine sinnvollen Entsorgungslösungen gibt.

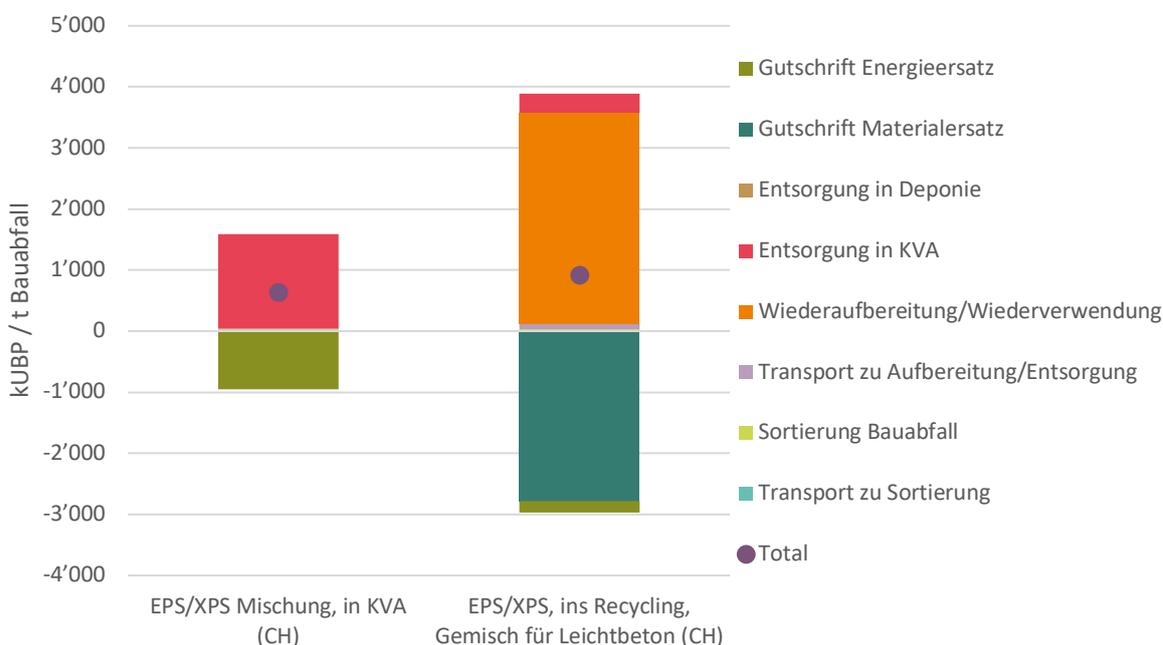


Abbildung 43: Umweltbelastung von EPS/XPS ins Recycling und in KVA

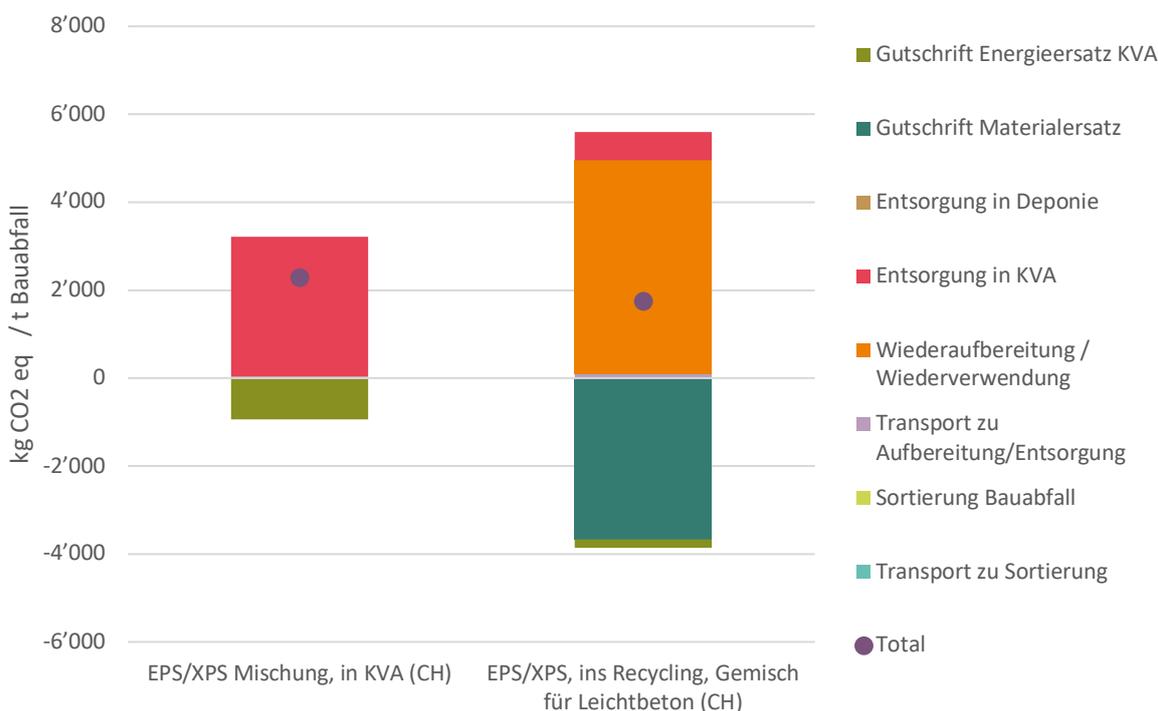
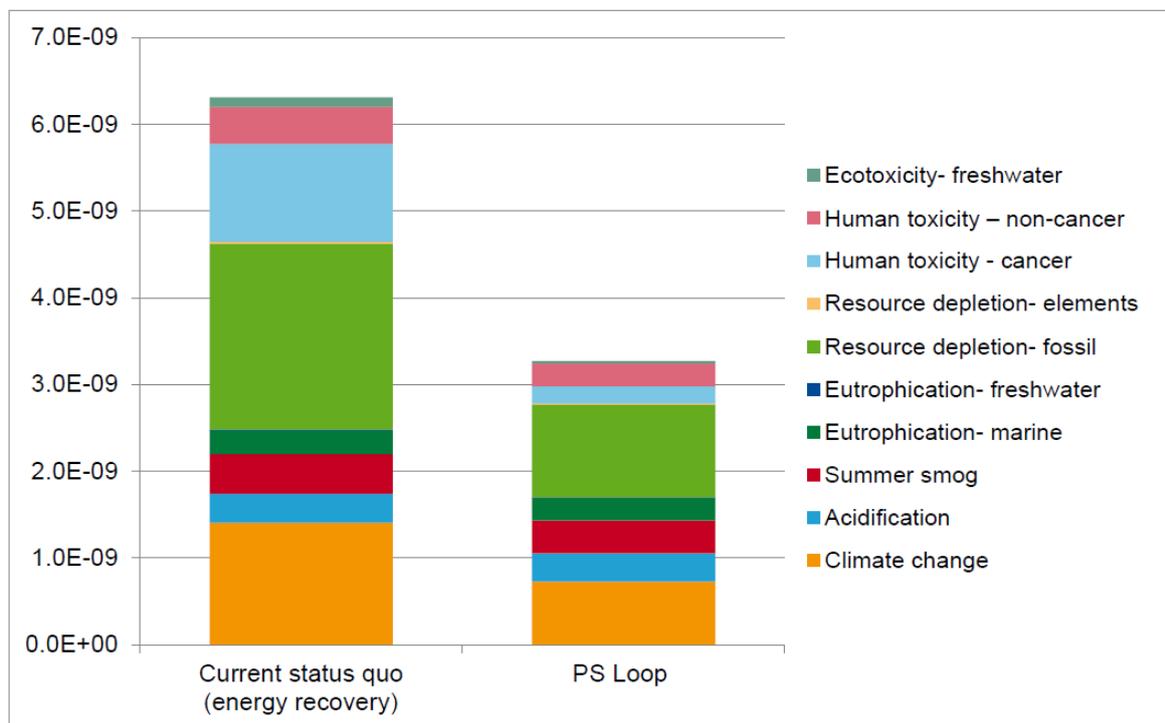


Abbildung 44: Klimaauswirkungen von EPS/XPS ins Recycling und in KVA

Ein vergleichbares Resultat ergibt sich auch bei der Bewertung der Klimaauswirkungen. Auch bei diesem Indikator zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen Verbrennung in der KVA und Recycling.

Für das Recycling von EPS/XPS Material mittels des CreaSolv-Verfahrens lagen leider keine verwendbaren Daten vor, um eine Modellierung mit den Hintergrunddatenbank UVEK 2018 selbst zu machen. Aufgrund der Resultate einer LCA-Studie aus der Literatur (Kambeck, 2019) kann davon ausgegangen werden, dass sich das Recycling von EPS/XPS eine relevant geringere Umweltauswirkung hat im Vergleich zu einer Entsorgung in einer KVA mit Energiegewinnung, siehe Abbildung 43.



Impact methods	Unit	Normalization factor
Acidification	mol H ⁺ -eq.	2.36E+10
Climate change	kg CO ₂ -eq.	4.60E+12
Eutrophication- freshwater	kg P-eq.	7.41E+08
Eutrophication- marine	kg N-eq.	8.44E+09
Summer smog	kg NMVOC-eq.	1.58E+10
Resource depletion - elements	kg Sb-eq.	3.16E+07
Resource depletion - fossil	MJ	3.51E+13
Human toxicity - cancer	CTU _h	1.84E+04
Human toxicity – non-cancer	CTU _h	2.66E+05
Ecotoxicity - freshwater	CTU _e	4.36E+12

Abbildung 45: Ökobilanz des CreaSolv Prozesses (Kambeck, 2019)

4.18 PVC-Rohr (Verbrennung vs. Recycling)

Die thermische Verwertung von PVC-Rohr in einer KVA generiert eine Umweltbelastung von knapp 1'200 kUBP und einen energetischen Nutzen von 620 kUBP. Daraus ergibt sich eine gesamte Belastung von rund 580 kUBP pro t.

Das Recycling von PVC-Rohren generiert eine Umweltbelastung durch den Transport zur Aufbereitung, der Aufbereitung selber und der Entsorgung des nicht mehr zu verwendendem Anteil von 480 kUBP. Dabei stammen 190 kUBP vom Transport und 210 kUBP von der Aufbereitung zu Sekundärgranulat. Das Sekundärgranulat ersetzt zu 90 % primäres PVC-Granulat, was einer Gutschrift von knapp 2'600 kUBP entspricht.

Insgesamt weist das PVC-Recycling im Vergleich zur thermischen Verwertung in einer KVA einen Umwelt-nutzen von 2'650 kUBP pro t PVC-Rohr auf.

Es ist zu beachten, dass bei dieser Betrachtung davon ausgegangen wurde, dass die im PVC enthaltenen Ad-ditive für die Anwendungsfälle des Sekundär-PVC oder die Umwelt kein Problem darstellen. Anderenfalls kann es sein, dass Recycling nicht zulässig ist oder einen geringeren Nutzen, bzw. Belastung verursacht.

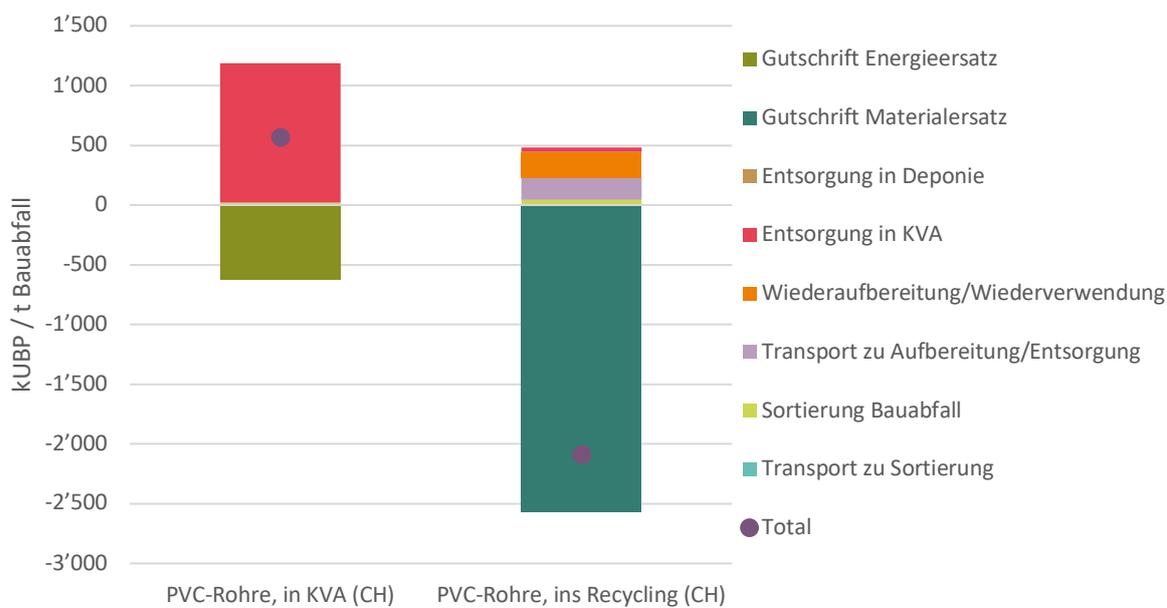


Abbildung 46: Umweltbelastung von PVC-Rohre ins Recycling und in KVA

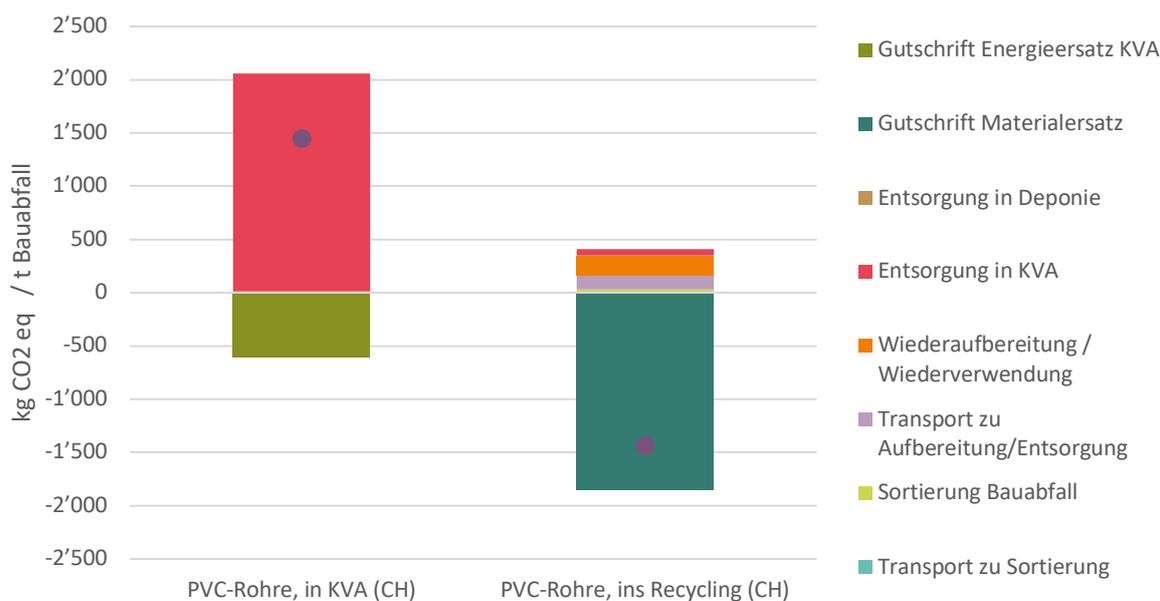


Abbildung 47: Klimaauswirkungen von PVC-Rohre ins Recycling und in KVA

5 Fazit und Empfehlungen

Im Rahmen dieses Projektes wurde eine Vielzahl von Bauabfällen dahingehend untersucht, ob sich durch eine Wiederverwendung oder ein Recycling gegenüber einer Entsorgung ein signifikanter ökologischer Nutzen ergibt. Dabei wurden die Aufwände und der Nutzen des Recyclings oder der Wiederverwendung den Belastungen durch die Entsorgung gegenübergestellt. Als Entsorgung wurden die vorgeschriebenen oder gängigen Entsorgungswege betrachtet. Das heisst, Deponierung für mineralische und Verbrennung in einer KVA für organische Bauabfälle. Bei Metallen wurde der Vergleich zwischen einer Wiederverwendung und dem üblichen Recycling gemacht. Um den Nutzen des Recyclings von Metallen aufzuzeigen, wurde ebenfalls ein Vergleich gegenüber einer Deponierung ausgewiesen, obwohl letztere keinen zulässigen Entsorgungsweg darstellt.

Die Untersuchung hat gezeigt, dass sich die untersuchten Verwertungen in drei Klassen einteilen lassen:

- **Signifikant hoher Umweltnutzen, siehe Abbildung 48**
In diese Klasse wurden alle Varianten eingeteilt, welche einen Nutzen von mehr als 0.5 Mio. UBP / t Rückbaumaterial aufweisen, bzw. einen Klimanutzen von 250 kg CO₂ Äquiv.
- **Signifikantem Umweltnutzen, siehe Abbildung 50**
In diese Klasse sind alle Varianten eingeteilt, welche unter Berücksichtigung der Unsicherheit einen signifikanten Nutzen aufweisen der jedoch < 0.5 Mio. UBP / t bzw. < 250 kg CO₂ Äquiv. ist.
- **Kein signifikanter Nutzen, siehe Abbildung 52**
In diese Klasse fallen diejenigen Varianten, welche im Rahmen der Unsicherheiten keinen signifikanten Nutzen aufweisen. Dies bedeutet, dass je nach Umständen ein kleiner Nutzen gegenüber der Entsorgung resultiert oder die Entsorgung mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden ist.

5.1 Varianten mit signifikant hohem Umweltnutzen

Wie Abbildung 48 zeigt handelt es sich bei den Varianten mit einem hohen Umweltnutzen mit einer Ausnahme, PVC-Rohre ins Recycling, um Wiederverwendungsvarianten. Bei den Holzbauteilen wird der Nutzen der Wiederverwendung gegenüber der Verbrennung in der KVA mit Energienutzung ausgewiesen. Bei den Metallen die Wiederverwendung gegenüber dem Recycling. Um die Höhe des Nutzens einzuordnen, wurde ebenfalls der Recyclingnutzen gegenüber einer Deponierung dargestellt, obwohl dies weder zulässig ist noch aus ökonomischen Gründen gemacht wird. Daher wird es in einer helleren Farbe dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass der Nutzen der Wiederverwendung zusätzlich zum Recyclingnutzen dazu kommt. So ist z.B. der Zusatznutzen durch die Wiederverwendung von Stahlträgern statt einem Recycling mit knapp 0.7 Mio. UBP/t etwas kleiner als der Nutzen des Recyclings, statt einer Deponierung mit etwas mehr als 1 Mio. UBP/t. Die Wiederverwendung der Stahlträger gegenüber einer Deponierung liegt damit bei rund 1.7 Mio. UBP/t.

Bezüglich dem Klima zeigen dieselben Varianten einen hohen Nutzen. Zusätzlich haben die meisten Holzvarianten einen hohen Klimanutzen sowie das Recycling von XPS/EPS Dämmplatten.

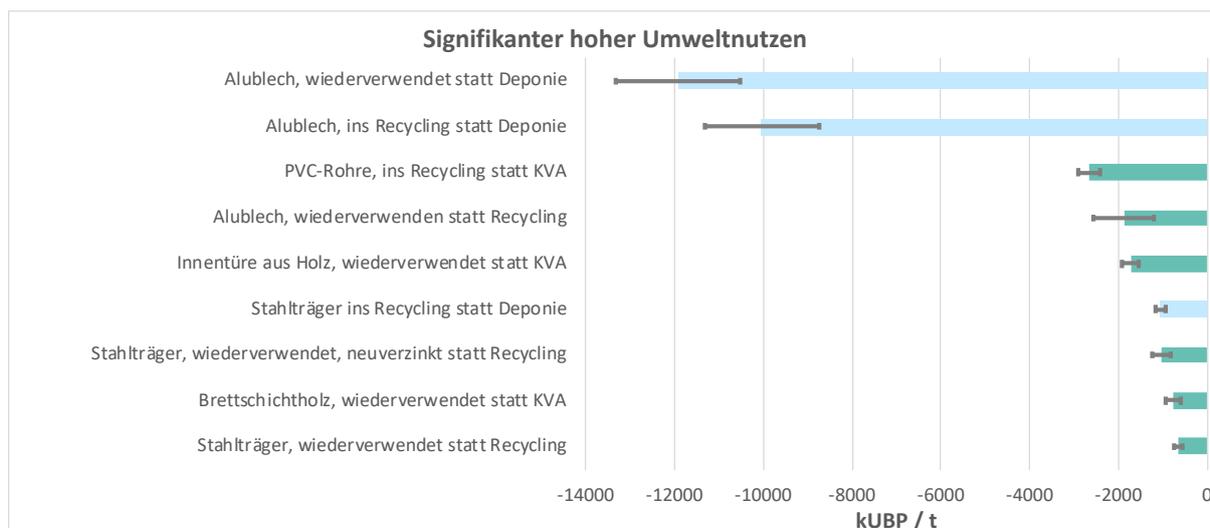


Abbildung 48: Umweltnutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in UBP. In hellblauer Farbe ist der Nutzen des Recyclings von Stahl und Aluminium gegenüber einer Deponierung dargestellt. Dies einfach, um den Nutzen einordnen zu können.

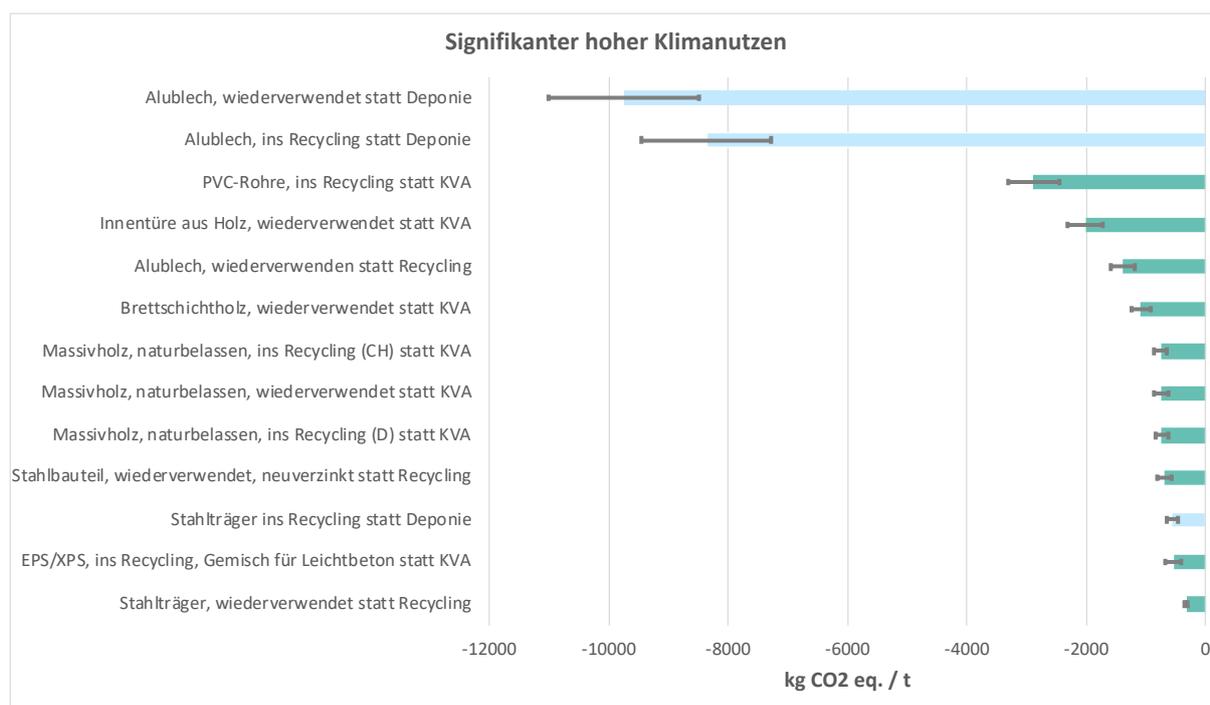


Abbildung 49: Klimanutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in CO₂ Äquiv. In hellblauer Farbe ist der Nutzen des Recyclings von Stahl und Aluminium gegenüber einer Deponierung dargestellt. Dies einfach, um den Nutzen einordnen zu können.

Diese Resultate zeigen, dass es aus ökologischer Sicht sinnvoll ist, vermehrt Materialien wieder zu verwenden und nicht nur zu rezyklieren. Dabei nimmt der Nutzen der Wiederverwendung bei Baumaterialien überproportional zu, deren Herstellung mit einer grossen Umweltbelastung verbunden war. Dies kann man exemplarisch beim Vergleich von naturbelassenem Massivholz, Brettschichtholz und der Innentüre aus Holz gut erkennen. Die Wiederverwendung wird heute erst in Ausnahmefällen gemacht und sollte entsprechend gefördert werden.

5.2 Varianten mit einem signifikanten Umweltnutzen

Praktisch alle Recyclingvarianten von mineralischen Bauabfällen und Holz zeigen einen signifikanten Umweltnutzen gegenüber der Deponierung bzw. einer Verbrennung in einer KVA mit Energienutzung. Der höchste Nutzen in dieser Klasse zeigt das Recycling von Glaswolle, da dadurch sowohl der Energiebedarf wie auch der Bedarf an mineralischen Ressourcen reduziert werden kann. Beim Massivholz zeigt es sich in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen aus dem vorigen Kapitel, dass die Wiederverwendung einen wesentlich höheren Nutzen aufweist als das Recycling. Einen wesentlich kleineren Nutzen pro Tonne ergibt sich bei den mineralischen Baustoffen. Dieser ergibt sich im Wesentlichen durch die Vermeidung von Deponievolumen und den Kies bzw. Sandersatz. Dabei ist zu beachten, dass die Mengen dieser Bauabfälle um Faktoren grösser sind als z.B. diejenige von Glaswolle. Entsprechend ergäbe sich bei einer Betrachtung über die Schweiz ein höherer Nutzen durch das Recycling dieser mineralischen Baustoffe.

Bezüglich dem Klimanutzen gibt es gewisse Unterschiede, da einerseits die meisten Holzvarianten in die Klasse mit hohem Umweltnutzen gelangt sind und andererseits die Varianten Vollgips, Ziegelabbruch und Aushub nach Bodenwäsche in die Klasse mit beschränkt signifikantem Klimanutzen gerutscht sind.

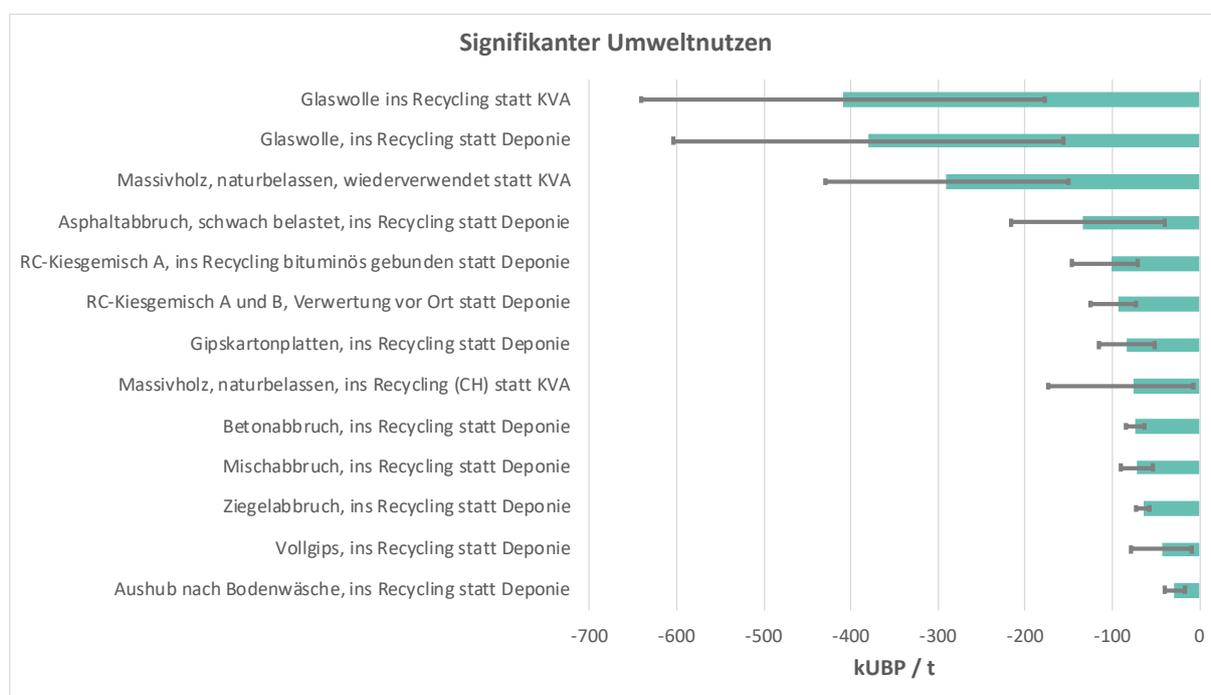


Abbildung 50: Umweltnutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in UBP

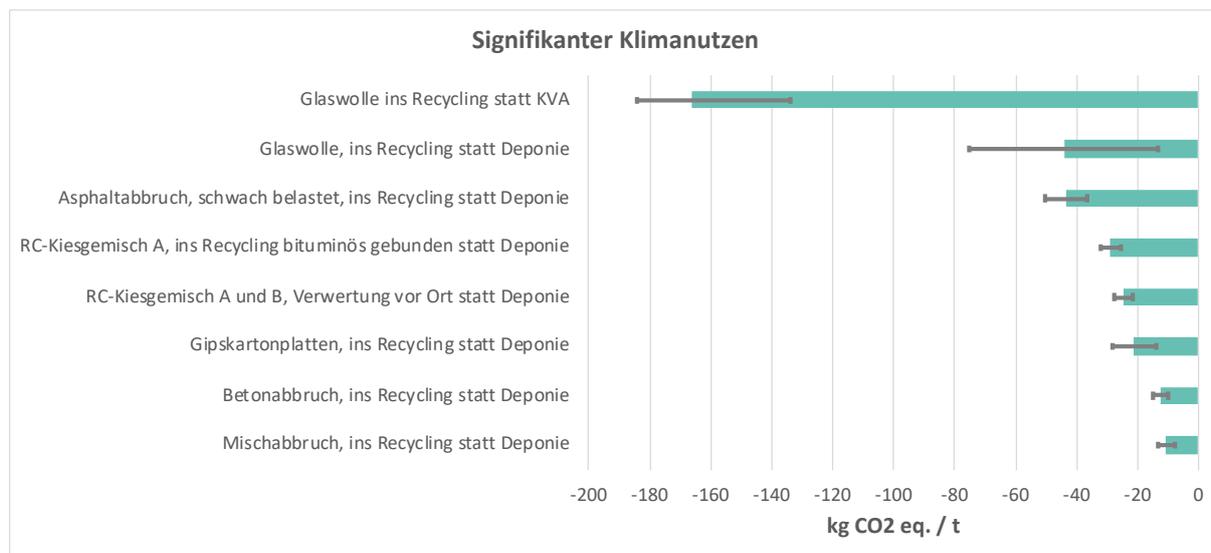


Abbildung 51: Klimanutzen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in kg CO₂ Äquiv.

5.3 Varianten ohne signifikanten Umweltnutzen

Für die folgenden drei Bauabfälle ergibt sich kein signifikanter Unterschied des Recyclings gegenüber einer Entsorgung in einer Deponie bzw. einer KVA:

- Gipsfaserplatten, ins Recycling
- Massivholz ins Recycling in D
- EPS/XPS ins Recycling (Gemisch für Leichtbeton)

Bei der Gipsfaserplatte schneidet das Recycling einerseits schlechter ab, weil die Fasern im Recycling keinen Nutzen bringen und andererseits, weil die Aufbereitung mit relativ viel Staubemissionen verbunden ist. Könnten die Staubemission um Faktor 2 oder mehr reduziert werden, wäre auch das Recycling vorteilhafter. Falls das Holz in Deutschland rezykliert wird, so ergibt sich ein sehr kleiner Umweltnutzen, einerseits aufgrund der höheren Transportdistanzen und andererseits aufgrund des ökologisch ungünstigeren Strom-Mixes in Deutschland. Bei geringeren Transportdistanzen ergibt sich ein signifikanter Umweltnutzen, wie Kapitel 5.2 zeigt.

Beim EPS/XPS-Recycling ist die Belastung des Recyclings sogar höher als die Entsorgung in der KVA, wobei der Unterschied nicht signifikant ist. Dabei liegt das Hauptproblem bei den teilweise noch im Material enthaltenen fluorierten Treibmitteln, welche beim Recyclingprozess entweichen. Wenn ausgeschlossen werden kann, dass das Material noch fluorierte Treibmittel enthält, bzw. eine Schadstoffentfrachtung stattfinden würde, würde sich auch die Umweltbilanz des Recyclings verbessert. Ebenso schneidet das Recycling besser ab, wenn das CreaSolv-Verfahren angewendet wird.

Bezüglich der Auswirkungen auf das Klima ergeben sich bei der Einteilung in dieser Klasse wesentliche Änderungen. Einerseits hat Massivholz ins Recycling auch dann einen signifikanten Klimanutzen, wenn es im

Ausland rezykliert wird ebenso das XPS/EPS Dämmplattenrecycling. Andererseits befinden sich die Varianten Vollgips, Ziegelabbruch und Aushub nach Bodenwäsche bezüglich den Klimaauswirkungen in die Klasse mit beschränkt signifikantem Nutzen. Dabei ist zu beachten, dass dies nicht bedeutet, dass diese Recyclingvarianten aus ökologischer Sicht nicht sinnvoll sind. Viel mehr bedeutet es, dass der CO₂ Indikator blind ist für verschiedene relevanten Auswirkungen bzw. Nutzen dieser Varianten, wie z.B. die Schonung von Deponevolumen oder von Kiesressourcen.

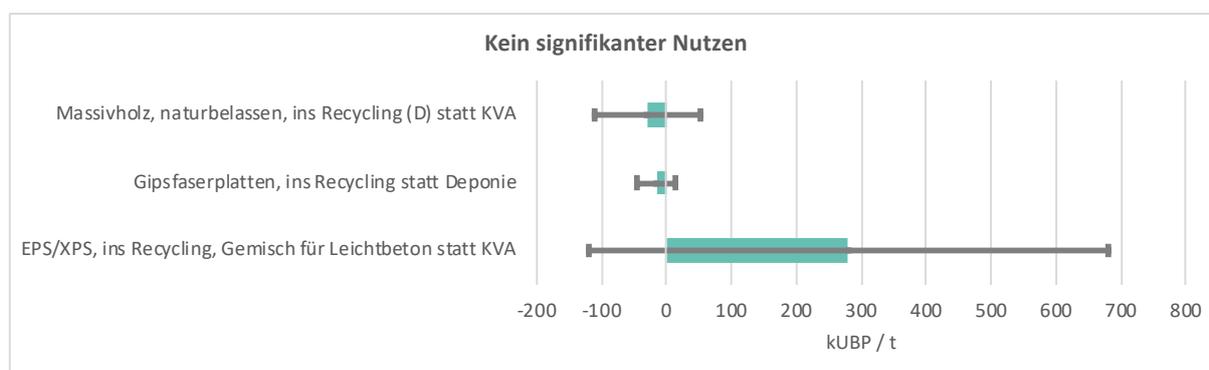


Abbildung 52: Umweltauswirkungen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in UBP

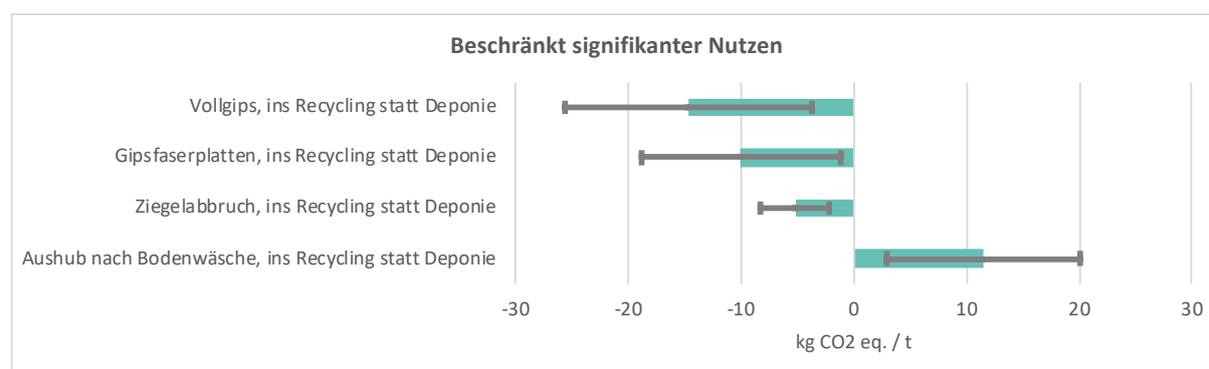


Abbildung 53: Klimaauswirkungen der Wiederverwendung bzw. Recycling gegenüber der Deponie oder KVA gemessen in kg CO₂ Äquiv.

5.4 Potentiale

In den vorigen Kapiteln wurde der Nutzen der Verwertung von Bauabfällen relativ, d.h. pro t Bauabfall berechnet und ausgewiesen. Dies liefert wichtige Erkenntnisse bezüglich der Verwertung der verschiedenen Materialien. Ebenso wichtig ist jedoch die Betrachtung unter Berücksichtigung der anfallenden Mengen und dem sich daraus ergebenden Potential. Zu diesem Zweck wurden die Mengen Bauabfälle aus den beiden Studien «Bauabfälle in der Schweiz – Hochbau» (Guerra & Kast, 2015) und «Bauabfälle in der Schweiz – Tiefbau» (Stefan Rubli, 2016) entnommen. In diesen Studien werden für die in Tabelle 4 ausgewiesenen Bauabfälle die Mengen an Bauabfällen angegeben.

Für die Berechnung der Potentiale wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- Mögliche zusätzliche Verwertung beträgt 75 % der deponierten Materialien
- Aufteilung Stahl zu Aluminium ist 9 zu 1
- Brennbare Materialien wurden nicht berücksichtigt, da nicht bekannt ist, wieviel davon unbelastet ist und wiederverwertet werden kann.

Mit diesen Angaben und Annahmen wurden die möglichen Potentiale zur Reduktion der Umweltauswirkungen berechnet und in Abbildung 54 dargestellt.

Tabelle 4: Mengen an Bauabfällen in Mio. t aus (Guerra & Kast, 2015) und (Stefan Rubli, 2016).

* Da für den Hochbau nur die totalen Mengen angegeben werden, wurde angenommen, dass die Aufteilung Deponie / Verwertung gleich ist wie im Tiefbau.

In Mio. t	Tiefbau		Hochbau			Erfasste Materialien
	Deponie	Verwertung	Total	Deponie	Verwertung*	
Strassenaufbruch	2.55	1.95	1.25	0.71	0.31	Sand, Kies, Strassenaufbruch
Asphalt	2.2	0.25	0.2	0.18	0.018	Asphalt
Beton	1.13		2.55	2.55		Beton
Mischabbruch	0.24		1.2	1.2		Bruch-, Backstein Mauerwerk
Brennbares KVA			0.2			Dämmstoffe, Kunststoffe, Textilien, Papier
Holz			0.35			Konstruktion, Ausbau
Metalle			0.4			Metall, Stahl, Aluminium
Mineralische Fraktion			1.1			Glas, Keramik, Gips etc.
Vermischte Materialien			0.2			Hinterfüllung (mit Bauabfällen)

Die Berechnung der Potentiale zeigt, dass die beiden Fraktionen Betonabbruch und Asphaltabbruch aufgrund der grossen Massenströme das höchste Potential aufweisen, ob wohl diese beiden Fraktionen einen eher kleinen spezifischen Nutzen pro Tonne Material aufweisen. Total ergibt sich ein Potential von 750 Mrd. UBP. Dies entspricht den gesamten Umweltauswirkungen von knapp 38'000 Einwohnern der Schweiz oder rund 2 Mrd. km mit dem Auto.

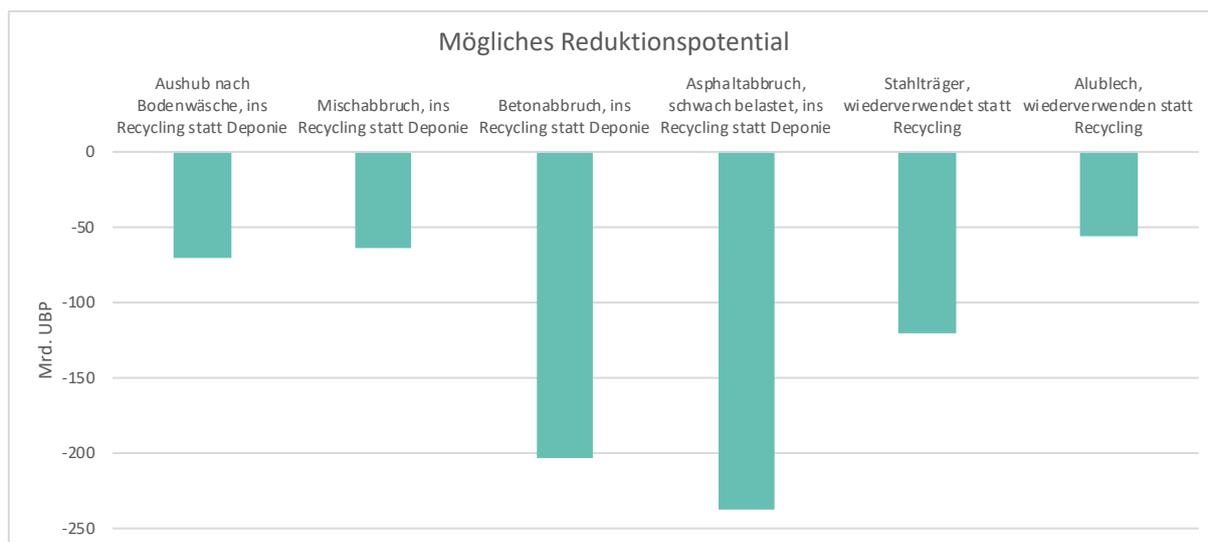


Abbildung 54: Potential zur Reduktion der Umweltauswirkungen gemessen in UBP, falls die grossen Stoffströme verwertet statt entsorgt würden.

5.5 Fazit und Empfehlungen

Die Studie über das Recycling und Entsorgung von Bauabfällen hat gezeigt, dass sich für die untersuchten Bauabfälle das Recycling mit wenigen Ausnahmen aus Umweltsicht lohnt und eine Wiederverwendung der Rückbaumaterialien einen noch höheren Nutzen aufweist. Für die betrachteten Varianten mit Ausnahme der in Kapitel 5.3 genannten Bauabfälle gilt folgende Empfehlung:

- Die Wiederverwendung eines Baumaterials ist dem Recycling aus Umweltsicht vorzuziehen.
- Das Recycling von mineralischen Bauabfällen ist unter den folgenden Bedingungen der Ablagerung vorzuziehen,
 - solange die Transportwege nicht mehr als 5x länger werden
 - solange das Recyclingmaterial auch wirklich Primärmaterial ersetzt
 - solange der Aufwand für die Aufbereitung nicht wesentlich höher liegt als in dieser Studie angenommen
- Für brennbare Abfälle wie Holz oder Kunststoffe gilt, dass deren stoffliche Verwertung einer Verbrennung in einer KVA mit Energiegewinnung vorzuziehen sind.

Obwohl es Beispiele gibt, welche zeigen, dass eine Wiederverwendung von Baumaterialien in neuen Gebäuden möglich ist, wird dies noch viel zu wenig praktiziert. Eine entsprechende Förderung wäre aus ökologischer Sicht sehr sinnvoll.

Ebenso gelangen noch viele mineralische Baumaterialien in eine Deponie, auch hier wird empfohlen die notwendigen Rahmenbedingungen zu schaffen, um die Verwertung zu erhöhen.

Mit der Verwertung der Bauabfälle kann ein relevanter Anteil an Umweltauswirkungen reduziert werden, der ungefähr den Auswirkungen der Einwohner von Schaffhausen entspricht.

6 Glossar

Abkürzung	Beschreibung
ARV	Baustoffrecycling Schweiz, der Branchenverband für Baustoffrecycling
Aushub Typ B	Aushub mit Inertstoffqualität
Aushub Typ E	Reaktorstoffe, Abfälle mit erhöhten organischen, anorganischen und chemischen Belastungen
BAFU	Bundesamt für Umwelt der Schweiz
Brom	Chemisches Element, Halogen
CO₂	Chemische Abkürzung für Kohlendioxid
Ecoinvent	Internationale Datenbank mit tausenden von Ökoinventaren
Emissionsfrachten	Schadstoffausstoss im betrachteten Gebiet (z.B. für die Luft: Schweiz, für das Wasser: Einzugsgebiet eines Flusses, z.B. Rhein)
Entsorgung	<p>Unter dem Begriff Entsorgung wird in dieser Studie die Deponierung oder thermische Behandlung in einer Verbrennungsanlage typischerweise mit Energienutzung verstanden. Jedoch nicht die stoffliche Verwertung, wie dies ein Recycling darstellt.</p> <p>Zu beachten ist jedoch, dass im USG der Begriff Entsorgung sowohl die Verwertung und Ablagerung umfasst. D.h. die Verwendung des Begriffes in dieser Studie entspricht nicht der Definition des USG, jedoch entspricht sie weitgehend dem allgemeinen Sprachgebrauch. Daher wird der Begriff Entsorgung hier so verwendet.</p>
EPS	Geschäumtes (expanded) Polystyrol. Dieser Dämmstoff ist offenporig und kann deshalb im Gegensatz zu XPS in feuchter Umgebung eingesetzt werden.
EU	Europäische Union
FCKW	Fluor Chlor Kohlen Wasserstoffe: Diese Stoffe sind heute weitgehend verboten aufgrund ihrer Eigenschaft die Ozonschicht in der Stratosphäre abzubauen. Früher wurden sie u.a. als Schäumungsmittel wie auch in der Kältetechnik eingesetzt.
FE	Funktionelle Einheit
FKW	Fluorierte Kohlenwasserstoffe. Synthetische Stoffe, welche meistens einen hohen spezifischen Beitrag zur Klimaerwärmung leisten.
FSKB	Fachverband der Schweizerischen Kies- und Betonindustrie
Funktionelle Einheit	Bezugsgrösse, auf die sich ein Vergleich oder eine Analyse bezieht. Widerspiegelt die Funktion des Produktes.
GWP	Global Warming Potential: Treibhauspotential
HBCD	Hexabromcyclododecan: Flammschutzmittel in den Dämmstoffen EPS und XPS
HFKW	Fluorierte Kohlenwasserstoffe mit einem geringeren Fluoranteil im Vergleich zu FKWs. Synthetische Stoffe, welche meistens einen relativ hohen spezifischen Beitrag zur Klimaerwärmung leisten.
IPCC	Intergovernmental Panel of Climate Change: UN Gremium, welches sich mit der Klimaveränderung befasst.
ISO 14'040 ff	Normen über die Erstellung von Ökobilanzen
kUBP	1'000 UBP
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage
LCA	Life Cycle Assessment: Ökobilanz oder Lebenszyklusanalyse
Kippunkt	In dieser Arbeit wird als Kippunkt diejenige Konstellation bezeichnet, bei welcher der positive ökologische Nutzen einer Verwertung im Vergleich zur Entsorgung in einer KVA oder Deponie ins Negative kippt. Das kann z.B. eine Transportdistanz oder das Vorhandensein von problematischen Stoffen sein.
LKW	Lastkraftwagen

Abkürzung	Beschreibung
Methode der ökologischen Knappheit 2013	Totalaggregierende Bewertungsmethode, bei der die bereits bestehende Belastung in einem Gebiet sowie die umweltpolitischen Zielsetzungen berücksichtigt werden, Ergebnis: Umweltbelastungspunkte (UBP). Als Gewichtungsfaktor der einzelnen Substanzen wird die ökologische Knappheit verwendet, d. h. das Verhältnis zwischen der heutigen Emissionsfracht in der Schweiz und der maximal tolerablen Fracht (kritischer Fluss). (BUWAL 1990 bzw. Braunschweig et al. 1993, überarbeitet im Auftrag des BAFU in den Jahren 1997, 2006 und 2013).
MöK	Methode der ökologischen Knappheit
Ökoinventar	Enthält sämtliche umweltrelevanten, quantitativen Angaben eines Produktes, Prozesses oder einer Dienstleistung in Form von Inputs und Outputs.
ökologische Knappheit	Relation zwischen Belastbarkeit einer Umweltressource (z. B. Luftemission, Eisenerz) und der heutigen Belastung (BUWAL 1990, bzw. BAFU 2006 und 2013)
Phenol	Aromatische, organische Verbindung. Der farblose, kristalline Feststoff ist eine wichtige Industriechemikalie und dient als Zwischenprodukt besonders zur Herstellung diverser Kunststoffe.
Polystyrol	Massenkunststoff der im Baubereich vor allem in geschäumter Form EPS und XPS als Dämmstoff Verwendung findet.
PM	Particular Matter: Feinstaub
POP	Persistente organische Verbindungen
PS	Polystyrol
PVC	Polyvinylchlorid. Ein Kunststoff der im Baubereich relativ häufig eingesetzt wird. Dabei wird unterschieden zwischen Hart PVC, z.B. für Fensterrahmen oder Rohre und Weich-PVC z.B. für Abdichtungsbahnen. Weich-PVC kann bis über 50 % Weichmacher, wie z.B. Phthalate enthalten, welche nicht unproblematisch sein können.
RC-Kies A	Recycling Kies: 70 % Kies; 30 % Asphalt
RC-Kies B	Recycling Kies: 80 % Kies; 20 % Beton
Recycling	Im Rahmen dieser Studie wird darunter eine werkstoffliche Verwertung durch einen Umformungsprozess, wie z.B. das Einschmelzen von Metallen, verstanden. Dabei kann das Recyclingprodukt in dieselbe Anwendung oder auch in eine andere gelangen.
Sachbilanz	Darstellung von Stoffflüssen und Energieverbräuchen in physikalischen Grössen
Single score Methode	Bewertungsmethode, welche die Gesamtumweltbelastung in einem Indikator abbildet (z. B. Methode der ökologischen Knappheit, Impact 2002+, ILCD, ReCiPe)
TOC	Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
UBP	Umweltbelastungspunkte ist die Einheit in der die Resultate der Methode der ökologischen Knappheit angegeben werden.
Umweltbelastungspunkt	UBP: siehe UBPs sowie Methode der ökologischen Knappheit
Umweltfussabdruck	Synonym für Gesamtumweltbelastung
UVEK	Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation. Im Rahmen dieser Studie ist die Datenbank UVEK 2018 von Relevanz, in welchem dieses Departement Öko-Inventare zur Verfügung stellt.
Wiederverwendung	Unter Wiederverwendung wird in dieser Studie die Aufbereitung eines Werkstoffes in dieselbe Anwendung verstanden. Z.B. die Wiederverwendung eines Stahlträgers wobei ggf. der Korrosionsschutz erneuert wird.
Abkürzung	Beschreibung
Wirkbilanz	Im Rahmen der Wirkbilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz hinsichtlich bestimmter Wirkungen auf die Umwelt, wie z. B. Treibhaus- oder Ozonbildungspotential, beurteilt. Dies geschieht mit Gewichtungsfaktoren als Bestandteil eines Gewichtungsmodells.
Wirkung	Auswirkung durch Emissionen oder die Nutzung von Ressourcen auf die Umwelt
XPS	Extrudiertes Polystyrol, dieses hat im Gegensatz zu EPS (geschäumtes Polystyrol) geschlossene Poren und kann auch in feuchter Umgebung eingesetzt werden.

7 Literatur

- Amman, K. (2021, April 19). Holz wird ein knappes und kostbares Gut. SRF. Abgerufen von <https://www.srf.ch/news/wirtschaft/lieferengpaesse-bei-baumaterial-holz-wird-ein-knappes-und-kostbares-gut>
- BAFU. (2006). *Richtlinie für die Verwertung mineralischer Bauabfälle* (No. Umwelt-Vollzug Nr. 0631) (S. 34 S). Bern.
- BAFU. (2007). *CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft. Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz*.
- Baustoff Recycling Bayern. (2015). RC Ziegel / RC Ziegel F1 RC Ziegel für den Erd-, Straßen- und Wegebau, sonstigen Verkehrsflächenbau.
- BFE. (2020). *Einheitliche Heizwert- und Energiekennzahlenberechnung der Schweizer KVA nach europäischem Standardverfahren - 2019*. Bern: Rytec AG.
- Brunner, W., & Dinkel, F. (2000). Projekt Altpapierverwertung. AWEL, Zürich.
- Brütting, J., Senatore, G., & Fivet, C. (2021). Design and fabrication of a reusable kit of parts for diverse structures. *Automation in Construction*, *125*, 103614. <http://doi.org/10.1016/j.autcon.2021.103614>
- Brütting, J., Senatore, G., Scheveneis, M., & Fivet, C. (2020). Optimum Design of Frame Structures From a Stock of Reclaimed Elements. *Frontiers in Built Environment, Volume 6*.
- Frischknecht, R., & Büsser Knöpfel, S. (2013). *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der Ökologischen Knappheit - Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (No. 1330) (S. 256). Bern: Bundesamt für Umwelt.
- Ginsig, U. (2020, April 30). Eberhard AG: Recyclingaufwand und Produkte Bauabfälle.
- Gock, E., Vogt, V., Schönfelder, I., Carlowitz, O., Zeller, T., & Sauter, A. (2012). Entzinkung von Stahlschrotten. *Chemie Ingenieur Technik*, *84*(10), 1749–1756. <http://doi.org/10.1002/cite.201200065>
- Guerra, F., & Kast, B. (2015). *Bauabfälle in der Schweiz - Hochbau Studie 2015, Wüest & Partner*. Zürich: BAFU.
- Inderbitzin, C. (2020, April 21). Gespräch mit Cyril Inderbitzin, ARV.
- Institut Bauen und Umwelt e.V. (IBU). (2013). UMWELT-PRODUKTDEKLARATION Brettschichtholz (BS-Holz).
- ISO. (2006). *ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva.
- ISO 14040. (2006). *Environmental management–Life cycle assessment–Requirements and guidelines*. Geneva.
- ISO 14044. (2006). *Environmental management–Life cycle assessment–Principles and framework*. Geneva.
- ISO/TC. (2006). *Environmental management–Life cycle assessment–Principles and framework*. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization.
- Kägi, T., Dinkel, F., Frischknecht, R., Humbert, S., Lindberg, J., De Mester, S., u. a. (2016). Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?”—SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. Conference Session Report. *Int J Life Cycle Assess*, *21*(1), 129–132. <http://doi.org/10.1007/s11367-015-0998-0>
- Kambeck, N. (2019). *Life Cycle Assessment of ETICS End of Life Treatment of Expandable Polystyrene*.
- Kästli AG. (2019). Recycling Gesteinskörnung.
- Klingler, M., & Savi, D. (2019). Harmonisierte Ökobilanzen der Entsorgung von Baustoffen Für die Liste der Ökobilanzdaten im Baubereich. Im Auftrag des BAFU.
- Mäurer, A., & Schlummer, M. (2014). Recyclingfähigkeit von Wärmedämmverbundsystemen mit Styropor.
- PlasticsEurope. (2015). Verwertung von Polystyrol- Schaumstoffabfällen mit HBCD.

- Pohl, T., & Kytzia, S. (2018). Ökobilanz der Herstellung von Asphaltbelägen. Themenheft CO -Reduktion - Fachbeiträge - Strasse und Autobahn.
- PRé Consultants. (2018). SimaPro 8.5 (Version 8.5.0). PRé Consultants.
- Rubli, Stefan. (2016). *Bauabfälle in der Schweiz - Tiefbau Aktualisierung 2015*. Bern: BAFU.
- Rubli, Stefan, & Schneider, T. (2018, April). Das KAR-Modell. Umweltämter der Kantone Aargau, Bern, Luzern, Thurgau, Schwyz Solothurn, St. Gallen, Zug und Zürich. Abgerufen von <http://www.kar-modell.ch/>
- Rubli, Stephan. (2016). *Entsorgungssituation von Dämmmaterialien in der Schweiz, Schlussbericht*. BAFU.
- Saint-Gobain ISOVER SA. (2014). Déclaration environnementale de produit selon SN EN 15804 pour la laine de verre non revêtue Liant: Résine phénolique.
- Schubert, S., & Hoffmann, C. (2011). Grundlagen für die Verwendung von Recyclingbeton mit Mischgranulat. Im Auftrag der cemsuisse.
- Stadt Zürich, A. für H. (2014). *Urban-Mining-Potenzial in der Stadt Zürich Am Beispiel von ausgewählten Rückbaumaterialien, Zwischenbericht*.
- Stichnothe, H., & Azapagic, A. (2013). Life cycle assessment of recycling PVC window frames, *71*, 40–47.
- Suárez, S., Roca, X., & Gasso, S. (2016). Product-specific life cycle assessment of recycled gypsum as a replacement for natural gypsum in ordinary Portland cement: application to the Spanish context. *Journal of Cleaner Production*, *117*, 150–159. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.044>
- Tiefbauamt Strasseninspektorat. (2020, 5). Merkblatt Oberbau und Geotechnik: Anwendung von Recyclingbaustoffen. Kanton Zürich Baudirektion.
- Verein eco-bau. (2021). BKP 112 Abbrüche / Rückbau / Entsorgung. Abgerufen von https://www.eco-bau.ch/resources/uploads/eco-bkp/eco-BKP_2021/ecoBKP_2021_ohne_Anhang.pdf
- Wurbs, J. (2017). Hexabromcyclododecan (HBCD) Antworten auf häufig gestellte Frage. Umweltbundesamt.
- Zschokke, M., Bolt, P., & Conrad, S. (2021, Mai). Life cycle inventories of steel and iron processes. BAFU, Bern.