

Schaffhauserstrasse 21
CH-8006 Zürich
+41 43 300 50 40
team@umweltchemie.ch
www.umweltchemie.ch

büro für
umweltchemie

Entsorgung von Bauabfällen in Deponien

Schlussbericht Januar 2018

Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur EPFL

Daniel Savi, Dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH

Kunde: Amt für Hochbauten, Fachstelle nachhaltiges Bauen,
Lindenhofstrasse 21, 8021 Zürich

Zürich, 20. April 2018

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	1
2	FRAGESTELLUNG	3
3	ORGANISCHE BESTANDTEILE UND VERUNREINIGUNGEN	4
3.1	Ausgangslage.....	4
3.2	Vorgehen	5
3.3	Auswahl Baustoffe.....	5
3.3.1	Mineralische Baustoffe mit organischen Bestandteilen.....	5
3.3.2	Szenarien für die Beurteilung von organischen Verunreinigungen	7
3.4	Bilanzierung	7
3.5	Resultate und Interpretation	10
3.6	Fazit.....	14
4	EMISSIONEN VON GIPS IN DER DEPONIE	15
4.1	Ausgangslage.....	15
4.2	Grundlagen für die Kennzahlen im Stoffdossier.....	15
4.2.1	Bilanzierung der Gipsentsorgung in der AWEL-Studie.....	15
4.2.2	Bilanzierung der Gipsdeponierung in ecoinvent	16
4.2.3	Bewertung der Umweltbelastung in UBP	17
4.3	Der Schwefelkreislauf im Untergrund.....	18
4.4	Experteninterviews	22
4.4.1	Peter und Samuel Oester, Oester Messtechnik.....	22
4.4.2	Daniel Schmutz, AUE Kt. BL, Ressort Betriebe, Boden und Ressourcenwirtschaft.....	23
4.4.3	Heinz Schaub, Amt für Industrielle Betriebe, Deponie Elbisgraben	23
4.4.4	Raffaele Quirici, Leiter Entsorgung Schweiz, Hastag AG.....	24
4.4.5	Leiter Recycling Bauschuttsortieranlage	24
4.4.6	Oliver Jäggi, Gewässerschutzlabor, AWEL Zürich	25
4.4.7	Jürg Heldstab, Infras Zürich	25
4.4.8	Rainer Kegel, BAFU Sektion Industrie und Feuerungen	25
4.5	Diskussion.....	26
4.5.1	Entsorgungswege von Gipswerkstoffen in der Praxis.....	26
4.5.2	Vergleich der Ökobilanz der Gipswerkstoffe nach Herkunft	26
4.5.3	Plausibilisierung der SO ₂ -Emissionen aus deponiertem Gips	30
4.6	Fazit.....	32
5	LITERATURVERZEICHNIS	34

1 Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden die Ökobilanzen der Entsorgung von mineralischen Bauabfällen mit organischen Bestandteilen sowie die Ökobilanzen der Entsorgung von Gips in Deponien untersucht.

In den Entsorgungsdatensätzen der KBOB-Liste «Ökobilanzdaten im Baubereich» (KBOB, 2016) werden organische Bestandteile oder Verunreinigungen von mineralischen Bauabfällen in den Ökobilanzen nicht berücksichtigt. Dadurch sind die Umweltbelastungspunkte gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) für die Entsorgung von mineralischen Bauabfälle sehr wenig differenziert. Gemäss Kapitel 14, Abschnitt 14.2.6 in (Frischknecht et al., 2013) sollen Abfälle, welche organischen Kohlenstoff enthalten und deponiert werden, in der Sachbilanz mit dem ecoinvent-Modell der Reaktordeponie (neu Deponie Typ E nach VVEA), gegebenenfalls Reststoffdeponie (neu Deponie Typ C) bilanziert werden. Sofern diese Empfehlung umgesetzt würde, würde dies die Wirkungsabschätzung der Entsorgung in Umweltbelastungspunkten einiger Baustoffe in der KBOB-Liste der Ökobilanzdaten im Baubereich deutlich beeinflussen. Untersucht wurden einerseits jene Baustoffe, die von dieser Änderung betroffen wären (rund 10 % der Baustoffe in der Liste). Einige Baustoffe (Hanfbeton, Leichtlehmstein, Gipswerkstoffe und Gussasphalt) verursachen bei einer Entsorgung in einer Reaktordeponie sogar mehr Umweltbelastungspunkte als bei der Herstellung. Andererseits zeigt die Untersuchung auch, dass organische Verunreinigungen (z.B. Anhaftungen von Anstrichen/Beschichtungen an mineralischen Baustoffen) die Umweltbelastung der Entsorgung beeinflussen können. Solche Verunreinigungen sind aber nicht baustoffspezifisch, sondern abhängig von der Konstruktion und können derzeit nicht in die KBOB-Liste der Ökobilanzdaten im Baubereich integriert werden. Es ist plausibel, dass mineralische Abfälle mit organischen Fraktionen in der Entsorgung in Deponien höhere Umweltbelastungen verursachen als reine Inertstoffe. Es wäre daher sinnvoll, die Empfehlung aus der Methode der ökologischen Knappheit in der Bilanzierung der Baustoffe umzusetzen.

Das Ziel der Abklärungen zur Gipsentsorgung besteht darin, die Plausibilität der Umweltbelastungen zu prüfen, welche gemäss ecoinvent bei der Deponierung von Gips entstehen. Der Anlass dieser Abklärungen war das «Stoffdossier Gips» des AWEL des Kantons Zürich (AWEL, 2014). Dieses postuliert ein sehr grosses Einsparpotential des Gipsrecyclings gegenüber der Deponierung der Gipsabfälle. Beim Nachvollzug der zugrundeliegenden Ökobilanzierung fiel auf, dass diese von einer Deponierung der Gipsabfälle in einer Deponie vom Typ E ausgeht. Dies im Gegensatz zur Stoffflussmodellierung im selben Projekt des AWEL, das von einer Deponierung in einer Deponie vom Typ B ausgeht. Auf die Ergebnisse der Ökobilanz hat diese Wahl einen erheblichen Einfluss, da die Deponierung von Gips in Deponien vom Typ E in der Ökobilanz Emissionen in die Umwelt erzeugt, die Deponierung von Gips in Deponien vom Typ B jedoch keine.

Im Gespräch mit Experten wurde versucht, die realen Stoffflüsse in der Gipsentsorgung zu eruieren, was nur teilweise gelang. Klar ist, dass Gips sowohl in Inertstoffdeponien wie auch in Reaktordeponien fließt. In Inertstoffdeponien gelangt Gips vorwiegend als reine grobstückige Ware oder als Gipsanteil in Inertstofffraktionen. In Reaktordeponien gelangt Gips im Feinanteil aus Bauschutt-sortieranlagen, in Filterkuchen aus Rauchgaswäschern oder als Gipsanteil in anderweitig belasteten Fraktionen.

Eine weitere Betrachtung richtet sich auf die postulierten Emissionen von flüchtigem Schwefel aus Deponien des Typs E. In Expertengesprächen betätigte sich, dass diese Emissionen auftreten können, wobei keine Quantifizierung der Flüsse bekannt ist. Eine Plausibilisierung der Grössenordnung war über die Gespräche nicht möglich. Die Einschätzung der Plausibilität erfolgte in dieser Studie mit zwei Ansätzen. Zum einen wurde ein Szenario für die Schwefelemissionen in die Atmosphäre aus Deponien gerechnet. Diese Emissionen wurden dann mit dem SO₂-Inventar der Schweiz verglichen. Zum andern wurden die natürlichen Schwefelkreisläufe im Boden aus der Literatur erschlossen und eine Abschätzung des Anteils der gasförmigen Schwefelemissionen in natürlichen Systemen vorgenommen. Diese wurde dann mit den Modellannahmen des ecoinvent-Datensatzes verglichen. Beide Plausibilitätsanalysen kommen zum Schluss, dass die modellierten Emissionen von Schwefelverbindungen aus Gipsabfällen in die Atmosphäre eher hoch liegen. Sie sind jedoch nicht partout unmöglich. Verbindlichere Aussagen wären nur nach weiteren Abklärungen unter Einbezug der Messdaten realer Deponien möglich.

2 Fragestellung

Im vorliegenden Bericht werden zwei konkrete Probleme der Ökobilanzierung von Entsorgungsprozessen von mineralischen Baustoffen dargestellt und analysiert. Beide Fragestellungen werden im Rahmen eines Studienauftrags des AHB behandelt.

Die erste Fragestellung betrifft die Relevanz von organischen Bestandteilen oder Verunreinigungen in mineralischen Baustoffen für die Ökobilanz der Entsorgung. Es soll abgeklärt werden, bei welchen mineralischen Baustoffen organische Bestandteile oder Verunreinigungen zu erwarten sind. Aufgrund von neuen Ökobilanzen der Entsorgung gemäss MOEK 2013 (Frischknecht et al., 2013) und Relevanzabschätzungen soll untersucht werden, ob es empfehlenswert ist, die Entsorgungsdaten für Baustoffe in der KBOB-Liste zu überarbeiten.

Die zweite Fragestellung richtet sich auf die Ökobilanz von Gipsabfällen in Deponien in der Datenbank ecoinvent. Die Grundlagendaten von ecoinvent wurden im Gipsdatenblatt des AWEL verwendet für den Vergleich der Umweltbelastung von Gips aus unterschiedlichen Quellen. Es postuliert massive Vorteile des Recyclings gegenüber der Deponierung, wenn die Umweltbelastung mit Ökofaktoren gemäss der Methodik der ökologischen Knappheit gemessen wird. Die Einsparung an Umweltbelastungspunkten übertrifft die Umweltbelastung der Herstellung bei weitem. Die Fragestellung lautete: Ist diese Einsparung von Umweltbelastungspunkten durch das Gipsrecycling plausibel?

3 Organische Bestandteile und Verunreinigungen

3.1 Ausgangslage

In den Entsorgungsdatensätzen der KBOB-Liste «Ökobilanzdaten im Baubereich» (KBOB, 2016) werden organische Bestandteile oder Verunreinigungen von mineralischen Bauabfällen in den Ökobilanzen nicht berücksichtigt. Dadurch sind die Ökobilanzdaten für die Entsorgung von mineralischen Bauabfälle sehr wenig differenziert. Die Entsorgung in einer Inertstoffdeponie (neu Deponie Typ B) von z.B. Faserzement mit einem Gehalt an organischen Bestandteilen von ca. 5 Massen-% (PVA Fasern, Zellstoff, Beschichtung) generiert eine vergleichbare Umweltbelastung wie die Entsorgung von rein mineralischen Baustoffen wie Beton, Backstein, Porenbeton (siehe Tabelle 1). Dies ist darauf zurückzuführen, dass in den Sachbilanzen von ecoinvent für die Entsorgung in Inertstoffdeponien generell keine Emissionen aus dem Deponiekörper berücksichtigt werden. Demzufolge verursacht ein Kilogramm Kunststoff in der Inertstoffdeponie die gleiche Umweltbelastung wie ein Kilogramm Beton.

Tabelle 1: Herstellung und Entsorgung von mineralischen Baustoffen (KBOB 2009/1:2016)

Baustoffe	Herstellung [UBP/kg]	Entsorgung [UBP/kg]
Hochbaubeton (ohne Bewehrung)	67.3	27.0
Backstein	191	25.8
Porenbeton	323	25.8
Faserzementplatte gross	1'000	26.6

Hinsichtlich der Bilanzierung der Umweltbelastung der Entsorgung von Baustoffen in der KBOB-Liste besteht gegenwärtig eine Diskrepanz zum Methodenbeschrieb der Ökofaktoren. Gemäss Kapitel 14, MOEK 2013 (Frischknecht et al., 2013), Abschnitt 14.2.6 sollen Abfälle, welche organischen Kohlenstoff enthalten und deponiert werden, in der Sachbilanz mit dem ecoinvent-Modell der Reaktordeponie (neu Deponie Typ E), gegebenenfalls Reststoffdeponie (Doka, 2002) bilanziert werden. Dies ist in der aktuellen Version der KBOB-Liste (KBOB, 2016) noch nicht der Fall. Sofern die Empfehlung umgesetzt wird, könnte dies für die Ökobilanz der Entsorgung von mineralischen Bauabfällen relevant sein.

3.2 Vorgehen

Basis der Untersuchung sind die in der KBOB-Liste vorhandenen Baustoffe. In einem ersten Schritt wurde abgeklärt, für welche mineralischen Baustoffe organische Bestandteile in der Entsorgung relevant sind.

Zu unterscheiden sind:

- Mineralische Baustoffe die von der Rezeptur her organische Bestandteile enthalten wie z.B. Mineralwolle, Putze, Steinholzbodenbeläge, Faserzement.
- Mineralische Baustoffe die durch Anhaftungen von Farben, Fugendichtungsmassen, Montageschäume etc. verunreinigt sind.

Die organischen Bestandteile wurden für die relevanten Baustoffe in einer Liste zusammengestellt. Organische Verunreinigungen hingegen sind nicht baustoffspezifisch und wurden zur Relevanzabschätzung anhand einiger Beispiele untersucht.

Mit dem Berechnungs-Tool von ecoinvent (Doka, 2002) wurden für die identifizierten Baustoffe Sachbilanzdaten für die Entsorgung in einer Reaktordeponie erarbeitet. Dieser Ansatz entspricht von der Methodik her der Empfehlung gemäss MOEK 2013. Die Resultate der Entsorgung bewertet in Umweltbelastungspunkten wurden mit den Ökobilanzdaten der Herstellung gemäss aktueller KBOB-Liste verglichen und ihre Relevanz beurteilt.

3.3 Auswahl Baustoffe

3.3.1 Mineralische Baustoffe mit organischen Bestandteilen

Die Tabelle 2 zeigt eine Übersicht der Baustoffe in der KBOB-Liste, welche von der Zusammensetzung her vorwiegend mineralisch sind, jedoch gewisse Anteile an organischen Bestandteilen enthalten. Angaben zur Zusammensetzung der Baustoffe wurden mehrheitlich aus der Dokumentation der Sachbilanzdaten der KBOB-Liste entnommen (Klingler, 2013), (Kasser et al., 2016). Für Hanfbeton und Leichtlehmstein wurden die Zusammensetzung und die organischen Anteile anhand von Internetrecherchen abgeschätzt. Die letzte Spalte spezifiziert den Typ der organischen Bestandteile sowie ihre Anteile in Massenprozent bezogen auf das ausgehärtete Produkt. Es handelt sich um Baustoffe, die in der Regel in einer Inertstoff- oder Reaktordeponie (neu Deponie des Typs B oder E) entsorgt werden, teilweise mangels anderer geeigneter Entsorgungswege.

Tabelle 2: Mineralische Baustoffe in der KBOB-Liste mit organischen Bestandteilen

ID-Nummer	Baumaterialien (KBOB, 2016)	organische Bestandteile in Massenprozent
01.043	Hanfbeton	ca. 20 % Hanf
02.003	Leichtlehmstein	ca. 14 % Stroh-/Holzhäcksel
03.002	Faserzement-Dachschindel	2.1 % Zellstoff, 2.6 % Kunststofffasern
03.003	Faserzementplatte gross	2.1 % Zellstoff, 3 % Kunststofffasern
03.004	Faserzement-Wellplatte	3.2 % Zellstoff, 1.6 % Kunststofffasern
03.007	Gipsfaserplatte	9 % Altpapierfasern
03.008	Gipskartonplatte	3.5 % Graukarton
04.008	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch	3 % org. Hilfsstoffe (Vinylacetat-/Ethylen-Polymer)
04.010	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch Leichtzuschlag	3 % org. Hilfsstoffe (Vinylacetat-/Ethylen-Polymer), 1 % EPS
04.002	Baukleber/Einbettmörtel organisch	12 % Acrylat, 4 % org. Hilfsstoffe
04.003	Kunststoffputz (Dispersionsputz)	8 % Acrylat, 6 % org. Hilfsstoffe
04.013	Kalk-Zement/Zement-Kalk-Putz	0.7 % org. Hilfsstoffe (Celluloseether, Vinyl-acetat-/Ethylen)
04.015	Leichtputz mineralisch	0.9 % EPS, 0.1 % org. Hilfsstoffe
04.011	Silikatputz (Dispersionssilikatputz)	5.8 % Acrylat, 6 % org. Hilfsstoffe
04.012	Silikonharzputz	8 % Acrylat, 8 % org. Hilfsstoffe, 4.6 % Silikonharz
04.016	Sumpfkalkputz	0.8 % org. Hilfsstoffe
04.007	Wärmedämmputz EPS	3.3 % EPS, 0.1 % org. Hilfsstoffe
04.014	Weisszementputz	2.7 % org. Hilfsstoffe (Vinylacetat-/Ethylen)
04.009	Zementputz	0.7 % org. Hilfsstoffe (Vinylacetat-/Ethylen)
05.020	Putzträgerplatte kunstharzgebunden	10 % Epoxidharz
10.001	Glaswolle	5-7 % PF-Harz
10.008	Steinwolle	2-3 % PF Harz
11.004	Gussasphalt	8 % Bitumen
11.005	Hartbeton einschichtig	2 % Kunstharzdispersion
11.022	Steinholz	9 % Holz

3.3.2 Szenarien für die Beurteilung von organischen Verunreinigungen

Für die Verunreinigung von mineralischen Bauabfällen mit organischen Baustoffen wurden in Tabelle 3 einige Szenarien definiert. Die Massenanteile der organischen Verunreinigungen wurden auf die untersuchten Bauteile umgerechnet.

Tabelle 3: Untersuchte Verunreinigungen

Szenario	Org. Verunreinigung / Annahmen	Massenprozent
Betonlasur auf Beton	300 g/m ² Lasur auf Betonwand 20cm, Lasur bestehend aus 30 M-% Acrylat, 5% Füll-/Hilfsstoffe, 65% Wasser	0.02 %
Mischabbruch	Schüttgewicht 1250 kg/m ³ mit 25 kg/m ³ Holz und 25 kg/m ³ PE	4 %
Schaumglas in Bitumen eingegossen	26 cm Schaumglas (115 kg/m ³) eingegossen mit Bitumen 7 kg/m ²	19 %
Terrazzo versiegelt	Terrazzo 40mm (95 kg/m ²) mit 150 g/m ² Versiegelung (PUR, Acrylharz)	0.14 %
Zement-UB mit 2-K Fließbelag	Zementunterlagsboden 135 kg/m ² , 3.6 kg/m ² 2K-Fließbelag	2.60 %

3.4 Bilanzierung

Um die Sachbilanz der Entsorgung in einer Reaktordeponie zu generieren, muss in den Berechnungstabellen von ecoinvent die elementare Zusammensetzung des Abfalls spezifiziert werden. Hierzu konnten teilweise bereits vordefinierte Abfallzusammensetzungen im ecoinvent-Tool genutzt werden (z.B. jene von Holz, abgebundenem Zement, Inertmaterial, verschiedenen Kunststoffen oder organischen Hilfsstoffen). Für einige Polymere (Acrylharz, Epoxidharz, Phenolformaldehydharz, Silikonharz) sowie für abgebundenen Magnesiabinder wurde die durchschnittliche elementare Zusammensetzung anhand von Literaturrecherchen ermittelt. Die in Tabelle 2 und Tabelle 3 aufgelisteten Baustoffe wurden im Berechnungs-Tool von ecoinvent gemäss den Angaben in Tabelle 4 und Tabelle 5 berücksichtigt.

Tabelle 4: Modellierung organischer Bestandteile

ID-Nummer	Baumaterialien (KBOB, 2016)	Eingabe ecoinvent-Tool
01.043	Hanfbeton	20 % natural wood, 80 % cement hydrated
02.003	Leichtlehmstein	14 % natural wood, 86 % inert material
03.002	Faserzement-Dachschindel	2.1 % average paper, 2.6 % PE, 95.3 % cement hydrated
03.003	Faserzementplatte gross	2.1 % average paper, 3 % PE, 94.9 % cement hydrated
03.004	Faserzement-Wellplatte	3.2 % average paper, 1.6 % PE, 95.2 % cement hydrated
03.007	Gipsfaserplatte	9 % newspaper, 91 % gypsum natural
03.008	Gipskartonplatte	3.5 % cardboard, 96.5 % gypsum natural
04.008	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch	3 % organics in plastic plaster, 97 % inert material

ID-Nummer	Baumaterialien (KBOB, 2016)	Eingabe ecoinvent-Tool
04.010	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch Leichtzuschlag	3 % organics in plastic plaster, 1 % EPS insulation, 96 % inert material
04.002	Baukleber/Einbettmörtel organisch	12 % Acrylat (Acryl berücksichtigt als $C_5H_8O_2$, bestehend aus 60% Kohlenstoff, 8% Wasserstoff 32 % Sauerstoff), 4 % organics in plastic plaster, 84 % inert material
04.003	Kunststoffputz (Dispersionsputz)	8 % Acrylat (Acryl berücksichtigt als $C_5H_8O_2$, bestehend aus 60 % Kohlenstoff, 8 % Wasserstoff 32 % Sauerstoff), 6 % organics in plastic plaster, 86 % inert material
04.013	Kalk-Zement/Zement-Kalk-Putz	0.7 % organics in plastic plaster, 99.3 % inert material
04.015	Leichtputz mineralisch	0.9 % EPS insulation, 0.1 % organics in plastic plaster, 99 % inert material
04.011	Silikatputz (Dispersionssilikatputz)	5.8 % Acrylat (Acryl berücksichtigt als $C_5H_8O_2$, bestehend aus 60 % Kohlenstoff, 8 % Wasserstoff 32 % Sauerstoff), 6 % organics in plastic plaster, 88.2 % inert material
04.012	Silikonharzputz	8 % Acrylat (Acryl berücksichtigt als $C_5H_8O_2$, bestehend aus 60 % Kohlenstoff, 8 % Wasserstoff 32 % Sauerstoff), 8 % organics in plastic plaster, 4.6 % Silikonharz (bestehend aus 37.8 % Silicium, 32.4 % Kohlenstoff, 8.2 % Wasserstoff und 21.6 % Sauerstoff), 79.4 % inert material
04.016	Sumpfkalkputz	0.8 % organics in plastic plaster, 99.2 % inert material
04.007	Wärmedämmputz EPS	3.3 % EPS insulation, 0.1 % organics in plastic plaster, 96.6 % inert material
04.014	Weisszementputz	2.7 % organics in plastic plaster, 97.3 % inert material
04.009	Zementputz	0.7 % organics in plastic plaster, 99.3 % inert material
05.020	Putzträgerplatte kunstharzgebunden	10 % Epoxidharz (berücksichtigt als $C_{39}H_{40}O_{8.5}$, bestehend aus 72.7 % Kohlenstoff, 6.2 % Wasserstoff, 21.1 % Sauerstoff), 90 % inert material
10.001	Glaswolle	6 % PF (Phenolformaldehyd berücksichtigt als $C_{15}H_{12}O_2$ bestehend aus 80.3 % Kohlenstoff, 5.4 % Wasserstoff, 14.3% Sauerstoff), 94 % glass
10.008	Steinwolle	siehe oben, 2.5 % PF, 97.5 % inert waste
11.004	Gussasphalt	8 % bitumen, 92 % inert material
11.005	Hartbeton einschichtig,	2 % organics in plastic plaster, 98 % cement hydrated
11.022	Steinholz	9 % Holz (natural wood), 48 % Magnesiabinder und 33 % Wasser (abgebundener Magnesiabinder besteht gemäss Reaktionsgleichung aus 33.4 % Magnesium 16.5 % Chlor, 44.5 % Sauerstoff und 5.6 % Wasserstoff), 10 % Quarzsand (inert material)

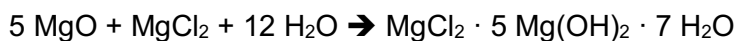
Tabelle 5: Modellierung organische Verunreinigungen

Szenario	Eingabe ecoinvent-Tool
Betonlasur auf Beton	0.02 % Emulsion paint (remains), 99.98 % inert material
Mischabbruch	2 % natural wood, 2 % mixed various plastics, 96 % inert material
Schaumglas in Bitumen eingegossen	19 % bitumen, 81 % glass
Terrazzo versiegelt	0.14 % Paint (remains), 99.86 % inert material
Zement-UB mit 2-K Fließbelag	2.6 % Paint (remains), 97.4 % inert material

Organische Hilfsstoffe oder Additive in Putzen oder Beton wurden mit dem vordefinierten Abfall «organics in plastic plaster» im ecoinvent-Tool abgeschätzt. Die elementare Zusammensetzung dieses Abfalls ist ca. 18 % Sauerstoff, 7 % Wasserstoff, 54 % Kohlenstoff, 20 % Chlor und 1 % Spuren von verschiedenen Metallen.

Für Acrylharz wurde als repräsentatives Molekül $C_5H_8O_2$ angenommen. Mit den molaren Massen der Elemente und des Moleküls kann die elementare Zusammensetzung in Massenprozent ermittelt werden. Diese ergibt für das untersuchte Molekül 60 % Kohlenstoff, 8 % Wasserstoff und 32 % Sauerstoff. Analog wurden für andere Polymerharze durchschnittliche, repräsentative Moleküle angenommen. Epoxidharz wurde modelliert als $C_{39}H_{40}O_{8.5}$. Phenolformaldehydharz wurde als $C_{15}H_{12}O_2$ berücksichtigt. Für Silikonharz wurde zur Abschätzung der elementaren Zusammensetzung Dimethylsiloxan $(CH_3)_2SiO$ als repräsentative Einheit angenommen.

Die Abschätzung der elementaren Zusammensetzung von abgebundenem Magnesiabinder in Steinholzbodenbelägen erfolgte basierend auf der Reaktionsgleichung der Erhärtung:



Die Erhärtung des Bindemittels erfolgt durch eine chemische Reaktion zwischen Magnesiumoxid (MgO) und einer wässrigen Magnesiumchloridlösung (MgCl_2).

Für Bilanzierung der Entsorgung wurde in der vorliegenden Untersuchung nur die Deponie berücksichtigt. Es wurden keine Aufwendungen für Transporte oder die Sortierung und Aufbereitung von Abfällen berücksichtigt.

Die mit den Berechnungstabellen von ecoinvent generierten Sachbilanzdaten wurden in die Ökobilanzierungssoftware OpenLCA (GreenDelta, 2017) eingelesen. Die Wirkungsabschätzung erfolgte mit MOEK 2013 (Frischknecht et al., 2013). Da für alle untersuchten Baustoffe von einer Entsorgung in einer Reaktordeponie ausgegangen wurde, wurde der Ökofaktor für TOC^1 -Langzeitemissionen aus der Deponie auf 21.8 UB / g gesetzt gemäss Empfehlung MOEK 2013.

¹ Total organic carbon

3.5 Resultate und Interpretation

Tabelle 6 zeigt einerseits die Umweltbelastungspunkte für Herstellung und Entsorgung der untersuchten Baustoffe aus der KBOB-Liste (KBOB, 2016). Andererseits sind die Resultate für eine Entsorgung in einer Reaktordeponie in der letzten Spalte der Tabelle aufgeführt. Abbildung 1 vergleicht die Herstellung und die Entsorgung, wobei die Umweltbelastung der Herstellung 100 % entspricht. Alle untersuchten Baustoffe verursachen bei einer Entsorgung in einer Reaktordeponie eine deutlich höhere Umweltbelastung als bei einer Entsorgung gemäss dem Szenario der aktuellen KBOB-Daten. Dabei ist anzumerken, dass die Bilanzierung der Entsorgung in der Reaktordeponie noch keine Aufwendungen für Transporte oder Aufbereitung der Abfälle berücksichtigt. Im Vergleich zu den Resultaten der Entsorgung in der KBOB-Liste liegt die Umweltbelastung der Entsorgung in einer Reaktordeponie um Vielfaches höher. Einige Baustoffe (Hanfbeton, Leichtlehmstein, Gipswerkstoffe und Gussasphalt) verursachen bei einer Entsorgung in einer Reaktordeponie sogar mehr Umweltbelastungspunkte als bei der Herstellung. Die Umweltbelastung der Entsorgung in einer Reaktordeponie beträgt für die untersuchten Baustoffe 10 – 200 % der Herstellung in UBP.

Tabelle 6: KBOB Daten (kursiv) und Resultate pro Kilogramm Baustoff

ID-Nummer	Baumaterialien (KBOB, 2016)	<i>UBP Herstellung</i>	<i>UBP Entsorgung</i>	<i>UBP Reaktordeponie</i>
01.043	Hanfbeton	370.0	0.7	471.2
02.003	Leichtlehmstein	212.0	25.8	336.7
03.002	Faserzement-Dachschindel	724.0	26.6	191.3
03.003	Faserzementplatte gross	1000.0	26.6	209.7
03.004	Faserzement-Wellplatte	700.0	26.6	170.2
03.007	Gipsfaserplatte	470.0	17.5	717.0
03.008	Gipskartonplatte	296.0	17.3	629.6
04.008	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch	410.0	17.2	115.3
04.010	Baukleber/Einbettmörtel mineralisch Leichtzuschlag	407.0	17.2	163.6
04.002	Baukleber/Einbettmörtel organisch	982.0	17.2	548.7
04.003	Kunststoffputz (Dispensionsputz)	1210.0	17.2	476.0
04.013	Kalk-Zement/Zement-Kalk-Putz	220.0	17.2	44.6
04.015	Leichtputz mineralisch	348.0	17.2	69.6
04.011	Silikatputz (Dispersionssilikatputz)	1200.0	17.2	402.2
04.012	Silikonharzputz	1390.0	17.2	620.9
04.016	Sumpfkalkputz	425.0	17.2	47.7
04.007	Wärmedämmputz EPS	596.0	17.2	185.4
04.014	Weisszementputz	284.0	17.2	106.1
04.009	Zementputz	238.0	17.2	44.6
05.020	Putzträgerplatte kunstharzgebunden	1746.0	17.1	429.6
10.001	Glaswolle	1660.0	29.8	292.5
10.008	Steinwolle	1110.0	29.8	135.3
11.004	Gussasphalt	265.4	121.3	395.3
11.005	Hartbeton einschichtig	321.8	3.7	84.6
11.022	Steinholz	384.5	15.0	224.7

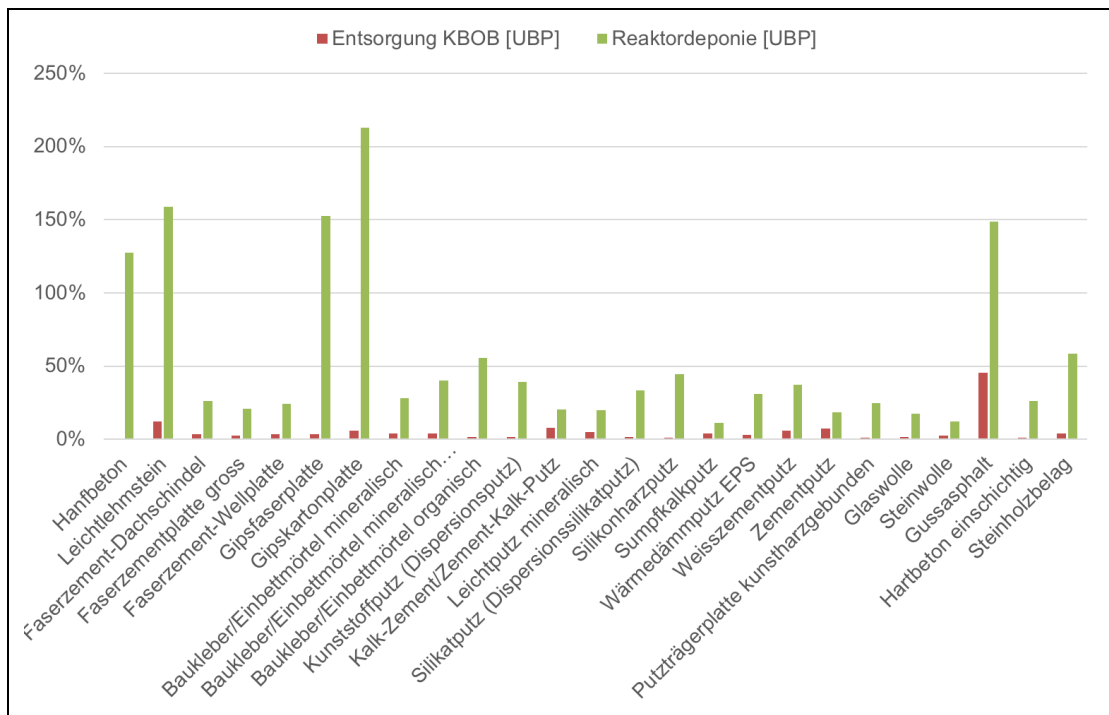


Abbildung 1: Vergleich Herstellung und Entsorgung (Herstellung = 100%)

Bei den untersuchten Szenarien für organischen Verunreinigungen sind die Unterschiede zwischen den Resultaten der Entsorgung gemäss KBOB-Daten und der Reaktordeponie bis auf eine Ausnahme auch deutlich (siehe Tabelle 7). Die Berechnung der Umweltbelastungspunkte für Herstellung und Entsorgung mit den Daten der KBOB erfolgte gemäss den Angaben in Tabelle 8. Die Daten der KBOB können nicht berücksichtigen, dass Baustoffe miteinander kombiniert, teilweise kaum mehr trennbar sind. Das Resultat der Entsorgung eines Bauteils ergibt indem die Ökobilanzresultate der Entsorgung der einzelnen Bestandteile aufaddiert werden. Das bedeutet z.B. im Fall von Schaumglas welches in einem Kompaktdach in Bitumen eingegossen ist, dass bei der Bilanzierung der Entsorgung des Kompaktdachs der Schaumglasfraktion in einer Inerstoffdeponie entsorgt und die Bitumenfraktion verbrannt wird. Obwohl es in der Realität kaum plausibel ist, dass diese Fraktionen mit verhältnismässigem Aufwand getrennt werden können. Im Gegensatz zur Entsorgung von Baustoffen mit organischen Bestandteilen in einer Inertstoffdeponie werden bei diesem Ansatz die organischen Verunreinigungen immerhin durch die Umweltbelastung der Verbrennung berücksichtigt. Es zeigt sich bei fast allen untersuchten Szenarien, dass die Umweltbelastung bei einer Entsorgung in der Reaktordeponie deutlich höher sind, als bei einer Bilanzierung mit den Entsorgungsdaten der KBOB-Liste.

Tabelle 7: Resultate pro Kilogramm Baustoff

Szenario	UBP Herstellung KBOB	UBP Entsorgung KBOB	UBP Reaktordeponie
Beton lasiert	68.9	28.0	23.3
Mischabbruch	228.2	54.9	139.2
Schaumglas in Bitumen eingegossen	1103.6	239.3	907.2
Terrazzo versiegelt	194.7	3.6	28.2
Zement-UB mit 2-K Fliesbelag	236.6	46.0	117.9

Tabelle 8: Berechnung mit KBOB-Daten

Szenario	Berechnung mit KBOB Daten
Beton lasiert	20 cm Hochbaubeton und Anstrich wasserverdünnt umgerechnet auf 1 kg
Mischabbruch	96 % Backstein, 2 % Massivholz Fichte / Tanne / Lärche, luftgetrocknet, rau, 2 % Polyethylen
Schaumglas in Bitumen eingegossen	81 % Schaumglas, 19 % Heissbitumen
Terrazzo versiegelt	100 % Terrazzo versiegelt umgerechnet auf 1 kg
Zement-UB mit 2-K Fliesbelag	97.4 % Zementstein, 2.6 % 2K-Fliesbelag Wohnen/Verwaltung

Eine Analyse der Resultate zeigt, dass die Entsorgung von Materialien mit organischen Bestandteilen in einer Reaktordeponie massgeblich von TOC-Langzeitemissionen ins Grundwasser geprägt werden. Abbildung 2 zeigt den Anteil am Gesamtergebnis welcher durch TOC-Langzeitemissionen verursacht wird. Für 21 von 30 untersuchten Baustoffen/Bauteilen liegt dieser Anteil höher als 70 %. Die Resultate der Entsorgung in der Reaktordeponie korrelieren relativ gut mit dem organischen Anteil in den Baustoffen. Bei den Gipswerkstoffen ist trotz eines Anteils von Karton oder Papier von 4 – 9 M-% der Einfluss der TOC-Langzeitemissionen deutlich geringer. Die Umweltbelastungspunkte für die Entsorgung von Gips in einer Reaktordeponie werden auch wesentlich von SO₂-Emissionen aus dem Deponiekörper beeinflusst (siehe Kapitel 4). Bei Baustoffen/Bauteilen mit sehr geringen Anteilen an organischen Bestandteilen von <1 M-% (Beton lasiert, Terrazzo versiegelt) werden die Resultate vor allem durch die Infrastruktur und den Betrieb der Deponie geprägt und nicht durch Emissionen aus dem Deponiekörper.

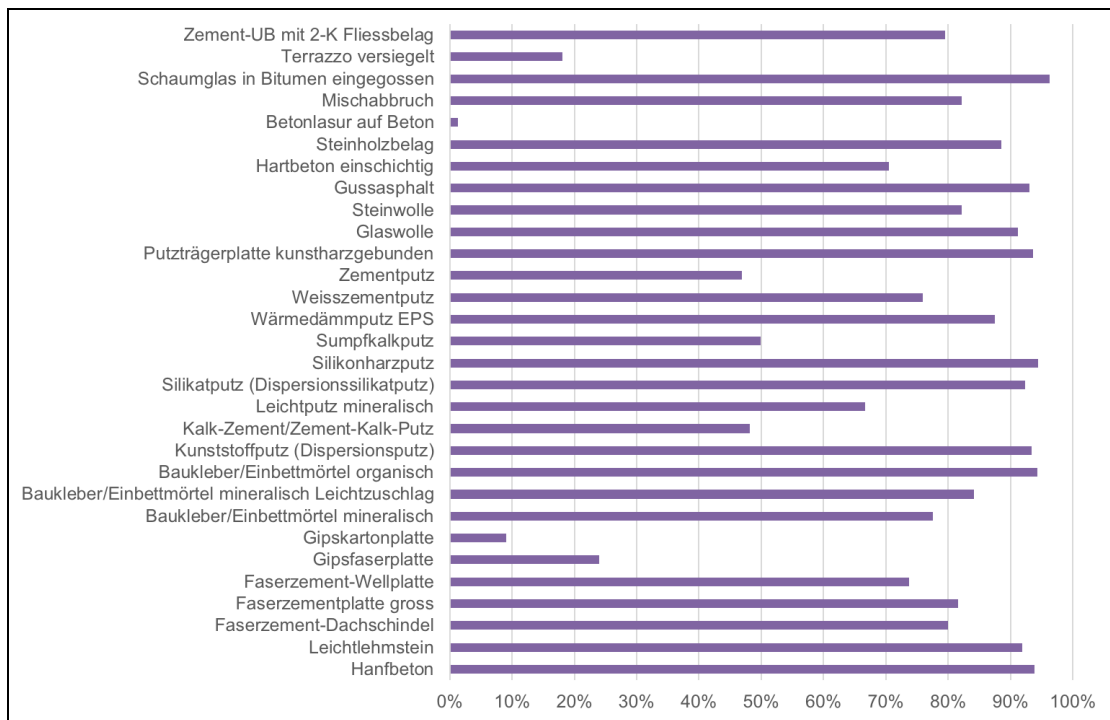


Abbildung 2: Anteil TOC Langzeitemissionen am Gesamtergebnis in UBP

3.6 Fazit

Die Umsetzung der Empfehlung von MOEK 2013 wonach mineralische Bauabfälle mit organischen Bestandteilen mit dem Modell der Reaktordeponie bilanziert werden sollen, würde die Wirkungsabschätzung der Entsorgung in Umweltbelastungspunkten von einigen Baustoffen in der KBOB-Liste deutlich beeinflussen. Untersucht wurden in der vorliegenden Studie jene Baustoffe, die von dieser Änderung betroffen wären (rund 10 % der Baustoffe in der Liste). Es sind dies Baustoffe die vorwiegend mineralisch und nicht brennbar sind und in der Regel in Deponien beseitigt werden. Dazu gehören insbesondere Faserzement, Gipswerkstoffe, diverse Putze, mineralische Kleber, Mineralwollämmstoffe sowie Bodenbeläge aus Gussasphalt oder Steinholz. Die Umsetzung der Empfehlung von MOEK 2013 hätte zur Folge, dass sich die Umweltbelastungspunkte in der KBOB Liste für die Entsorgung von diesen Baustoffen im Schnitt verzehnfachen würden. Die verursachte Umweltbelastung durch die Entsorgung von Bauabfällen mit organischen Bestandteilen in Reaktordeponien wird massgebend durch TOC-Langzeitemissionen aus dem Deponiekörper geprägt. Da diese durch organischen Kohlenstoff in Abfällen verursacht werden, korrelieren sie relativ gut mit dem Gehalt an organischen Bestandteilen oder Verunreinigungen in den Abfällen. Es ist plausibel, dass mineralische Abfälle mit organischen Fraktionen in der Entsorgung höhere Umweltbelastungen verursachen als reine Inertstoffe. Diesbezüglich wäre es sinnvoll die Empfehlung von MOEK 2013 in der Bilanzierung der Entsorgung in den KBOB Daten umzusetzen.

In den gegenwärtigen Daten wird die Umweltbelastung von organischen Verunreinigungen, welche in Inertstoffdeponien gelangen, nicht berücksichtigt. Die vorliegende Untersuchung zeigt auch, dass organische Verunreinigungen (z.B. Anhaftungen von Anstrichen/Beschichtungen an mineralischen Baustoffen) die Umweltbelastung der Entsorgung deutlich beeinflussen können. Solche Verunreinigungen sind aber nicht baustoffspezifisch sondern abhängig von der Konstruktion. In der Bilanzierung von Bauteilen wird die Trennbarkeit von unterschiedlichen Schichten in der Praxis kaum beurteilt. So werden z.B. für Anstriche und Beschichtungen in der Bilanzierung die Entsorgungsdaten für die reinen Baustoffe eingesetzt. Damit die Empfehlung aus MOEK 2013 bei der Bilanzierung von Bauteilen umgesetzt werden könnte, müsste für jedes Bauteil die Verunreinigung von mineralischen Fraktionen bestimmt werden. Dies dürfte nur in vereinzelten Fällen möglich sein, da Ökobilanzen von Bauteilen und Gebäuden in der Regel basierend auf bestehenden Ökobilanzdaten von Baustoffen erstellt werden.

4 Emissionen von Gips in der Deponie

4.1 Ausgangslage

Gemäss dem vom AWEL publizierten Stoffdossier Gips (AWEL, 2014) wird dem Recycling von Gipswerkstoffen ein grosser ökologischer Nutzen zugeschrieben. Der Nutzen des Recyclings wird dadurch generiert, dass der recycelte Gips nicht deponiert werden muss. Dazu wird eine Ökobilanz erstellt, welche den Recyclingaufwand für die Bereitstellung des Sekundärgipses als Lasten bilanziert. Als Gutschrift wird die vermiedene Deponierung des Gipses in einer Deponie vom Typ E (früher als Reaktordeponie bezeichnet) angerechnet. Bilanztechnisch wird der Ökobilanzdatensatz für die Deponierung von der Bilanz für das Recycling subtrahiert. Für die Umweltauswirkungen der Deponierung spielen vermiedene SO₂-Emissionen in die Luft eine grosse Rolle. Gemäss der verwendeten Datenbank ecoinvent werden bei der Deponierung von Gipswerkstoffen in einer Deponie vom Typ E (24.5 g Schwefeldioxid pro kg Gips in die Atmosphäre emittiert. Diese Zahl gilt über eine Deponiedauer von 100 Jahren. Wird diese Emission mit den Ökofaktoren gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) bewertet (Umweltbelastungspunkte UBP), so ergibt sich daraus eine vermiedene Umweltbelastung, welche die Umweltbelastung der Herstellung von Gipswerkstoffen aus Naturgips oder REA-Gips um ein Vielfaches übersteigt. Nach Publikation des Stoffdossiers wurde dieses Resultat von mehreren Fachleuten angezweifelt. In der vorliegenden Arbeit vollziehen wir die verwendete Ökobilanzierung nach und prüfen deren Plausibilität.

4.2 Grundlagen für die Kennzahlen im Stoffdossier

4.2.1 Bilanzierung der Gipsentsorgung in der AWEL-Studie

Für die Bewertung des Recyclings von Gipsplatten wurden einerseits die Aufwendungen für die Aufbereitung der Platten zu gemahlenem Rohgips und andererseits die eingesparten Umweltbelastungen durch die vermiedene Deponierung berücksichtigt. Die Bilanzierung ist im internen Bericht «Ökobilanzielle Begleitung der Potentialstudie des AWEL» dokumentiert (Werner, 2013), der den Autoren dieses Berichts vorliegt. Die Ökobilanz-Studie geht davon aus, dass das Recycling eine Deponierung auf einer Deponie vom Typ E (Reaktordeponie) vermeidet. Im Gegensatz dazu wird in der Stoffflussmodellierung davon ausgegangen, dass die Gipsabfälle in Deponien vom Typ B (Inertstoffdeponien) entsorgt werden (Rubli, 2014).

Die Ökobilanzstudie von (Werner, 2013) verwendet für die vermiedene Deponierung den Datensatz «Disposal, gypsum, 19.4% water, to sanitary landfill, CH» aus ecoinvent 2.2. In der Bilanz wird dieser Datensatz mit minus 1 kg eingesetzt.

Der Recyclingaufwand wird mit denselben Annahmen bilanziert wie das Mahlen des Naturgipses. Als Begründung wird angegeben, dass im Recycling im Wesentlichen das Mahlen der Gipsplatten nötig sei. Konkret wird ein Stromverbrauch, eine industrielle Maschine, sowie gemäss Beschreibung ein Transport von 100 km, effektiv jedoch 0.01 tkm bilanziert. Der Besuch der Autoren dieser Studie in der Recyclinganlage für Gipskartonplatten in Süddeutschland zeigte, dass diese Annahme plausibel, vielleicht eher zu optimistisch ist. Die Recyclinganlage bricht die Platten zunächst in relativ grobe Stücke, trennt die Kartonanteile ab und mahlt den Gips zu einem verwertbaren Pulver.

4.2.2 Bilanzierung der Gipsdeponierung in ecoinvent

Die Bilanzierung der Emissionen aus deponiertem Gips werden im Hintergrundbericht zur Bilanzierung der Deponien in ecoinvent erläutert (Doka, 2009b). Für die Deponierung von Gips existieren in ecoinvent zwei Datensätze. Der eine bilanziert die Entsorgung in einer Deponie vom Typ B (Inertstoffdeponie), der andere eine Deponierung in einer Deponie vom Typ E (Reaktordeponie).

Der ecoinvent-Datensatz «disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill, CH» für die Deponierung von Gips in einer Deponie vom Typ B weist keine Emissionen in Luft oder Wasser aus. Dies ist methodisch bedingt, da die ecoinvent-Modellierung davon ausgeht, dass Stoffe in die Inertstoffdeponie definitionsgemäss inert sind und keine Emissionen verursachen. (Doka, 2009b)

Der Datensatz für die Deponierung in der Deponie vom Typ E weist im Gegensatz dazu Emissionen in die Luft und ins Wasser aus. Die Emissionen in die Luft und die Oberflächengewässer werden über eine Zeitdauer von 100 Jahren nach der Deponierung der Abfälle aufsummiert. Zudem werden Emissionen ins Grundwasser für die Zeitdauer von mehr als 100 Jahren bis 60'000 Jahre in der Zukunft bilanziert (Doka, 2009b). Alle folgenden Darstellungen beziehen sich auf die Bilanzierung der Gipsablagerung im Deponietyp E.

Gemäss Tab. 6.1 (S. 45) im Hintergrundbericht zu den ecoinvent-Datensätzen (Doka, 2009b) geht die Bilanzierung von einem 100 % Abbau des Gipses innert 100 Jahren aus. Zu den Emissionen heisst es auf S. 54: „Airborne sulfur is generated as hydrogen sulfide (H₂S) in the anaerobic environment of the landfill. It can be partly oxidised to sulfur dioxide (SO₂) in the top layer of the landfill. Emitted H₂S is quickly converted to SO₂ by atmospheric oxidation. If combusted in landfill gas, H₂S is also oxidised to SO₂ during combustion. All airborne sulfur from the landfill is inventoried as SO₂». Die Bilanzierung geht also von Schwefelwasserstoff-Emissionen (H₂S) aus der Deponie aus. Da Schwefelwasserstoff in der Atmosphäre jedoch rasch zu Schwefeldioxid umgewandelt wird, werden die Emissionen stattdessen als Schwefeldioxid bilanziert. Die Bilanzierung der Schwefelemissionen bezieht sich auf die Modellierung, welche im Rahmen der Erstellung der Ökobilanz vorgenommen wurde.

In Anhang 6, Kapitel 6.1 erläutert (Doka, 2009a) die Gipsbilanzen detaillierter. Gemäss den Erläuterungen in erwähntem Anhang ist der Gipsdatensatz «Disposal, gypsum, 19.4% water, to sanitary landfill, CH» nur anwendbar, wenn Gips im Feinanteil von Sortieranlagen in eine Reaktordeponie gelangt. Er ist nicht gültig für Gipsabfälle, die in Inertstoffdeponien abgelagert werden. Für diesen feingemahlten Gips nimmt

die Bilanzierung eine Emission als Schwefelwasserstoff aus der Deponie an und plausibilisiert diese über Experteninformationen von Peter Oester, dem Vater von Samuel Oester den wir für diese Arbeit interviewten (siehe Kap. 4.4.1). Gemäss dem Bilanzierungsmodell wird der gesamte Gips in 100 Jahren gelöst. Davon fällen gemäss Modell rund 56 % als Pyrit aus. Die restlichen rund 44 % liegen als gelöstes Sulfat vor. Das Bilanzierungsmodell berechnet einen Transferkoeffizienten in die Luft von 6.5 % für den deponierten Schwefel. Von einem Kilogramm deponierten Schwefelatomen werden also gemäss Modell 65 g als Schwefelatome in Schwefelwasserstoff oder Schwefeldioxid in die Atmosphäre emittiert. Bezogen auf das gelöste Sulfat werden rund 15 % des Sulfats in flüchtiger Form in die Atmosphäre emittiert.

Der Aufwand für die Erstellung, den Betrieb und die Nachsicherung der Deponie wird jedem eingelagerten Abfall zu gleichen Teilen angelastet und fliesst somit ebenfalls in die Bilanzierung der Gipsentsorgung ein (Doka, 2009b).

Auch (Doka, 2009b) bilanziert bereits die Entsorgung von Gipsabfällen über eine Bauschutt-sortieranlage. In ecoinvent 2.2 existieren dafür die beiden Datensätze «disposal, building, plaster board, gypsum plaster, to sorting plant» und «disposal, building, plaster-cardboard sandwich, to sorting plant». In beiden Datensätzen gelangt der einzige Gipsoutput in die Deponie Typ E. Die Erklärung im Anhang spricht von einem Gipsanteil, der in die Feinfraktion transferiert wird und so in eine Reaktordeponie gelangt. In den Datensätzen ist jedoch kein Gipsoutput in eine andere Entsorgung enthalten.

4.2.3 Bewertung der Umweltbelastung in UBP

Für die Berechnung der UBP einer Deponierung von Gips im Deponietyp E ist lediglich die bilanzierte Emission von SO_2 in die Atmosphäre von Bedeutung. Pro Kilogramm deponiertem Gips modelliert der Datensatz eine Emission von 24.5 Gramm SO_2 .² Gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Frischknecht et al., 2013) beträgt der Ökofaktor für SO_2 -Emissionen in die Atmosphäre 21 UBP₂₀₁₃/g SO_2 . Somit führt die SO_2 -Emission der Gipsdeponierung zu einer Umweltbelastung von 514.5 UBP₂₀₁₃/kg Gips. Die Studie von (Werner, 2013) rechnet noch mit den UBP in der Version 2006. In dieser Version betrug der Ökofaktor für SO_2 -Emissionen in die Atmosphäre 30 UBP₂₀₀₆/g SO_2 und die Umweltbelastung durch die SO_2 -Emissionen 735 UBP₂₀₀₆/kg Gips. Der Betrieb der Deponie selbst und die Schwermetall-Emissionen in die Gewässer tragen noch weitere rund 10 % zu den Gesamtemissionen der Gipsentsorgung, gemessen in UBP bei (Tabelle 9).

Die Umweltbelastungspunkte für die Entsorgung von Gips in einer Deponie vom Typ B sind deutlich geringer, da Emissionen aus dem Deponiekompartment in den Sachbilanzdaten nicht berücksichtigt werden (Tabelle 9). Für die Gipsdeponierung im Deponietyp B zeigt die Expertenbefragung und auch die ausgewertete Literatur, dass in der Praxis Sulfat-Emissionen in Oberflächengewässer auftreten. Auf die bedeuten-

² Der Gewichtsunterschied zur Bilanz in Kapitel 4.2.2 rührt daher, dass nun die Gewichte von Gips und Schwefeldioxid ausgewiesen werden und im vorgängigen Kapitel das Gewicht des Schwefels selbst.

dere Frage, ob auch nennenswerte Schwefelemissionen in die Atmosphäre vorkommen, konnte keine definitive Antwort gegeben werden. Allerdings existieren Hinweise darauf (siehe Experteninterview 4.4.6).

Tabelle 9: Bestehende ecoinvent-Datensätze (Version 2.2) für Gips-Entsorgung

Entsorgungsweg	ecoinvent-Datensatz	UBP ₂₀₀₆ /kg	UBP ₂₀₁₃ /kg
Deponie Typ E (Reaktordeponie)	disposal, gypsum, 19.4% water, to sanitary landfill, CH, [kg]	781	564
Deponie Typ B (Inertstoffdeponie)	disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill, CH, [kg]	12	13

Der enorme ökologische Vorteil des Gipsrecyclings entsteht durch die Vermeidung der SO₂-Emissionen aus der Reaktordeponie. Nach Aufrechnung mit dem Aufwand für die Aufarbeitung des Gipses im Recycling ergibt sich gemäss (Werner, 2013) eine Einsparung des Recyclings gegenüber der Entsorgung von 769 UB_{P2006}/kg Gips. Im Vergleich dazu verursacht die Gipsherstellung aus Naturgips nach derselben Quelle eine Umweltbelastung von 102 UB_{P2006}/kg Gips.

4.3 Der Schwefelkreislauf im Untergrund

Gips ist aus chemischer Sicht Calciumsulfat-Dihydrat (CaSO₄ * 2 H₂O). Das Calciumsulfatgitter enthält eingelagertes Kristallwasser. Kristallwasserfreier Gips wird Anhydrit genannt (CaSO₄) (BV Gips, 2006). Gips ist ein Sedimentgestein, das sich an Orten gebildet hat, wo Wasser über längere Zeiträume verdampfte. Oft sind Gipsvorkommen über Salzstöcken zu finden (Falbe et al., 1992). Die postulierten Schwefelwasserstoff-Emissionen aus Deponien setzen eine Auflösung des festen Gipses in gelöstes Kalziumsulfat voraus. Das nun gelöste Sulfat (SO₄²⁻) muss dann durch chemische oder biologische Prozesse so umgewandelt werden, dass gasförmige Schwefelverbindungen aus der Deponie entweichen und in der Luft zu Schwefeldioxid (SO₂) oxidiert werden können.

Gips ist schwer wasserlöslich. In einem Liter Wasser lösen sich im Sättigungsgleichgewicht gemäss (Kalka, 2017) 15.6 mMol Gips. Das entspricht 2.7 g Gips / Liter Wasser. Unter den realen Verhältnissen einer Deponie wird das durchfliessende Wasser selten bis zur Sättigung Gips aufnehmen. Bedeutender ist die Frage, wie oft Gips im Wasserkontakt liegt und wie rasch sich die Bruchstücke auflösen. Für beide Fragen kennen wir derzeit keine Messwerte. Eine rasche Auflösung ist für feingemahlene Partikel plausibel, die dauernd von Wasser umgeben sind. Für grosse Gipsstücke, die mehrheitlich trocken lagern, ist einer rasche Auflösung nicht zu erwarten.

Sobald Sulfat in gelöster Form vorliegt, kann es durch chemische und biologische Prozesse umgewandelt werden. Die Chemie des Schwefelkreislaufes in der Umwelt ist ausserordentlich komplex. Schwefel kann in zahlreichen Verbindungen vorkommen und die ablaufenden Reaktionen hängen stark von den Umweltbedingungen ab. Ein – vermutlich grosser – Teil des Sulfats wird auch unverändert aus der Deponie

ausgeschwemmt werden und in die nachfolgende Wasserreinigungsanlage, bzw. in die Gewässer gelangen.

Tabelle 10 zeigt eine Zusammenstellung der wichtigsten Verbindungen, die Schwefel in natürlichen Systemen eingeht. Auch angegeben sind die Oxidationszahl des Schwefels und die Wasserlöslichkeit der Verbindung. Der ebenfalls aufgeführte Aggregatzustand bezieht sich auf eine Umgebungstemperatur von 10 °C.

Tabelle 10: Wichtigste Schwefel-Verbindungen bei der Gipsumwandlung

Schwefel-Verbindung	Summenformel	Oxidationszahl S	Wasserlöslichkeit (Aggregatzustand)	Geruch
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	-2	schlecht (gasförmig, schwache Säure)	Faule Eier
Carbonylsulfid	COS	-2	schlecht (gasförmig)	geruchlos
Kohlenstoffdisulfid	CS ₂	-2	schlecht (flüssig)	aromatisch
Dimethylsulfid	C ₂ H ₆ S	-2	schlecht (flüssig)	Meeresgeruch
Sulfit-Ion	SO ₃ ²⁻	+4	per Definition gelöst	–
Schwefeldioxid	SO ₂	+4	gut	stechend
Schweflige Säure	H ₂ SO ₃	+4	vollständig mischbar	–
Sulfat-Ion	SO ₄ ²⁻	+6	per Definition gelöst	–
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	+6	vollständig mischbar	–

Sulfate sind die stabilste Schwefelverbindung mit einer Oxidationszahl des Schwefelatoms von 6. In Wasser bilden die Sulfat-Ionen mit den Wassermolekülen Schwefelsäure. Dank der vollständigen Mischbarkeit in Wasser, gasst diese nicht aus. Damit ein Schwefelkreislauf über die Atmosphäre in Gang kommt, muss das Sulfat zuerst in flüchtige Verbindungen umgewandelt werden. Vergleiche dazu die Abbildung 3. Diese zeigt die wichtigsten Reaktionswege des Schwefels in Böden und Gewässern auf. In der oberen Hälfte der Abbildung 3 sind die Reaktionen bei aeroben, bzw. oxidativen Verhältnissen dargestellt, in der unteren Hälfte solche bei anaeroben, bzw. reduktiven Bedingungen.

Unter reduktiven Bedingungen können Sulfate durch Sulfatatmung zu Schwefelwasserstoff umgewandelt werden. «Reduktive Bedingungen» ist ein Fachterm aus der Bodenkunde. Er bezeichnet Böden, deren Elemente vorwiegend reduziert sind. Dies ist ein Hinweis auf ein sauerstoffarmes Milieu. Reduktive Bedingungen liegen vor, wenn Böden – oder in unserem Fall Teile von Deponien – längere Zeit von sauerstoffarmem Wasser geflutet sind. Die Bodenbakterien veratmen dann anstelle von Sauerstoff das Sulfat und bilden Schwefelwasserstoff. Schwefelwasserstoff reagiert in Untergründen mit Eisengehalt rasch weiter zu festem Eisensulfid (FeS). Da Schwefelwasserstoff nur unter anaeroben Bedingungen gebildet wird, kann es nicht leicht in die Atmosphäre ausgasen. Anaerobe Bedingungen in Gewässern sind gekennzeichnet durch eine «Durchlüftungsbarriere» welche verhindert, dass Sauerstoff in die anaerobe Zone dringen kann. Gleiches gilt für reduktive Bedingungen in Böden. Es bildet sich eine Grenzschicht zwischen aeroben und anaeroben Zonen. An dieser Grenzschicht werden in stehenden Gewässern grosse Konzentrationen von Bakterien ge-

funden, die den Schwefelwasserstoff durch aerobe Atmung wieder zu Sulfat umwandeln. Beide Mechanismen sorgen dafür, dass nur ein geringer Teil des gebildeten Schwefelwasserstoffs in die Atmosphäre gelangt. (Andreae et al., 1992)

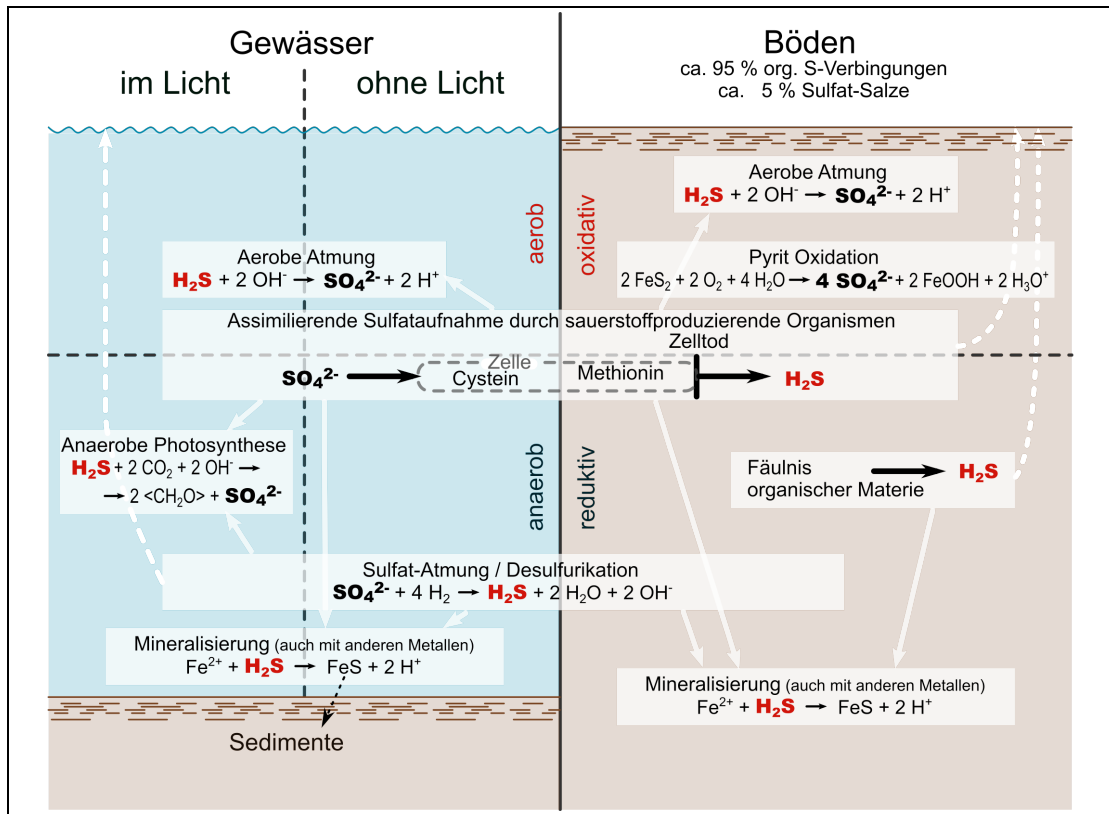


Abbildung 3: Reaktionen von Schwefelverbindungen in Gewässern und Böden

Nebst der bereits beschriebenen dissimilierenden Sulfatreduktion existiert auch eine assimilierende Sulfataufnahme durch Bodenorganismen unter oxidativen oder reduktiven Bedingungen. Diese wird durch sauerstoffproduzierende Organismen aufrechterhalten. Anders als Tiere können diese Sulfate aufnehmen und in ihre Aminosäuren einbinden (Stevenson et al., 1999). Nach dem Absterben dieser Mikroorganismen, Algen oder Pflanzen wird der Schwefel durch Dekomposition wieder frei, wiederum vor allem als Schwefelwasserstoff, aber auch als organische Schwefelverbindungen (Andreae et al., 1992). Da die Fäulnisreaktionen meist ebenfalls anaerobe Bedingungen schaffen, gelten für den weiteren Weg des frei werdenden Schwefelwasserstoffs dieselben Anmerkungen wie im Abschnitt über die Sulfatmung.

In realen Böden verlaufen die Reaktionen komplexer als hier dargestellt, wodurch neben Schwefelwasserstoff auch weitere Schwefelverbindungen gebildet und teilweise emittiert werden können. Die wichtigsten davon sind Dimethylsulfid, Carbonylsulfid und Kohlenstoffdisulfid (Whelpdale, 1992). Praktisch alle Böden zeigen ein grosses Potential, reduzierte Schwefelverbindungen in oxidierte Schwefelverbindungen umzuwandeln (Janzen et al., 1998). Also beispielsweise Schwefelwasserstoff (H_2S) zu Sulfaten (SO_4^{2-}) zu oxidieren. Diese Eigenschaft wird auf die ubiquitäre Ver-

füchtigkeit von schwefeloxidierenden Mikroorganismen in Böden zurückgeführt. Übertragen auf Deponien kann davon ausgegangen werden, dass auch diese unter oxidativen Verhältnissen über genügend schwefeloxidierende Bakterien verfügen.

Eine Quantifizierung der Schwefel-Flüsse im Boden und der Emissionen flüchtiger Schwefelverbindungen wird in mehreren Literaturquellen versucht. Die methodischen Probleme sind allerdings gross. Die Messung der flüchtigen Schwefelverbindungen ist aufwändig, die Böden sind heterogen und der Einfluss der Vegetation ist gross. Eine umfassende Darstellung, welche den Sulfatgehalt des Bodens direkt mit den flüchtigen Schwefel-Emissionen verbindet, wurde nicht gefunden. Aus verschiedenen Quellen kann diese Beziehung jedoch hergestellt werden. Gemäss ((Stevenson et al., 1999) Table 10.1) sind in der organischen Materie aller Böden der Erde $1 \cdot 10^{13}$ kg Schwefel gebunden. Aus (Schoenau et al., 1992) stammt die Angabe, dass mehr als 90 % des Schwefels in aeroben Böden organisch gebunden ist. Dieselbe Quelle zitiert Messwerte aus Böden im US-Bundesstaat Iowa, mit 95-99% organische gebundenem Schwefel. Eine weitere zitierte Studie findet im Gegensatz dazu ein Verhältnis von 46-73% organischem Schwefel. Für die weiteren Überlegungen wird ein Anteil von organisch gebundenem Schwefel von 95 % angenommen. Aus der Angabe zur gesamten organischen Materie im Boden kann abgeleitet werden, dass ungefähr 5% davon als anorganisches Schwefel vorliegen, also als Sulfate. In absoluten Zahlen sind das $5 \cdot 10^{11}$ kg Schwefel. Zwei Artikel stellen einen globalen Schwefel-Kreislauf für die Atmosphäre auf. Die erste Arbeit weist die biogenen Emissionen vom Land mit $1.8 \cdot 10^{10}$ kg/a aus (Whelpdale, 1992). Die zweite Arbeit bilanziert die Schwefelemissionen aus Böden und Feuchtgebieten auf $8 \pm 6 \cdot 10^9$ kg/a (Andreae et al., 1992). Mit diesen Zahlen kann eine grobe erste Abschätzung des Verhältnisses zwischen Sulfat im Boden und Schwefel-Emissionen in die Atmosphäre vorgenommen werden. Es beträgt zwischen 0.4 und 9 %, wie in Tabelle 11 ausgewiesen. Diese Zahlen sind zweifellos mit einer sehr grossen Unsicherheit behaftet.

Tabelle 11: Grobe Abschätzung des Verhältnisses zwischen Schwefeldepot und Emissionen

Fraktion	Schwefel-Masse oder -Fluss
Sulfat in Böden	$\sim 5 \cdot 10^{11}$ kg
Emissionen vom Land in die Atmosphäre	$2 \cdot 18 \cdot 10^9$ kg/a
Verhältnis jährliche Emissionen zu Depot	0.4-9 %

Schwefelwasserstoff zeichnet sich durch einen intensiven Geruch nach faulen Eiern aus. Auch die weiteren erwähnten Schwefelgase sind geruchlich wahrnehmbar. Wenn diese Gase nun in die höheren, sauerstoffhaltigen Schichten einer Deponie oder in die Atmosphäre gelangen, so werden sie rasch zu Schwefeldioxid oxidiert. Diese Reaktion findet in der Atmosphäre innerhalb eines Tages statt. Das Schwefeldioxid in der Luft wird dann weiteroxidiert zu Sulfat-Ionen. Diese binden sich an Partikel oder lösen sich in Wasser und werden relativ rasch aus der Atmosphäre in den Boden ausgewaschen. Insgesamt liegt die Verweildauer des Schwefels in der Atmosphäre nur bei wenigen Tagen. Der Kreislauf wird also nur durch stetige Emissionen aufrechterhalten.

Für die Bewertung der Schwefelemissionen aus Deponien, welche durch Gips verursacht werden, stellen sich folgende Fragen:

1. Welcher Anteil des eingelagerten Gipses löst sich in Wasser in welchem Zeitraum?
2. Welcher Anteil des gelösten Sulfats wird im Deponiekörper in Schwefelwasserstoff umgewandelt?
3. Welcher Anteil des gebildeten Schwefelwasserstoffs verlässt die Deponie als Gas?

Aufgrund der komplexen Vorgänge im Schwefelkreislauf lassen sich die Fragen nicht analytisch lösen. Eine Modellierung der Vorgänge für durchschnittliche Deponien würde den Umfang dieser Arbeit bei weitem sprengen. Diese Modellierung wurde zudem in (Doka, 2009b) bereits vorgenommen. Die Ergebnisse dieser Modellierung beantwortet die oben gestellten Fragen bereits mit allen Einschränkungen, die sich aus der unsicheren Datenlage ergeben. Wir versuchen in dieser Arbeit, die Plausibilität erheblicher Schwefelwasserstoffemissionen aus Deponien vom Typ E oder eventuell auch vom Typ B aus Experteninterviews abzuschätzen.

4.4 Experteninterviews

4.4.1 Peter und Samuel Oester, Oester Messtechnik

Form: Telefonate

Datum: 12.1.2018 (Samuel), 15.2.2018 (Peter)

Hintergrund: Peter Oester ist der Gründer und Firmeninhaber, Samuel Oester ist Mitglied der Geschäftsleitung der Firma Oester Messtechnik. Die Firma misst seit 30 Jahren Emissionen aus Deponien.

Erkenntnisse:

Die Firma misst Oberflächenemissionen aus Reaktordeponien für Methan (CH₄). Für Schwefelverbindungen wurden bisher keine Messungen von Oberflächenemissionen durchgeführt. Für Inertstoffdeponien existieren keine Gasmessungen. Dementsprechend konnten beide Gesprächspartner keine Aussage dazu machen, ob auch Inertstoffdeponien Schwefelwasserstoff emittieren.

Schwefelwasserstoffemissionen können problematisch sein in Reaktordeponien. Die Firma hat schon einige personenbezogene Messungen auf Schwefelwasserstoff durchgeführt, um die Einhaltung des MAK-Werts zu prüfen. In Gasbrunnen hat die Firma Konzentrationsspitzen bis 70'000 ppm gemessen. Diese Konzentration wurde in einer französischen Deponie gemessen, die täglich Gips als Sauberkeitsschicht eingebaut hatte. In der Schweiz sind einige Reaktordeponien mit problematischen Gasbrunnen vorhanden. Der Schwefelwasserstoffanteil im Gas kann von 5'000 ppm bis 20'000 ppm ausmachen. Besonders problematisch sind nach Erfahrung von Peter Oester Reaktordeponien mit Bauschuttkompartimenten. Gasbrunnen in diesen Bereichen können über Jahrzehnte H₂S-Konzentrationen von 5'000-8'000 ppm aufweisen.

Als Hauptquelle sieht er Gipsabbruch mit organischen Anteilen, besonders Gipsplatten mit Schilfeinlage.

Reaktordeponien mit Abluftabsaugung machen eine Gasanalyse der Abluft. Im Gesamtstrom über die gesamte Deponie ist der Anteil von Schwefelwasserstoff üblicherweise klein, da nur Teilbereiche Bauschutt, Filterkuchen aus der Rauchgaswäsche oder andere Gipsabfälle enthalten. Bei stinkenden Gasbrunnen auf Deponien sind üblicherweise einige wenige betroffen, währenddessen die Mehrzahl nicht stinkt, dementsprechend keinen Schwefelwasserstoff ausgasen.

4.4.2 Daniel Schmutz, AUE Kt. BL, Ressort Betriebe, Boden und Ressourcenwirtschaft

Form: Telefonat

Datum: 18.1.2018

Hintergrund: Projektleiter Publikation «Untersuchung der Sickerwässer von Inertstoffdeponien und von Bachsedimenten der jeweiligen Vorfluter auf Schadstoffe»

Erkenntnisse: Sulfatemissionen aus Inertstoffdeponien sind bekannt. Im Kanton Baselland wurden auch schon Sulfat-Emissionen aus Deponien vom Typ B ins Grundwasser festgestellt. Als Quelle sieht Herr Schmutz den Gips in der Deponie.

Die Sulfatkonzentrationen in den Sickerwässern lassen sich jedoch nicht einfach den Deponien zuordnen. Beispielsweise gibt es im Kanton die Mineralquelle Eptingen. Diese befindet sich in der Nähe des Gipskeupers und das Wasser weist hohe Sulfatkonzentrationen auf. (*Anm. Studienautor:* Gemäss Webseite der Eptinger Mineralquellen beträgt die Sulfatkonzentration 1445 mg/l).

In einer Deponie vom Typ B sind sowohl durchnässte Bereiche wie auch durchlüftete Bereiche vorhanden. Daher ist von teilweise reduktiven und teilweise oxidativen Bedingungen auszugehen. Der Sauerstoffgehalt in den Sickerwässern könnte Hinweise auf vorhandenen Sauerstoffmangel geben (*Anm. Studienautor:* Die Sauerstoffwerte in den Sickerwässern lagen alle nahe der Sättigung. Da diese erst beim Austritt in den Vorfluter gemessen werden konnten, bleibt der Stellenwert dieser Beobachtung jedoch unklar).

4.4.3 Heinz Schaub, Amt für Industrielle Betriebe, Deponie Elbisgraben

Form: Telefonat (061 901 73 33, 079 284 17 41) dazu sollte ein Kontakt von D. Schmutz kommen

Datum: 25.1.2018

Hintergrund: Herr Schaub ist Leiter der Deponie Elbisgraben vom Typ E (Reaktordeponie)

Erkenntnisse: Schwefelwasserstoff tritt auf als Gas aus Deponien vom Typ E. Die Deponie Elbisgraben hat nur geringe Gipsanteile eingelagert. Im Elbisgraben können Schwefelwasserstoffemissionen besonders in älteren Teilen auftreten, wo noch brennbare Fraktionen eingelagert sind. In neueren Teilen der Deponie, wo keine organischen Materialien mehr eingelagert sind, sind auch die H₂S-Emissionen gering. Gips kann eine mögliche Quelle sein, weitere Quellen würde er nicht ausschliessen. Ist selbst jedoch chemisch zu wenig bewandert, um das abzuschätzen. Stückiger

Gips geht seiner Einschätzung nach in Deponien vom Typ B. Aus der Feinfraktion einer Bauschutt-sortierung müsste er in die Reaktor-deponie gehen, dafür gibt es aber günstigere Standorte als Elbisgraben. Bei Ihnen wird Schwefelwasserstoff mit personenbezogenen Messungen gemessen als Arbeitsschutzmassnahme bei Arbeiten in der Deponie, zudem sind ältere Messungen des Deponiegases vorhanden. Es gibt aber keine quantitativen Messungen über Gesamtemissionen. Bei Arbeiten in älteren Deponieteilen können Emissionen im ppm-Bereich auftreten.

4.4.4 Raffaele Quirici, Leiter Entsorgung Schweiz, Hastag AG

Form: Telefonat

Datum: 30.1.2018

Hintergrund: Leiter Entsorgung Schweiz bei der Hastag, die zwei Deponien vom Typ B, sowie je eine Deponie vom Typ C und Typ E betreibt.

Erkenntnisse: Die Annahme von Gipsabfällen auf Deponien vom Typ B ist rechtlich nicht ausgeschlossen. Je nach Deponiestandort ist die Annahme von Gips möglich oder auch nicht. Beispielsweise nimmt die Parinag AG mit Deponiestandort in Schlatt, Kanton TG, grobe Gipsabfälle an. Die Deponie achtet darauf, nicht zu hohe Mengen einzubauen. Es besteht also eine Annahmelimite. Konkret können lokale Abgeber ihre Gipsabfälle einlagern lassen, grosse überregionale Abgeber mit grossen Mengen werden jedoch nicht angenommen. Im Jahr lagert die Deponie 200-300 Tonnen reine Gipsabfälle ein. Der Deponiepreis für Gips ist höher als für Inertstoffe. Für die Deponie ist Gips unattraktiv, da es quillt und längerfristig zerfällt, somit nicht stabilisierend wirkt. Zudem führt es zu höheren Sulfatlasten in Sickerwasser. Da es für diese keine Einleitbedingungen in den Vorfluter gibt, sind sie für die Deponie jedoch unkritisch. Die beschriebene Praxis hält der Interviewpartner für Usus im Kanton Thurgau.

Andere Deponien, wie beispielsweise der Risi AG am Sandort Tännlimoos in Baar, Kanton Zug, nehmen keine Gipsabfälle im Deponietyp B an, sondern entsorgen diese nur im Deponietyp E.

Aus dem Rückbau mit Mehrmuldenkonzept sollten Gipsabfälle separat gesammelt werden und können so auch in Deponien vom Typ B abgelagert werden. In der Praxis häufig ist jedoch auch die Sammlung von Gipsabfällen zusammen mit Inertstoffen. Diese Mischmulden werden dann ebenfalls auf der Inertstoffdeponie angeliefert. Es ist dann jeweils Sache der Beteiligten, den Gipsanteil abzuschätzen und zu entscheiden, ob die Annahmebedingungen für Inertstoffe erfüllt sind. Über den Gesamtstofffluss der Gipsabfälle kann Herr Quirici keine Aussage treffen.

4.4.5 Leiter Recycling Bauschutt-sortieranlage

Form: Telefonat

Datum: 29.1.2018

Hintergrund: Auf Wunsch des Interviewpartners wird sein Name hier nicht erwähnt. Er ist Leiter Recycling in einer grösseren Bauschutt-sortieranlage der Deutschschweiz.

Die Entsorgung von Gips ist problematisch, da er in allen Entsorgungswegen nicht erwünscht ist. Derzeit nehmen immer weniger Deponien vom Typ B Gipsabfälle an,

währenddessen dieser Abgabeweg in der Vergangenheit einfacher möglich war. Besonders im Kanton Zürich sei dieser Entsorgungsweg heute faktisch geschlossen. Auch in Inertstoffdeponien, welche Gipsabfälle noch annehmen, ist dies nur in beschränkten Mengen möglich. Die gesamte Feinfraktion geht in eine Deponie vom Typ E. Sauberer Gips kann in ein Recycling gegeben werden. Dies ist bei Verschmutzungen jedoch nicht möglich. Problematisch sind in dieser Hinsicht Gipsmatten mit Schilfeinlage oder hydrophobierte Gipskartonplatten. Offiziell steht dafür nur die Entsorgung in die Reaktordeponie offen. Aus Kostengründen wird jedoch eine Inertstofffraktion mit Gipsanteil bevorzugt, welche dann in die Deponie vom Typ B gehen kann. Der Interviewpartner spricht von einem Graubereich, in dem sich die Gipsentsorgung in Deponien derzeit bewege. In der Bauschutt-sortieranlage verteilt sich der Gips wegen seiner Eigenschaften auf alle Ausgangsfraktionen. Somit gelangen Anteile auch in die brennbare und in die Beton-Fraktion.

4.4.6 Oliver Jäggi, Gewässerschutzlabor, AWEL Zürich

Bei einer Probenahme von Sickerwasser aus einem Schacht einer Deponie vom Typ B mussten spezielle Vorkehrungen getroffen werden, da erhöhte Schwefelwasserstoffwerte gemessen wurden.

4.4.7 Jürg Heldstab, Infrac Zürich

Form: Telefonat

Datum: 12.1.2018

Hintergrund: Jürg Heldstab ist Mitarbeiter bei Infrac Zürich. Er ist Hauptautor des Emissionsinventars des Bundes

Erkenntnisse:

Die Daten über Deponieemissionen werden vom BAFU erstellt und an Infrac geliefert. Sie selbst haben bisher keine Emissionsdaten für Deponien erhoben.

Falls eine Emissionsquelle im EMEP Guidebook 2016 nicht aufgeführt wird, wird sie auch nicht erhoben. Es wäre möglich, dass gasförmige Schwefel-Emissionen aus dem Deponiekörper auftreten, jedoch bisher nicht erfasst werden.

4.4.8 Rainer Kegel, BAFU Sektion Industrie und Feuerungen

Form: Telefonat

Datum: 12.1.2018

Hintergrund: Rainer Kegel ist stv. Sektionschef und für die Erstellung des Emissionsinventars zuständig.

Erkenntnisse:

Die SO₂-Emissionen, welche in früheren Jahren im Inventar bilanziert wurden, stammten aus der offenen Verbrennung von Deponiegasen oder Abfällen. Da diese Verbrennung heute nicht mehr erlaubt ist, sind die SO₂-Emissionen in diesem Bereich auf Null zurückgegangen. Emissionen von gasförmigen Schwefel-Verbindungen aus dem Deponiekörper wurden bisher nicht berücksichtigt.

4.5 Diskussion

4.5.1 Entsorgungswege von Gipswerkstoffen in der Praxis

In der Praxis werden Gipsabfälle häufig als Bestandteil mineralischer Abfälle oder als reine Gipsfraktion auf Deponien vom Typ B entsorgt (Experteninterviews Schaub 4.4.2, Quirici 4.4.4 und 4.4.5). Gips gelangt vor allem als Teil der Feinfraktion aus Bauschutt-sortieranlagen in Deponien vom Typ E (ARV, 2018). Die Ökobilanzierung in ecoinvent geht ebenfalls davon aus, dass Gipsabfälle in Bauschutt-sortieranlagen in die Feinfraktion gelangen und in Deponien Typ E entsorgt werden (Doka, 2009b), S. 16f). Diese Annahme gilt zumindest für die Vergangenheit nicht für Gipsabfälle, welche in grösseren Stücken in der Bauschutt-sortierung angeliefert werden, diese wurden aussortiert und in Inertstoffdeponien entsorgt oder zu einem kleinen Teil recycelt. Heute scheint sich der Entsorgungsweg für Abgeber mit grossen Mengen von Gipsabfällen Richtung Deponietyp E zu ändern. Gipsabfälle, welche direkt auf der Baustelle anfallen, sollten als Gipsfraktion aussortiert werden und können in Deponien vom Typ B entsorgt werden, werden teilweise jedoch auch zusammen mit den Inertstoffen gesammelt und so in die Entsorgung gegeben oder gelangen als Bauschutt in die Bauschutt-sortierung und von dort wiederum in Deponien vom Typ B oder E. Die Gesprächspartner kennen alle keine schweizweiten Stoffflüsse und können keine Angaben machen, wie gross die Anteile der unterschiedlichen Deponietypen bei der Gipsentsorgung sind.

4.5.2 Vergleich der Ökobilanz der Gipswerkstoffe nach Herkunft

Der Vergleich der Umweltbelastung verschiedener Gipsarten in (Werner, 2013) bedarf aus unserer Sicht einer Überarbeitung. Für die Bilanzierung des REA-Gipses werden andere Systemgrenzen gewählt als für Recycling-Gips. In beiden Fällen wird eine Deponierung des Sekundär-Rohstoffs vermieden, womit diese auch in beiden Fällen bilanziert werden sollte.

Für die Gipsabfälle fehlt eine Massebilanz, womit derzeit nicht ermittelt werden kann, welche Gipsanteile in welchen Deponietyp fliessen. Die Bilanzierung der Gipsentsorgung in ecoinvent führt zur Situation, dass Gips in Deponien vom Typ E deutlich grössere Umweltbelastungen verursacht als in Deponien vom Typ B. Der Vorteil des Recyclings hängt also im Wesentlichen davon ab, welche Route für die Deponierung gewählt wird.

Zur Veranschaulichung dieser Verhältnisse wurde das Recyclingszenario aus (Werner, 2013) neu gerechnet. Nun mit der Annahme, dass die Platten ohne Recycling in einer Deponie vom Typ B statt E deponiert würden. Die Transportbilanz wurde auf 0.1 tkm korrigiert, gemäss der Beschreibung im Bericht zur Bilanzierung (Werner, 2013). Es ergibt sich der Datensatz gemäss Tabelle 12 für die Berechnung der Bilanz.

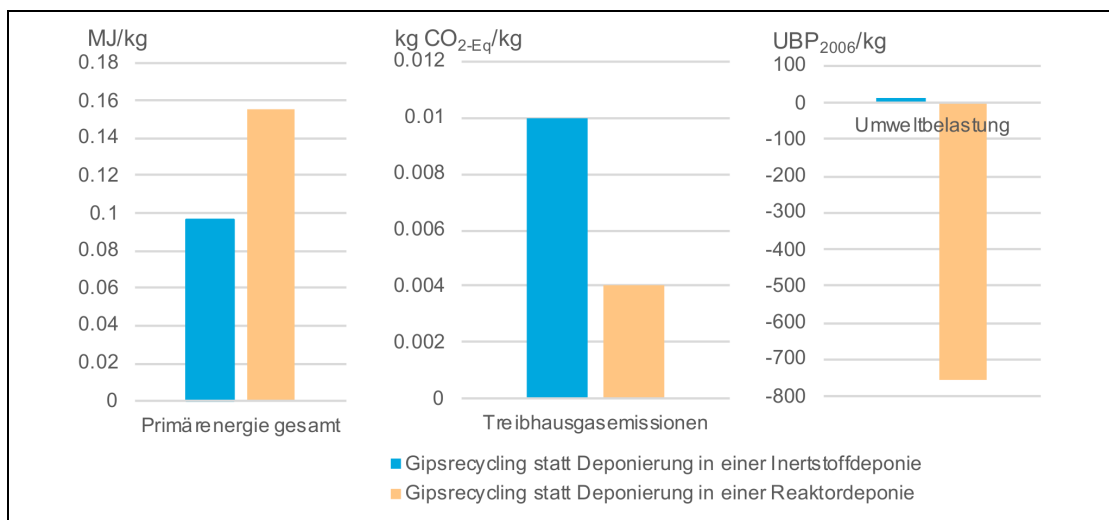
Tabelle 12: Datensatz Gipsrecycling statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie

Input	Einheit	Menge
disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill	kg	-1
electricity, medium voltage, at grid	kWh	0.027
industrial machine, heavy, unspecified, at plant	kg	0.000139
transport, lorry >28t, fleet average	t*km	0.1

Wie sich zeigt, sind nun die Vorteile des Recyclings deutlich geringer. Die Bewertungsfaktoren für das Szenario «Gipsrecycling statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie» werden in Tabelle 13 ausgewiesen und in Abbildung 4 graphisch dargestellt. Zum Vergleich werden auch die Zahlen aus dem Modell «Gipsrecycling statt Deponierung in einer Reaktordeponie» aufgeführt, hier mit einer korrigierten Transportdistanz von 0.1 tkm berechnet.

Tabelle 13: Resultate der Recyclingszenarien für Gips

Szenario	Primärenergie gesamt [MJ/kg]	Treibhausgas- emissionen [kg CO ₂ -Eq./kg]	Umweltbelastung [UBP ₂₀₀₆ /kg]
Gipsrecycling statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie	0.309	0.010	14
Gipsrecycling statt Deponierung in einer Reaktordeponie (Transport korrigiert auf 100 km)	0.155	0.004	-756

**Abbildung 4: Vergleich der Recyclingszenarien mit Inertstoff- und Reaktordeponie**

Der Energieaufwand und die Treibhausgasemissionen des Recyclings sind höher als diejenigen der Deponierung, weshalb für beide Szenarien ein positiver Zahlenwert resultiert. Das Recycling benötigt nun minim mehr Energie und erzeugt etwas höhere

Treibhausgasemissionen als die Deponierung. Das Szenario «Gipsrecycling statt Deponierung in einer Reaktordeponie» haben wir hier mit einer korrigierten Transportdistanz von 100 km gerechnet. Deshalb dreht sich das Vorzeichen gegenüber den Ergebnissen im Gipsdossier für die Primärenergie und Treibhausgasemissionen. Bei den UBP ergibt sich im Szenario «Gipsrecycling statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie» ein minimal grösserer Wert für das Recycling, die Differenz zwischen Recycling und Deponierung beträgt lediglich 14 UBP/kg. Nach wie vor resultiert ein Vorteil für das Recycling gegenüber der Reaktordeponie, wenn die Umweltbelastungspunkte als Kriterium herangezogen werden.

Der oben vorgenommene Vergleich zwischen der Deponierung und dem Recycling vernachlässigt die wichtige Tatsache, dass das Recycling Sekundärgips erzeugt, der als Ersatz für Primärgips verwendet werden kann. Für ein vollständiges Bild sollte die Umweltbelastung des Recyclings mit der Umweltbelastung für die Herstellung von Primärgips verglichen werden. Angesichts der Unklarheiten über die effektiven Entsorgungswege von Gipsabfällen in Deponien, sollte ein Vergleich der Umweltbelastungen zwischen Primär- und Sekundärgips die Entsorgung in beiden Deponietypen B und E einbeziehen. Damit die Systemgrenzen im Vergleich von REA-Gips und Recycling-Gips übereinstimmen, ist auch für REA-Gips die vermiedene Deponierung anzurechnen.

Für den Vergleich der Umweltbelastung der Gipsarten nach Herkunft können wir auf neuere Daten zurückgreifen, die wir im Rahmen des Projekts «Erneuerung und Erweiterung der Ökobilanzdaten in der KBOB-Liste «Ökobilanzdaten im Baubereich» erarbeiteten. Für REA-Gips wurden die Daten aus demselben Projekt (Kasser et al., 2016) verwendet. Die Bilanzierung des REA-Gipses in (Werner, 2013) vernachlässigt den Zusatzaufwand für die Trocknung des REA-Gipses nach der Rauchgaswäsche, welcher einen erheblichen Einfluss auf die Ökobilanz des REA-Gipses hat. Diese Trocknung ist nur nötig, wenn der REA-Gips rezykliert werden soll. Im Falle einer Deponierung kann der feuchte REA-Gips direkt entsorgt werden. Für die vermiedene Deponierung in einer Deponie vom Typ B ergibt sich der Ökobilanzdatensatz gemäss Tabelle 14, im Falle einer Deponierung in einer Deponie vom Typ E der Datensatz gemäss Tabelle 15.

Tabelle 14: Datensatz REA-Gipsverwertung statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie

Input	Einheit	Menge
disposal, gypsum, 19.4% water, to inert material landfill	kg	-1
gypsum β -hemihydrate from FDG gypsum, at plant	kg	1

Tabelle 15: Datensatz REA-Gipsverwertung statt Deponierung in einer Reaktordeponie

Input	Einheit	Menge
disposal, gypsum, 19.4% water, to sanitary landfill	kg	-1
gypsum β -hemihydrate from FDG gypsum, at plant	kg	1

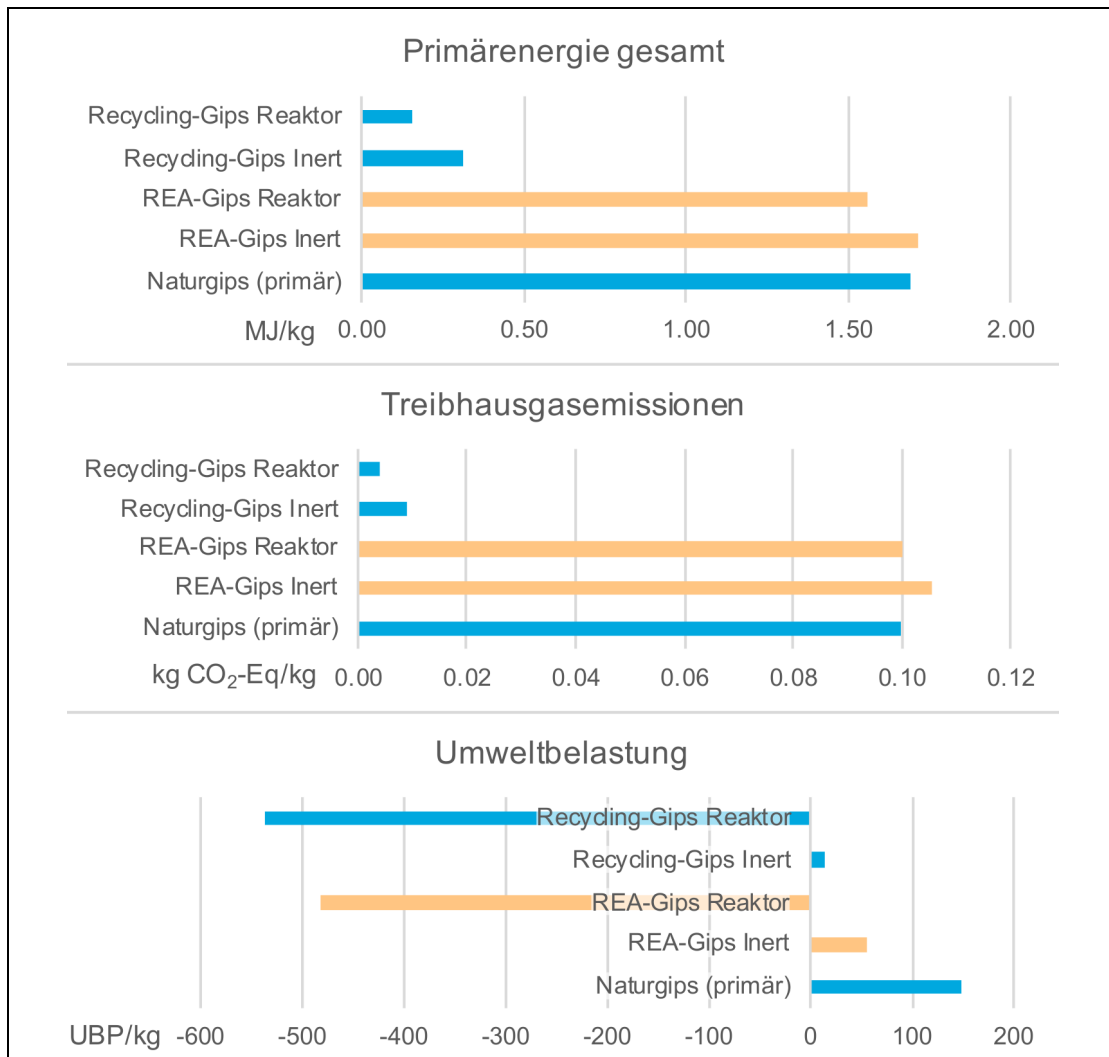


Abbildung 5: Vergleich der Ökobilanzergebnisse der Gipsarten nach Herkunft

Tabelle 16: Resultate der Ökobilanzierung der Gipsarten nach Herkunft

Szenario	Primärenergie gesamt [MJ/kg]	Treibhausgasemissionen [kg CO ₂ -Eq./kg]	Umweltbelastung [UBP ₂₀₁₃ /kg]
Gipsrecycling statt Deponierung in einer Reaktordeponie	0.155	0.004	-537
Gipsrecycling statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie	0.309	0.009	14
REA-Gipsverwertung statt Deponierung in einer Reaktordeponie	1.56	0.100	-482
REA-Gipsverwertung statt Deponierung in einer Inertstoffdeponie	1.72	0.104	69
Naturgips (β-Hemihydrat)	1.69	0.097	165

Bei der Auswertung der Umweltindikatoren aller Varianten zeigt sich, dass Primärgips die höchste Umweltbelastung, gemessen in UB_{P2013}, erzeugt. Die Daten sind in Tabelle 16 aufgeführt und in Abbildung 5 graphisch dargestellt. An zweiter Stelle bei der

Umweltbelastung in UBP folgt REA-Gips mit der Entsorgung in einer Deponie vom Typ B als Alternative. An dritter Stelle dann das Gipsrecycling mit Alternative «Entsorgung in der Deponie vom Typ B». Wird für die Sekundärrohstoffe eine Entsorgung in der Deponie Typ E als Alternative angenommen, so liegen die UBP in beiden Fällen stark im negativen Bereich.

Beim Primärenergieverbrauch und den Treibhausgasemissionen liegen Naturgips und REA-Gips praktisch gleichauf, die Unterschiede liegen im Unschärfbereich der Ökobilanzierung. Das Gipsrecycling weist im Vergleich dazu bessere Kennzahlen auf.

4.5.3 Plausibilisierung der SO₂-Emissionen aus deponiertem Gips

4.5.3.1 Emissionsszenario Gipsdeponien

Bis heute wurden bereits beträchtliche Mengen Gips in Deponien eingelagert. Aus den Angaben in (Rubli, 2014) zur Entwicklung der Outputflüsse aus dem Bauwerk seit 1970 wurde ein Szenario für die Flüsse von Gips in Deponien entwickelt. Im Bericht wird der Output aus dem Bauwerk mit 66'000 t/a im Jahr 1970 und mit 155'000 t/a im Jahr 1990 angegeben. Der Anteil, welcher im Modell in die Inertstoffdeponie fließt, wird im Bericht nur in einem Diagramm dokumentiert. Wir nehmen für unser Szenario an, dass das Verhältnis zwischen dem gesamten Output und dem Fluss in die Deponie konstant bleibt. Aus dem Flussdiagramm für das modellierte Jahr 2012 lässt sich dieses Verhältnis berechnen. Demnach fließen 83.2 % des Outputs aus dem Bauwerk in Deponien. Für den Zeitraum von 1917 bis 1970 greifen wir auf die Angaben zur Entwicklung des Weltmarktes in demselben Bericht zurück und schätzen den Fluss 1917 auf einen 150stel des Flusses 2012 ab. Ein Vergleich unseres Szenarios mit der Abbildung 10 in (Rubli, 2014) zeigt eine gewisse Diskrepanz, die jedoch für die vorgesehene Betrachtung nicht relevant ist.

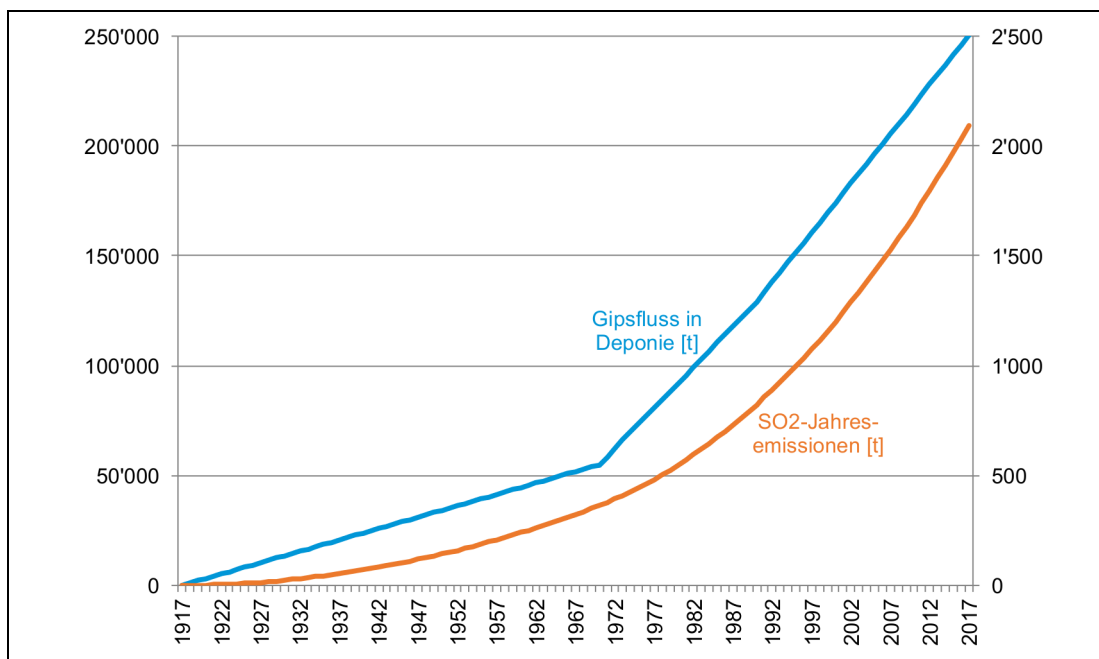


Abbildung 6: Modell für Gipsfluss in Deponien und daraus entstehende SO₂-Emissionen gemäss Ökobilanzdatensatz ecoinvent für Reaktordeponien.
Skala Achse links: Gipsfluss, Skala Achse rechts: SO₂-Emissionen

Mit den Schwefeldioxid-Emissionen von Gips aus Reaktordeponien gemäss dem ecoinvent-Datensatz können nun SO₂-Emissionen aus dem Deponiekörper abgeleitet werden, falls die Annahme wie in (Werner, 2013) und (Doka, 2009b) zutreffen würde, dass der Gips in Reaktordeponien entsorgt wurde. Mit dieser Annahme ergeben sich für das Jahr 2012 rund 2'100 t SO₂-Emissionen aus Reaktordeponien. Bei einer Interpolation ins Jahr 2035 würden diese bis dann auf rund 3'400 t ansteigen. Falls die Ablagerung in Inertstoffdeponien angenommen wird, dann ergeben sich keine SO₂-Emissionen.

4.5.3.2 Emissionsinventar für Schwefeldioxid

Ein Vergleich der SO₂-Emissionen gemäss dem vorgestellten Szenario mit dem Emissionsinventar der Schweiz (Heldstab et al., 2017) für Schwefeldioxid ermöglicht eine Einstufung ihrer Grössenordnung. Ein Blick in das Emissionsinventar für das Jahr 2015 zeigt, dass darin seit 1990 keine SO₂-Emissionen aus Deponien jeglichen Typs bilanziert wurden. Für das Jahr 1980 wurden 70 t SO₂-Emissionen aus Deponien bilanziert, die bis 1989 auf 10 Tonnen SO₂-Emissionen abnehmen. Der Grund dafür ist der, dass die Deponiegasverbrennung sukzessive eingestellt wurde, womit diese SO₂-Emissionen aus der Verbrennung nicht mehr auftreten. Allerdings ist davon auszugehen, dass die gasförmigen Schwefelverbindungen auch ohne Verbrennung ausgasen, vermutlich in reduzierten Schwefelverbindungen statt als SO₂. Die gesamten bilanzierten SO₂-Emissionen für die Schweiz im Jahr 2015 belaufen sich gemäss Inventar auf 6'750 t. In der Tabelle 17 ist aufgezeigt, aus welchen Sektoren diese Emissionen hauptsächlich stammen. Die Emissionen aus Gips in Reaktordeponien gemäss Szenario im Kapitel 4.5.3.1 würden diese Emissionen um weitere 31 % erhöhen.

Tabelle 17: SO₂-Emissionen gemäss Emissionsinventar der Schweiz 2015

Sektor (Kürzel gemäss Inventar)	SO ₂ -Emissionen 2015 [t]
Energie, andere Sektoren (1A4)	2'500
Energie, Industrie und Bau (1A2)	2'200
Energie, Energieerzeugung (1A1)	800
Chemische Industrie (2B)	620
Restliche Quellen Energie (1A3, 1A5)	500
Weitere Quellen	130
Total	6'750

4.5.3.3 Emissionen aus Deponien vom Typ E

Messdaten für Emissionen von gasförmigen Schwefelverbindungen aus Reaktordeponien konnten keine gefunden werden. Im Gespräch mit einem Deponiebetreiber (siehe Kap. 4.4.2) und einer Messfirma (4.4.1) konnte bestätigt werden, dass Schwefelwasserstoffemissionen in Reaktordeponien auftreten. Keiner der Gesprächspartner kannte jedoch quantitative Messungen des Flusses von Schwefelwasserstoffs aus Deponien. Alle bekannten Messungen wurden punktuell zum Personenschutz oder als Stichproben zur Bestimmung der Gasqualität von Deponiegasen durchgeführt.

Die Literatur beschränkt sich mehrheitlich auf Messungen von Methanemissionen (Rettenberger et al., 2015), diese werden auch in der Schweiz als einzige flächig als Emissionen aus dem Deponiekörper gemessen (siehe Interview Oester, 4.4.1). Bezüglich Schwefelwasserstoff-Emissionen blieb die Literatursuche erfolglos. Messungen sind jedoch bei einer Reihe von Deponiebetreibern in der Schweiz vorhanden. Deren Auswertung könnte Aufschluss darüber geben, in welcher Grössenordnung die Emissionen in der Praxis liegen.

4.6 Fazit

Der Vorteil des Gips-Recyclings gegenüber der Deponierung hängt in erster Linie davon ab, welche Deponierung für die Ökobilanzierung angenommen wird. Für Gipsabfälle ist den Autoren kein Inventar bekannt, dass die Entsorgungswege in der Praxis abbilden würde. Es ist schon aus Preisgründen kaum vorstellbar, dass sämtliche Gipsabfälle in Reaktordeponien entsorgt werden. Nach Gesprächen mit Branchenvertretern bleibt unklar, wie die Anteile des Gesamtflusses auf die einzelnen Entsorgungswege verteilt sind. Die Unsicherheit zeigt sich auch in den wissenschaftlichen Arbeiten: In der Stoffflussbetrachtung von (Rubli, 2014) wird eine Entsorgung in der Inertstoffdeponie angenommen. Bei der ökobilanziellen Auswertung in (Werner, 2013) wird hingegen eine Deponierung in der Reaktordeponie angenommen.

Durch die Gegenüberstellung der Deponierung in einer Reaktordeponie mit dem Recycling im Stoffdossier Gips des AWEL (AWEL, 2014) wird die Aussage getroffen, dass ein Recycling die Deponierung in des gesamten Gipses im Deponietyp E ver-

meiden würde. Diese Annahme ist zu prüfen. Es ist wahrscheinlicher, dass ein grosser Anteil des Gipses aus dem Rückbau heute in Deponien vom Typ B landet, mit wesentlich geringeren Umweltfolgen. Eine Darstellung der Vorteile des Gipsrecyclings sollte mit dem derzeitigen Kenntnisstand beide Möglichkeiten der Deponierung berücksichtigen, wie in Kapitel 4.5.2 dargestellt.

In diesem Zusammenhang erinnern wir an unsere «Ideenskizze zu Entsorgungsmodulen» zuhanden der Plattform Ökobilanzdaten von 2012, sowie unsere Projektskizze zur «Ökobilanzierung der Entsorgung von Baustoffen» zuhanden des BAFU und der Plattform Ökobilanzdaten vom 17.7. 2014. Darin schlagen wir ein Forschungsprojekt zur Herleitung realistischer Entsorgungsszenarien aufgrund der heutigen Prozessketten vor. Für die Gipsentsorgung sollte eine Darstellung der Stoffflüsse im Recycling erstellt werden. Eine solche Stoffflussbilanz könnte mit Blick auf die Gipsentsorgung verhindern, dass die Entsorgung des gesamten Gipses in die Reaktordeponie als Grundlage für einen Vergleich mit dem Recycling herangezogen wird.

Es ist weiterhin festzustellen, dass keine belastbaren Daten zu gasförmigen Schwefelemissionen aus Reaktordeponien gefunden werden konnten. Im Quervergleich zwischen dem Deponierungsmodell von (Doka, 2009a) und den globalen Schwefel-Stoffflüssen aus der Literatur (Kap. 4.3) erscheint der Transferkoeffizient als eher hoch. Er liegt mit 15 % deutlich über der Obergrenze der Stoffflussdaten von 9 %. Allerdings sind alle Daten mit grossen Unsicherheiten behaftet. Das berechnete Szenario für SO₂-Emissionen aus Deponien (Kap. 4.5.3.1) lässt zwei mögliche Schlüsse zu: Entweder sind die modellierten Emissionen viel zu hoch, oder eine wesentliche Quelle für Schwefelemissionen wird derzeit im Emissionsinventar nicht erfasst. Angesichts der potentiell grossen Auswirkungen auf die SO₂-Emissionen der Schweiz ist eine vertiefte Abklärung und Analyse der vorhandenen Messdaten und Abgleich mit der Lagerbuchhaltung der betroffenen Deponien, sowie der Literatur zum natürlichen Schwefel-Kreislauf, eventuell eine Feldstudie zur Messung der Emissionen aus Inertstoffdeponien zu prüfen.

5 Literaturverzeichnis

- M. O. Andreae & W. A. Jaeschke (1992) *Exchange of Sulphur between Biosphere and Atmosphere over Temperate and Tropical Regions*. In R. W. Howarth, J. W. B. Stewart, & M. V. Ivanov (Hrsg.), *Sulphur Cycling on the Continents*. Chichester, England: John Wiley & Sons.
- ARV (25. Januar 2018) *Webseite ARV, Bausperrgut*. Abgerufen von <http://www.arv.ch/de/831/Fachthemen.htm#a-5>
- AWEL (Hrsg.) (September 2014) *Stoffdossier zur Rückgewinnung von Gips aus ausgewählten Abfällen im Vergleich zur Primärproduktion*. Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft.
- H. Belevi & P. Baccini (1989) *Long-term Behaviour of Municipal Solid Waste Landfills*. *Waste Management & Research*, Vol. 7 (Number 1), 43–56.
- BV Gips (2006) *GIPS-Datenbuch*. Bundesverband der Gipsindustrie e.V.
- G. Doka (2002) *Calculation Tool for waste disposal in Municipal Sanitary Waste Landfill MSWLF for ecoinvent v2.1 (2008)*. Abgerufen von www.ecoinvent.org
- G. Doka (2009a) *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services, Part V «Building material disposal»*. In *ecoinvent report No. 13*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- G. Doka (2009b) *Part II « Landfills – Underground deposits – Landfarming»*. In *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- J. Falbe & M. Regitz (Hrsg.) (1992) *Römpp Chemielexikon* (9., erweiterte und neubearbeitete Auflage.). Stuttgart, New York: Thieme.
- R. Frischknecht & S. Büsser Knöpfel (2013) *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz* (Umwelt-Wissen 1330) (S. 256). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen.
- GreenDelta (2017) *openLCA* (Version 1.6). Berlin: Green Delta GmbH, Müllerstrasse 135, 13349 Berlin. Abgerufen von www.openlca.org
- J. Heldstab, B. Schäppi, F. Weber & M. Sommerhalder (März 2017) *Switzerland's Informative Inventory Report 2017 (IIR)*. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- H. H. Janzen & B. H. Ellert (1998) *Sulfur Dynamics in Cultivated, Temperate Agroecosystems*. In D. G. Maynard (Hrsg.), *Sulfur in the Environment*. New York: Marcel Dekker Inc.
- H. Kalka (12. Februar 2017) *aqion* (Version 6.4.3).
- U. Kasser, R. Frischknecht, M. Klingler, D. Savi, P. Stolz, L. Tschümperlin, ... R. Itten (2016) *Erneuerung und Erweiterung der Ökobilanzdaten in der KBOB-Liste «Ökobilanzdaten im Baubereich»* (Schlussbericht). Bern: Bundesamt für Energie BFE.
- KBOB (15. Dezember 2016) *KBOB / eco-bau / IPB 2009/1:2016, Ökobilanzdaten im Baubereich*.
- M. Klingler (2013) *Ökobilanzdaten von Bodenbelägen, Überarbeitung und EcoSpold Dateien*. Bundesamt für Umwelt (BAFU) Abteilung Ökonomie und Umweltbeobachtung, Fachbereich Ökobilanzen.

- G. Rettenberger & R. Stegmann (Hrsg.) (2015) *Stilllegung und Nachsorge von Deponien 2015, Schwerpunkt Deponiegas* (Bd. 22). Stuttgart: Abfall aktuell.
- S. Rubli (31. August 2014) *Modell zur Beschreibung der Entwicklung der Gipsflüsse in der Schweiz*. AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft.
- J. J. Schoenau & J. J. Germida (1992) *Sulphur Cycling in Upland Agricultural Systems*. In R. W. Howarth, J. W. B. Stewart, & M. V. Ivanov (Hrsg.), *Sulphur Cycling on the Continents*. Chichester, England: John Wiley & Sons.
- F. J. Stevenson & M. A. Cole (1999) *The Sulfur Cycle*. In *Cycles of Soil – Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- F. Werner (November 2013) *Urban mining als Teil einer umfassenden Rohstoffstrategie – Ökobilanzielle Begleitung der Potenzialstudie des AWEL*. Zürich: Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich.
- D. M. Whelpdale (1992) *An Overview of the Atmospheric Sulphur Cycle*. In R. W. Howarth, J. W. B. Stewart, & M. V. Ivanov (Hrsg.), *Sulphur Cycling on the Continents*. Chichester, England: John Wiley & Sons.