

# Ökobilanz zum „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ (LithoRec)

## Endbericht

*Gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*



Darmstadt, 28. Oktober 2011

## Autoren:

**Matthias Buchert**

**Wolfgang Jenseit**

**Cornelia Merz**

**Doris Schüler**

**Öko-Institut e.V.**  
**Freiburg Head Office**  
P.O. Box 17 71  
79017 Freiburg, Germany  
**Tel.** +49 (0) 7 61 – 45 295 - 0  
**Fax** +49 (0) 7 61 – 45 295 - 288  
**Street Address**  
Merzhauser Str. 173  
79100 Freiburg, Germany  
**Tel.** +49 (0) 761 – 45 295 - 0  
**Fax** +49 (0) 761 – 45 295 - 288

**Darmstadt Office**  
Rheinstraße 95  
64295 Darmstadt, Germany  
**Tel.** +49 (0) 6151 – 81 91 - 0  
**Fax** +49 (0) 6151 – 81 91 - 133

**Berlin Office**  
Schicklerstr. 5-7  
10179 Berlin, Germany  
**Tel.** +49 (0) 30 – 40 50 85 - 0  
**Fax** +49 (0) 30 – 40 50 85 - 388



## Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>IV</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>VII</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>IX</b>
<b>1 Zusammenfassung</b>	<b>1</b>
<b>2 Hintergrund der Studie und Aufbau des Berichts</b>	<b>5</b>
<b>3 Ziele und Untersuchungsrahmen</b>	<b>7</b>
<b>3.1 Ziele und Anwendungen der Studie</b>	<b>7</b>
<b>3.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens</b>	<b>7</b>
3.2.1 Funktion und funktionelle Einheit	7
3.2.2 Festlegung der Systemgrenzen	9
3.2.3 Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität	10
3.2.4 Allokation	11
3.2.5 Gutschriften	12
3.2.6 Berücksichtigte Wirkungskategorien	12
3.2.7 Methoden der Auswertung	16
3.2.8 Konformität und kritische Prüfung	16
3.2.9 Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen	17
3.2.10 Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts	17
<b>4 Sachbilanz</b>	<b>18</b>
<b>4.1 Prozessbeschreibung</b>	<b>18</b>
<b>4.2 Datengrundlage</b>	<b>19</b>
4.2.1 Spezifische Daten	19
4.2.2 Generische Datensätze	23
4.2.3 Modellierung der Gutschriften	24
4.2.4 Modellierung der Transporte	26
4.2.5 Modellierung der Entsorgung	28
<b>4.3 Einschätzung der Datenqualität</b>	<b>28</b>

<b>4.4</b>	<b>Ausgewählte Ergebnisse der LCI: Materialflüsse</b>	<b>29</b>
4.4.1	Batterien mit NMC-Kathode	29
4.4.2	Batterien mit LFP-Kathode	35
4.4.3	Vergleichender Überblick	41
4.4.4	Ozonzerstörungspotenzial (ODP), Wasserverbrauch	42
<b>5</b>	<b>Ergebnisse der Wirkungsabschätzung</b>	<b>44</b>
<b>5.1</b>	<b>Ergebnisdarstellung nach Kathodentyp</b>	<b>44</b>
5.1.1	Batterien mit NMC-Kathode	44
5.1.1.1	Treibhauspotenzial (GWP)	44
5.1.1.2	Elementarer Ressourcenverbrauch ( $ADP_{elem.}$ )	48
5.1.1.3	Versauerungspotenzial (AP)	51
5.1.1.4	Eutrophierungspotenzial, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial und nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand (EP, POCP, KEA n.e.)	54
5.1.2	Batterien mit LFP-Kathode	55
5.1.2.1	Treibhauspotenzial (GWP)	55
5.1.2.2	Elementarer Ressourcenverbrauch ( $ADP_{elem.}$ )	58
5.1.2.3	Versauerungspotenzial (AP)	61
5.1.2.4	Eutrophierungspotenzial, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial und nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand (EP, POCP, KEA n.e.)	64
<b>5.2</b>	<b>Zusammenfassende Darstellung</b>	<b>65</b>
5.2.1	Batterien mit NMC-Kathode	65
5.2.2	Batterien mit LFP-Kathode	69
<b>5.3</b>	<b>Normierte Darstellung</b>	<b>73</b>
<b>6</b>	<b>Auswertung</b>	<b>76</b>
<b>6.1</b>	<b>Identifizierung der signifikanten Parameter</b>	<b>76</b>
<b>6.2</b>	<b>Beurteilung</b>	<b>79</b>
6.2.1	Vollständigkeitsprüfung	79
6.2.2	Sensitivitätsprüfung	80
6.2.2.1	Alternativmaterialien für das Batteriegehäuse	80
6.2.2.2	Automatisierte Zellzerlegung	88
6.2.2.3	Sensitivität Kobalt-Datensatz	89
6.2.2.4	Sensitivität unterschiedlicher ADP-Bewertungsschemata	92
6.2.2.5	Sonderauswertung: Herkunft der Emissionen für saure Gase (AP)	95
6.2.3	Konsistenzprüfungen	96
<b>6.3</b>	<b>Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen</b>	<b>97</b>

<b>7</b>	<b>Referenzen</b>	<b>100</b>
	<b>Annex 1: Externes kritisches Gutachten</b>	<b>1</b>
	<b>Annex 2: Verwendete generische Datensätze</b>	<b>1</b>
	<b>Annex 3: Detaillierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das LithoRec-Verfahren</b>	<b>1</b>
	<b>Annex 4 (vertraulich): Zusammenstellung der Rohdaten</b>	<b>4</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1	Systemgrenze des LithoRec-Prozesses, FU: Recycling von 1000 kg EoL-Batterien	9
Abbildung 4-1	Zusammensetzung des Batterieinputs (NMC) in den Recyclingprozess nach Bauteilen	29
Abbildung 4-2	Zusammensetzung des Batterieinputs (NMC) in den Recyclingprozess nach Materialien	30
Abbildung 4-3	Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), NMC-Kathode Gesamtmasse zur Gutschrift im DM: 304 kg	31
Abbildung 4-4	Zusammensetzung des Eingangstroms zur Zellzerlegung, NMC-Kathode Gesamtzellmasse: 630 kg	32
Abbildung 4-5	Materialmengen aus Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, für die Gutschriften erteilt werden (bereinigt um Aufbereitungsverluste) Gesamtmasse zur Gutschrift im LithoRec-Prozess aus ZZ, KS, HA: 454 kg	34
Abbildung 4-6	Abfallströme bei Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, NMC-Kathode	35
Abbildung 4-7	Zusammensetzung des Batterieinputs (LFP) in den Recyclingprozess nach Bauteilen	36
Abbildung 4-8	Zusammensetzung des Batterieinputs (LFP) in den Recyclingprozess nach Materialien	37
Abbildung 4-9	Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode Gesamtmasse zur Gutschrift im DM: 418 kg	38
Abbildung 4-10	Zusammensetzung des Eingangstroms zur Zellzerlegung, LFP-Kathode Gesamtzellmasse: 532 kg	39
Abbildung 4-11	Materialmengen aus Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, für die Gutschriften erteilt werden (bereinigt um Aufbereitungsverluste) Gesamtmasse zur Gutschrift im LithoRec-Prozess bei ZZ, KS, HA: 114 kg	40
Abbildung 4-12	Abfallströme bei Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, LFP-Kathode	41
Abbildung 5-1	Treibhauspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode	45
Abbildung 5-2	Treibhauspotenziale bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode	46
Abbildung 5-3	Treibhauspotenziale bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode	47

Abbildung 5-4	Treibhauspotenziale bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode	48
Abbildung 5-5	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode	49
Abbildung 5-6	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode	50
Abbildung 5-7	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode	50
Abbildung 5-8	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode	51
Abbildung 5-9	Versauerungspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode	52
Abbildung 5-10	Versauerungspotenzial bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode	52
Abbildung 5-11	Versauerungspotenzial bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode	53
Abbildung 5-12	Versauerungspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode	54
Abbildung 5-13	Treibhauspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode	56
Abbildung 5-14	Treibhauspotenzial bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode	57
Abbildung 5-15	Treibhauspotenzial bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode	57
Abbildung 5-16	Treibhauspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode	58
Abbildung 5-17	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode	59
Abbildung 5-18	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode	60
Abbildung 5-19	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode	60
Abbildung 5-20	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode	61
Abbildung 5-21	Versauerungspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode	62
Abbildung 5-22	Versauerungspotenzial bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode	63
Abbildung 5-23	Versauerungspotenzial bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode	63
Abbildung 5-24	Versauerungspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode	64
Abbildung 5-25	Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	66
Abbildung 5-26	Elementarer Ressourcenverbrauch des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	67

Abbildung 5-27	Versauerungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	67
Abbildung 5-28	Eutrophierungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	68
Abbildung 5-29	Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	68
Abbildung 5-30	Nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	69
Abbildung 5-31	Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	70
Abbildung 5-32	Elementarer Ressourcenverbrauch des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	70
Abbildung 5-33	Versauerungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	71
Abbildung 5-34	Eutrophierungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	71
Abbildung 5-35	Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	72
Abbildung 5-36	Nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	73
Abbildung 5-37	Normierte Emissionen des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode	75
Abbildung 5-38	Normierte Emissionen des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode	75
Abbildung 6-1	Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode, <b>Alu-Gehäuse</b>	82
Abbildung 6-2	Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode, <b>CFK-Gehäuse</b>	82
Abbildung 6-3	Treibhauspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>Alu-Gehäuse</b>	83
Abbildung 6-4	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>Alu-Gehäuse</b>	84
Abbildung 6-5	Versauerungspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>Alu-Gehäuse</b>	85
Abbildung 6-6	Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode, <b>Alu-Gehäuse</b>	85
Abbildung 6-7	Treibhauspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>CFK-Gehäuse</b>	86
Abbildung 6-8	Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>CFK-Gehäuse</b>	87
Abbildung 6-9	Versauerungspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, <b>CFK-Gehäuse</b>	87
Abbildung 6-10	Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode, <b>CFK-Gehäuse</b>	88

Abbildung 6-11	Vergleich ausgewählter Ergebnisse und des Gesamtergebnisses für das Treibhauspotenzial (GWP) des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode, <b>nach ecoinvent- und PE-Datensatz für Kobalt und Nickel</b>	91
Abbildung 6-12	Vergleich ausgewählter Ergebnisse und des Gesamtergebnisses für das Versauerungspotenzial (AP) des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode, <b>nach ecoinvent- und PE-Datensatz für Kobalt und Nickel</b>	91
Abbildung 6-13	Gegenüberstellung der Ergebnisse für $ADP_{elem}$ für die Charakterisierungsfaktoren $ur=ultimate\ reserve$ und $rb=reserve\ base$ .	94
Abbildung 6-14	Differenzierung der Aufwendungen und Gutschriften nach Herkunft, global, lokal und diverse.	95

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1	Wirkungskategorien [UBA 1995]	13
Tabelle 3-2	Charakterisierungsfaktoren für den $ADP_{elem}$ ultimate reserve	15
Tabelle 4-1	Generische Zusammensetzung der Batterietypen (NMC, NCA, LFP), wie in der LCA-Umbrellagruppe abgestimmt	20
Tabelle 4-2	Herkunft der prozessspezifischen Daten	21
Tabelle 4-3	Gegenüberstellung der rezyklierten Materialien, des angelasteten Recyclingprozesses sowie der für das Recyclingmaterial erteilten Gutschrift	25
Tabelle 4-4	Annahmen bei der Modellierung der Transporte	27
Tabelle 4-5	Recyclingeffizienzen für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) anfallenden Materialströme	31
Tabelle 4-6	Verwertungs- und Entsorgungspfade der weiteren Zellkomponenten und mögliche Gutschrift	33
Tabelle 5-1	Verwendete Normierungsfaktoren [CML 2010]	74
Tabelle 6-1	Für die Bilanzierung zugrunde gelegte Massen für das Aluminium- und das CFK-Gehäuse [Umbrellagruppe 2011]	81
Tabelle 6-2	Für die Modellierung der Steinkohlesubstitution im Zementwerk zugrunde gelegte Daten	81
Tabelle 6-3	Vergleich des Treibhauspotenziales (GWP), Versauerungspotenziales (AP) und des Kumulierten Energieaufwandes (KEA n.e.) für Kobalt und Nickel aus den Datenquellen PE, ecoinvent und Nickelinstitut	90

Tabelle 6-4	Charakterisierungsfaktoren für ADP auf Basis der „ultimate reserve“ und der „reserve base“	92
-------------	--	----

## Abkürzungsverzeichnis

ADP <sub>elem.</sub>	Abiotic Depletion Potential (elements), Mineralien und Metalle
ADP <sub>elem.,rb</sub>	Abiotic Depletion Potential (elements), reserve base
ADP <sub>elem.,ur</sub>	Abiotic Depletion Potential (elements), ultimate reserve
ADP <sub>fossil</sub>	Abiotic Depletion Potential, fossile Energieträger
ADP <sub>gesamt</sub>	Abiotic Depletion Potential, ADP <sub>elem.</sub> + ADP <sub>fossil</sub>
AP	Acidification Potential, Versauerungspotenzial
BMS	Batteriemanagementsystem
CFK	Carbon-Filtre Composites
DM	Dismantling, Batterie- und Modulzerlegung
EoL	End of Life
EP	Eutrophication Potential, Eutrophierungs-/ Überdüngungspotenzial
FU	Functional Unit, funktionelle Einheit
GWP	Global Warming Potential
HA	Hydrometallurgische Aufbereitung
KEA n.e.	Kumulierter Energie-Aufwand nicht erneuerbar
KS	Kathodenseparation
LCA	Life Cycle Assessment, Ökobilanz
LCI	Life Cycle Inventory Analysis, Sachbilanz
LCIA	Life Cycle Impact Assessment, Wirkungsabschätzung
LFP	Lithium-Eisen-Phosphat, LiFePO <sub>4</sub>
LiPF <sub>6</sub>	Lithiumhexafluorophosphat
NCA	Nickel-Kobalt-Aluminium
NMC	Nickel-Mangan-Kobalt, Li <sub>3</sub> NiMnCoO <sub>6</sub>
ODP	Ozone Depletion Potential
ODS	Ozone Depleting Substances
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (Sommersmog)
PA	Polyamid
PP	Polypropylen
PVdF	Polyvinylidenfluorid
SMV	Sondermüllverbrennungsanlage
THG	Treibhausgasemissionen

ZZ            Zellzerlegung  
zGG          zulässiges Gesamtgewicht

## 1 Zusammenfassung

Das Projekt LithoRec wurde zwischen Sommer 2009 und Herbst 2011 unter der Koordination der Technischen Universität Braunschweig mit den Verbundpartnern Audi AG, Chemetall GmbH, Electrocycling GmbH, Evonik Litarion GmbH, Walch Recycling & Edelmetallhandel GmbH & Co. KG, H. C. Starck GmbH, I+ME ACTIA GmbH, Recylex GmbH, Süd-Chemie AG, Universität Münster und Volkswagen AG durchgeführt. Die Eigendarstellung von LithoRec findet sich unter:

<http://www.pt-elektromobilitaet.de/projekte/batterierecycling/lithorec>

Das Öko-Institut war als assoziierter Partner für die Konzeption und Realisierung der LCA-Arbeit verantwortlich. Die LCA-Arbeit ist als begleitende Untersuchung für die Entwicklung eines Recyclingverfahrens für Lithium-Ionen-Batterien aus dem Automobilsektor (hier nach dem Weg des LithoRec-Projektes) angelegt. Das vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderte Projekt „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ (LithoRec) ist eines von zwei parallelen BMU-Projekten, die die Entwicklung von Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Traktionsbatterien zum Gegenstand haben. Zusätzlich koordinierte das Öko-Institut die Arbeiten der Umbrellagruppe LCA, die sich aus ausgewählten Vertretern der beiden BMU-Projekte LiBRi und LithoRec zusammensetzte. Aufgabe dieser Umbrellagruppe war die Abstimmung methodischer Fragen (funktionelle Einheit, Systemgrenzen, Wirkungskategorien usw.) sowie die gemeinsame Diskussion der Ökobilanzergebnisse innerhalb eines Rahmens, der gleichzeitig den verschiedenen Geheimhaltungsvereinbarungen bzgl. LiBRi und LithoRec und dem Interessenschutz einzelner Partner ohne Abstriche Rechnung trägt.

Die Ökobilanz bzgl. des LithoRec-Recyclingverfahrens wurde gemäß ISO 14040/14044 durchgeführt. Die Aufgabe des unabhängigen externen Critical Reviewers wurde von Prof. Dr. Matthias Finkbeiner von der TU Berlin, Department of Environmental Technology – Chair of Sustainable Engineering, ausgeführt. Da sich alle Beteiligten auf einen begleitenden Critical-Review-Prozess verständigt hatten, nahm Herr Prof. Finkbeiner von Beginn an an den Treffen der Umbrellagruppe LCA teil.

Die Ökobilanz dient zur Unterstützung der Bewertung des sich in Entwicklung befindlichen Recyclingverfahrens im Rahmen des LithoRec-Projektes. Den beteiligten Verbundpartnern sollen damit zeitnah detaillierte Informationen bzgl. der ökologischen Vorteile und ggf. Schwachstellen zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin dienen die Arbeiten zur Ökobilanz dazu, frühzeitig Optimierungspotenziale für die Verbesserung der Umweltperformance des Recyclingprozesses aufzuzeigen. Die Funktion des in LithoRec entwickelten Recyclingverfahrens ist durch das Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien aus dem Automobilbereich definiert, wobei die Rückgewinnung von Metallverbindungen (Kobalt-, Nickel-, Mangan- und Lithiumverbindungen) in batteriefähiger Qualität für die Elektrodenherstellung

im Vordergrund steht. Nichtdestoweniger war aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Lithium-Ionen-Traktionsbatterien auch die werkstoffliche Rückgewinnung von weiteren Materialien (aus dem Gehäuse, der Elektronik etc.) sowie ggf. die energetische Verwertung spezifischer Bestandteile der Batteriesysteme für die Ökobilanz ebenfalls zu betrachten und zu bilanzieren. Die funktionelle Einheit und der Referenzfluss für die Ökobilanzen des LithoRec-Verfahrens sind das Recycling von 1000 kg Batterien entsprechend dem Typ NMC (Nickel/Mangan/Kobalt) bzw. dem Typ LFP (Lithiumeisenphosphat).

Die Systemgrenzen für die Bilanzierung des LithoRec-Recyclingverfahrens umfassen die folgenden Module:

- Entladung und Zerlegung der Batteriesysteme bis auf Zellebene,
- Zellzerlegung,
- Kathodenseparation,
- hydrometallurgische Aufbereitung.

Die Gesamtauswertung der Ökobilanzergebnisse für das Recycling des Batterietyps NMC ergibt für alle Wirkungskategorien, d. h. Treibhausgasemissionen (GWP), KEA n.e., Versauerungspotenzial (AP), Verbrauch an abiotischen Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ , ohne Energieträger), Eutrophierung und Bildung von Photooxidantien z. T. deutliche Nettogutschriften. Nicht zuletzt die Ergebnisse bzgl. des Versauerungspotenzials und des Verbrauchs an abiotischen Ressourcen waren für ein Recyclingverfahren, welches primär auf die Gewinnung von Sekundärmetallen bzw. deren Verbindungen zielt, zu erwarten (Gutschriften bzgl. abiotischer Primärressourcen sowie Säurebildneremissionen aus der Erzaufbereitung). Die hohen Rückgewinnungsraten von batteriefähigen Kobalt-, Nickel- und Manganverbindungen sowie Lithiumhydroxid aus dem Recycling des Zellmaterials des Batterietyps NMC tragen wesentlich zum guten Gesamtergebnis der Ökobilanz bei.

Die Ökobilanzergebnisse für das Recycling des Batterietyps LFP weisen in der Gesamtschau die gleichen Tendenzen aus. In allen Wirkungskategorien werden über den gesamten Prozess Nettogutschriften erzielt. Unterschiede zeigen sich lediglich in den Detailergebnissen bei den einzelnen Modulen. So ist beim GWP im Modul hydrometallurgische Aufbereitung die Gutschrift geringer, da „nur“ Lithiumhydroxid, jedoch keine batteriefähigen Kobalt-, Nickel- und Manganverbindungen zurückgewonnen werden können (da in diesem Kathodentyp nicht enthalten). Andererseits sind die Lasten bzgl. GWP in diesem Modul ebenso geringer im Vergleich zum gleichen Modul für den NMC-Typ.

Positive Beiträge, d. h. deutliche Nettogutschriften ergaben sich für alle Wirkungskategorien aus dem 1. Schritt „Entladung und Zerlegung“. Verantwortlich hierfür sind vor allem hohe Gutschriften für die Rückgewinnung von Wertstoffen wie z. B. Edelstahl aus dem Gehäuse, Kupfer aus diversen Komponenten und Edelmetalle aus dem Batteriemanagementsystem. Dies lässt eindeutig die Bewertung zu, dass eine sorgfältige Entladung und Zerlegung (vollständige Erfassung der entnommenen Komponenten für das Einbringen in Recyclingprozes-

se) der Batterien essentiell für ein positives Gesamtergebnis des gesamten Recyclingprozesses ist. Die Zellmaterialien sind zwar nicht zuletzt aufgrund ihrer wertvollen Metallverbindungen (Nickel-, Kobalt-, Lithiumverbindungen etc.) und unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung wichtig und interessant für die Recyclingwirtschaft. Die sonstigen Komponenten, die im 1. Schritt entnommen und in die Recyclingwirtschaft überführt werden, machen jedoch ungefähr die Hälfte des gesamten Batteriegewichts aus. Positiv ist hervorzuheben, dass die entsprechenden Recyclingverfahren (Edelstahlrecycling, Kupferrecycling, Aluminiumrecycling, Leiterplattenrecycling usw.) auf bereits bewährten und etablierten Infrastrukturen fußen und daher hier kein Entwicklungsaufwand notwendig ist.

Die Normierungsergebnisse für die betrachteten Wirkungskategorien zeigen, dass  $ADP_{elem.}$  und AP in ihrer spezifischen Relevanz ungefähr gleich, GWP und POCP etwas und EP deutlich geringer sind. Für die betrachtete Ökobilanz des LithoRec-Recyclingverfahrens wurden die Ergebnisse zu den Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial  $0(GWP)$ , Verbrauch abiotischer Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ ) sowie Säurebildner (AP) besonders intensiv ausgewertet, da sie bzgl. des betrachteten Recyclingsystems von besonderem Interesse sind.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsrechnungen bzgl. alternativer (und leichter) Gehäusematerialien (Aluminium bzw. kohlefaserverstärkte Kunststoffe) unterstützen den Befund der Relevanz des 1. Schrittes Entladung und Zerlegung. Die Gutschriften für die Entnahme und das Recycling des Gehäusematerials fallen bei Aluminium moderat höher und bei kohlefaserverstärkten Kunststoffen deutlich geringer aus. Hier muss an dieser Stelle unbedingt auf die Systemgrenzen der vorliegenden Ökobilanz hingewiesen werden. Es wird weder die Herstellung der Batterie (und damit die Herstellung der entsprechenden Batteriekomponenten mit ihren Vorketten) noch die Nutzungsphase der Batterie im entsprechenden Fahrzeug bilanziert. Gerade die Leichtbaumaterialien Aluminium und kohlefaserverstärkte Kunststoffe (hier für das gewichtsrelevante Batteriegehäuse) wären für eine Bilanzierung der Nutzungsphase im Vergleich zu einer Batterie mit herkömmlichen (aber schwereren) Edelstahlgehäusen von Interesse. Aussagen hierzu können jedoch im Rahmen dieser Ökobilanz aufgrund der gesetzten Systemgrenzen nicht getroffen werden.

Wegen der hohen Bedeutung der Kobalt- und Nickelgutschrift für zurückgewonnene batteriefähige Kobalt- und Nickelverbindungen für die Ökobilanz im Falle des Recyclings von NMC-Batterien wurde eine Sensitivitätsrechnung bzgl. der externen Datensätze für Primärkobalt und -nickel durchgeführt. Dafür wurde der öffentlich zugängliche ecoinvent-Datensatz (in ecoinvent als Hilfsprozess klassifiziert mit entsprechend eingeschränkter Qualität und Dokumentationstiefe) durch einen speziellen Datensatz für Primärkobalt und Primärnickel ersetzt, der von PE International erstellt worden ist [PE 2005]. Vor allem für die Wirkungskategorie GWP ergibt sich mit diesem Datensatz eine noch erheblich höhere Gesamtgutschrift für den LithoRec-Recyclingprozess. Dies ist in erster Linie auf erheblich höhere Gutschriften für Primärkobalt und untergeordnet auf höhere Gutschriften für Primärnickel zurückzuführen. Das Ergebnis dieser Sensitivitätsanalyse unterstreicht die hohe Relevanz

externer Datensätze für das Gesamtergebnis. Bei den wichtigen Batteriemetallen Nickel und vor allem Kobalt sind daher in naher Zukunft aktualisierte Datensätze für die Förderung und Produktion der Primärmetalle – vor dem Hintergrund starker Dynamiken in den globalen Produktionsstrukturen bei diesen Metallen (neue Minen, Refininganlagen, neue Aufbereitungstechnologien etc.) – von sehr hoher Bedeutung für die Ergebnisse von Ökobilanzen.

Die Ökobilanzergebnisse zum LithoRec-Recyclingverfahren müssen unter dem Vorbehalt bewertet werden, dass die Sachbilanzdaten auf Einzel- und Laborversuchen beruhen. Bei einer großtechnischen Realisierung müsste in einigen Modulen von größeren Lasten (z. B. beim Energieverbrauch für die Zellerlegung) ausgegangen werden. Auf der anderen Seite wären durchaus noch Minderungspotenziale (z. B. durch Kreislaufführung von Lösungsmitteln etc.) zu erwarten. Schließlich ist hervorzuheben, dass die Ergebnisse dieser Ökobilanz für das Batterierecycling nach dem LithoRec-Verfahren keinesfalls mit den Ökobilanzergebnissen anderer Batterierecyclingverfahren verglichen werden können. Es wurde in diesem Sinne keine vergleichende Ökobilanz durchgeführt.

Der Wasserverbrauch durch das Recyclingsystem wurde nicht in die Sachbilanz einbezogen. Eine überschlägige Analyse hat ergeben, dass die wesentlichen Wasserverbräuche in externen Vorketten (z. B. Strombereitstellung, Metallherstellung) auftreten und nicht in den eigentlichen Kernprozessen des Recyclingprozesses. Daher wurde auf eine vertiefende Analyse verzichtet. Ebenfalls wurde auf die Bilanzierung des ODP (ozone depletion potential) verzichtet. Die LCA-Arbeiten im Rahmen von LithoRec unterstreichen die Sinnhaftigkeit der LCA-Methodik bzgl. Recyclingverfahren im Forschungs- und Entwicklungsstadium: Sie leistet einen Beitrag zur Transparenz und zum Verständnis der Prozesse und der mit ihnen möglicherweise verbundenen Umweltwirkungen. Die Sichtbarmachung allgemeiner Datenfragen (z. B. Kobalt) bei der Bilanzierung der Umweltwirkungen der im Rahmen der Elektromobilität benötigten Rohstoffe wurde erzielt. Hiervon sollten auch zukünftige Projekte profitieren können. Erneute LCA-Studien zur Validierung der Ergebnisse dieser Studie in einigen Jahren werden empfohlen, wenn das Recyclingverfahren nach LithoRec in die großtechnische Umsetzung gelangt ist.

## 2 Hintergrund der Studie und Aufbau des Berichts

Die LCA-Arbeit ist als begleitende Untersuchung für die Entwicklung eines Recyclingverfahrens für Lithium-Ionen-Batterien aus dem Automobilsektor (hier nach dem Weg des LithoRec-Projektes) angelegt. Das vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderte Projekt „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ (LithoRec) ist eines von zwei parallelen BMU-Projekten, die die Entwicklung von Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Traktionsbatterien zum Gegenstand haben. Zur Begründung für die Förderung dieser Projekte führt das BMU aus:

*Da Elektrofahrzeuge noch vor ihrer breiten Markteinführung stehen, liegen sowohl für Sammel- und Rückführkonzepte als auch für das Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien kaum Erfahrungswerte vor. Bekannte Verfahren sind auf Li-Ionen-Batterien für portable Elektronik ausgerichtet, arbeiten mit unzureichenden Rückgewinnungsquoten und vernachlässigen Lithium als wertvolle Ressource. Da bereits heute abzusehen ist, dass zukünftig Li-Ionen-Traktionsbatterien mit unterschiedlichen Materialzusammensetzungen auf dem Markt sein werden (z. B. Lithium-Eisenphosphat, kobaltbasierte Systeme), können sich auch verschiedene Recyclingverfahren als geeignet erweisen. Daher werden im Förderschwerpunkt Batterierecycling zwei Projekte gefördert, die im Bereich der metallurgischen Prozesse – das Projekt [LithoRec](#) mit hydrometallurgischen Verfahren, das Projekt [LiBRi](#) mit pyrometallurgischen Verfahren – unterschiedliche Ansätze verfolgen. Mit der frühzeitigen Entwicklung von Recyclingverfahren für Li-Ionen-Batterien tragen die Projekte LiBRi und LithoRec zur zukünftigen Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Automobil- und Zulieferindustrie bei. Zudem sind die Verfahren zur Rückgewinnung von Lithium und Kobalt sowohl von ökologischer Bedeutung als auch von strategischer Bedeutung für die Sicherung von Rohstoffen für die Batterieproduktion in Deutschland.*

<http://www.pt-elektromobilitaet.de/projekte/batterierecycling>

Das Projekt LithoRec wurde zwischen Sommer 2009 und Herbst 2011 unter der Koordination der Technischen Universität Braunschweig mit den Verbundpartnern Audi AG, Chemetall GmbH, Electrocyling GmbH, Evonik Litarion GmbH, Walch Recycling & Edelmetallhandel GmbH & Co. KG, H. C. Starck GmbH, I+ME ACTIA GmbH, Recylex GmbH, Süd-Chemie AG, Universität Münster und der Volkswagen AG durchgeführt. Die Eigendarstellung von LithoRec findet sich unter:

<http://www.pt-elektromobilitaet.de/projekte/batterierecycling/lithorec>

Das Öko-Institut war als assoziierter Partner für die Konzeption und Realisierung der LCA-Arbeiten verantwortlich. Zusätzlich koordinierte das Öko-Institut die Arbeiten der Umbrellagruppe LCA, die sich aus ausgewählten Vertretern der beiden BMU-Projekte LiBRi und LithoRec zusammensetzte. Aufgabe dieser Umbrellagruppe war die Abstimmung methodischer Fragen (funktionelle Einheit, Systemgrenzen, Wirkungskategorien usw.) sowie die gemeinsame Diskussion der Ökobilanzergebnisse innerhalb eines Rahmens, der

gleichzeitig den verschiedenen Geheimhaltungsvereinbarungen bzgl. LiBRi und LithoRec und dem Interessenschutz einzelner Partner ohne Abstriche Rechnung trägt.

Die Ökobilanz bzgl. des LithoRec-Recyclingverfahrens wurde gemäß ISO 14040/14044 durchgeführt. Die Aufgabe des unabhängigen externen Critical Reviewer wurde von Prof. Dr. Matthias Finkbeiner von der TU Berlin, Department of Environmental Technology – Chair of Sustainable Engineering, ausgeführt. Da sich alle Beteiligten auf einen begleitenden Critical-Review-Prozess verständigt hatten, nahm Herr Prof. Finkbeiner von Beginn an an den Treffen der Umbrellagruppe LCA teil.

Die nachfolgenden Abschnitte dieses Berichtes beschreiben die Ziele und den Untersuchungsrahmen (Abschnitt 3), umfassen die Sachbilanz (Abschnitt 4) und die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Abschnitt 5) sowie die Auswertung (Abschnitt 6) und die zitierten Referenzen (Abschnitt 7). Der Bericht wird durch mehrere Anhänge komplettiert: Annex 1 umfasst das externe kritische Gutachten (Prof. Finkbeiner). Annex 2 listet die verwendeten generischen Datensätze auf. Annex 3 enthält detaillierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in Tabellenform. Annex 4 schließlich enthält die Rohdaten der einzelnen Prozessmodule und ist daher vertraulich und nicht zur Veröffentlichung geeignet und vorgesehen.

### 3 Ziele und Untersuchungsrahmen

#### 3.1 Ziele und Anwendungen der Studie

Die Ökobilanz dient zur Unterstützung der Bewertung des sich in Entwicklung befindlichen Recyclingverfahrens im Rahmen des LithoRec-Projektes. Den beteiligten Verbundpartnern sollen damit zeitnah detaillierte Informationen bzgl. der ökologischen Vorteile und ggf. Schwachstellen zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin dienen die Arbeiten zur Ökobilanz dazu, frühzeitig Optimierungspotenziale für die Verbesserung der Umweltperformance des Recyclingprozesses aufzuzeigen. Hierzu wurden nicht zuletzt auch Sensitivitätsanalysen bzgl. der Ökobilanz durchgeführt und bewertet. Es ist ausdrücklich nicht Ziel der Studie die im Rahmen des LithoRec-Projekts entwickelte Recyclingroute für Lithium-Ionen-Traktionsbatterien mit anderen sich in Entwicklung befindlichen Recyclingverfahren zu vergleichen. Die vorliegende Studie stellt in diesem Sinne keine vergleichende Ökobilanz dar. Entsprechend sind die Ergebnisse der Studie nur auf das Recyclingverfahren im Rahmen von LithoRec anzuwenden. Die Ergebnisse dieser Studie sind nicht für die Verwendung in zur Veröffentlichung vorgesehenen vergleichenden Aussagen bestimmt.

Eine wichtige Zielgruppe für die Ökobilanzstudie sind die Verbundpartner des LithoRec-Projektes selbst. Für die LithoRec-Verbundpartner sind die Teilergebnisse für die einzelnen Module des Recyclingverfahrens ebenso interessant wie die Gesamtergebnisse. Weiterhin sind mögliche Unterschiede in den Ergebnissen für das Recycling des NMC-Typs im Vergleich zum LFP-Typ von Interesse. Schließlich ist die Identifizierung möglicher ökologischer Optimierungspotenziale bzgl. des Recyclingprozesses von elementarer Bedeutung.

Eine weitere Zielgruppe für die Ergebnisse sind das fördernde BMU selbst und die interessierte Fachöffentlichkeit. Für die Politik sind vor allem Erkenntnisse bzgl. noch offenen Forschungsbedarfs und ggf. weiterer Förder- und Entwicklungsprogramme wichtig.

#### 3.2 Festlegung des Untersuchungsrahmens

##### 3.2.1 Funktion und funktionelle Einheit

Die Funktion des in LithoRec entwickelten Recyclingverfahrens ist durch das Recycling von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien aus dem Automobilbereich definiert, wobei die Rückgewinnung von Metallverbindungen (Kobalt-, Nickel-, Mangan- und Lithiumverbindungen) in batteriefähiger Qualität für die Elektrodenherstellung im Vordergrund steht. Nichtsdestoweniger war aufgrund der komplexen Zusammensetzung der Lithium-Ionen-Traktionsbatterien auch die werkstoffliche Rückgewinnung von weiteren Materialien (aus dem Gehäuse, der Elektronik etc.) sowie ggf. die energetische Verwertung spezifischer

Bestandteile der Batteriesysteme für die Ökobilanz ebenfalls zu betrachten und zu bilanzieren.

Da im Bereich der noch jungen Elektromobilität sowohl diverse alternative Zellmaterialien innerhalb der Familie Lithium-Ionen-Batterien zum Einsatz kommen bzw. entwickelt werden und weiterhin Traktionsbatterien hier ein Spektrum für den Einsatz für Hybridfahrzeuge (ab ca. 35 kg Gewicht) über Plug-in-Hybridfahrzeuge (ca. 100 – 150 kg Gewicht) bis hin zu vollelektrischen Fahrzeugen (Batteriegewichte bis 250 kg oder gar mehr) umfassen, wurden in der Umbrellagruppe LCA frühzeitig und einvernehmlich generische, aber repräsentative Durchschnittsgewichte und -zusammensetzungen der Batterien definiert, für deren Recycling die Ökobilanzen erstellt werden sollten. Dies war einerseits notwendig, da unmöglich Ökobilanzen für das Recycling aller in Frage kommender Zelltypen und Batteriegrößen geleistet werden konnten. Andererseits fallen für die zukünftige Recyclingwirtschaft auch entsprechend unterschiedliche Lithium-Ionen-Traktionsbatterien nach Gebrauch an, so dass das im Rahmen von LithoRec entwickelte Recyclingverfahren diese Heterogenität adressieren muss.

Nach umfangreichem gemeinsamen Datenstudium durch die Mitglieder der Umbrellagruppe LCA und vor dem Hintergrund des Expertenwissens aus den LiBRI- und LithoRec-Projektbünden (Vertreter der Automobilindustrie, Materialforschung und -bereitstellung, Batterietechnik, Recyclingwirtschaft) bzgl. der Relevanz des Systems für den zukünftigen europäischen Markt wurde sich zunächst auf die folgenden drei Kathodentypen von Lithium-Ionen-Traktionsbatterien verständigt:

- NMC (Nickel/Mangan/Kobalt),
- NCA (Nickel/Kobalt/Aluminium),
- LFP (Lithiumeisenphosphat).

Weiterhin wurden nach Varianzuntersuchungen jeweils das generische Gewicht und die generische Zusammensetzung für jeden der drei oben aufgeführten Kathodentypen festgelegt – dabei entspricht der generische Typ am ehesten jeweils den Batterien für Plug-in-Hybridfahrzeuge, die in Kapazität und Größe einem generischen Marktmix am nächsten kommen.

Die konkreten Daten bzgl. der drei Batterietypen finden sich in Kapitel 4.2.1 dieses Berichts. Da der LithoRec-Ansatz auf einen separaten „Rückbau“ der Batterien bis hin zu den einzelnen Zellmaterialien setzt, musste für die unterschiedlichen Typen an Lithium-Ionen-Batterien jeweils eine Ökobilanz durchgeführt werden. Allerdings wurde im Verlauf des Projektes abgestimmt, eine Ökobilanzierung des Recyclings von NCA-Batterien nicht weiter zu verfolgen, da dies nicht vertieft im Rahmen von LithoRec untersucht wurde. Die funktionelle Einheit und der Referenzfluss für die Ökobilanzen des LithoRec-Verfahrens sind daher das Recycling von 1000 kg Batterien entsprechend dem Typ NMC bzw. dem Typ LFP.

Die funktionelle Einheit wird auf die Inputseite gelegt, da für diese Ökobilanz der Fokus auf dem Recyclingverfahren liegt. Die EoL-Batterien gehen lastenfrem in das zu betrachtende System ein, d. h. Herstellungsaufwendungen für die Batterien werden nicht in die Bilanz mit einbezogen. Dieses Vorgehen ist angemessen, da kein Vergleich zwischen den einzelnen Batterietypen durchgeführt werden soll. Aufgrund der Tatsache, dass das Recyclingverfahren für die Batterien einen Multi-Output-Prozess darstellt, zöge eine outputseitige Definition der funktionellen Einheit komplexe Allokationsverfahren nach sich.

### 3.2.2 Festlegung der Systemgrenzen

Die Systemgrenzen für die Bilanzierung des LithoRec-Recyclingverfahrens umfassen die folgenden Module:

- Entladung und Zerlegung der Batteriesysteme bis auf Zellebene,
- Zellerlegung,
- Kathodenseparation,
- hydrometallurgische Aufbereitung.

Metallverbindungen in batteriefähiger Qualität verlassen das Modul „Hydrometallurgische Aufbereitung“ als Output und können von weiteren LithoRec-Partnern (Süd-Chemie AG, H. C. Starck GmbH) genau wie Einsatzstoffe aus der Primärherstellung weiterverarbeitet werden. Daher konnte die Systemgrenze (Bilanzgrenze) nach der hydrometallurgischen Aufbereitung gesetzt werden. Die Prozessschritte des LithoRec-Verfahrens und die Systemgrenze der vorliegenden Ökobilanz sind in Abbildung 3-1 dargestellt.

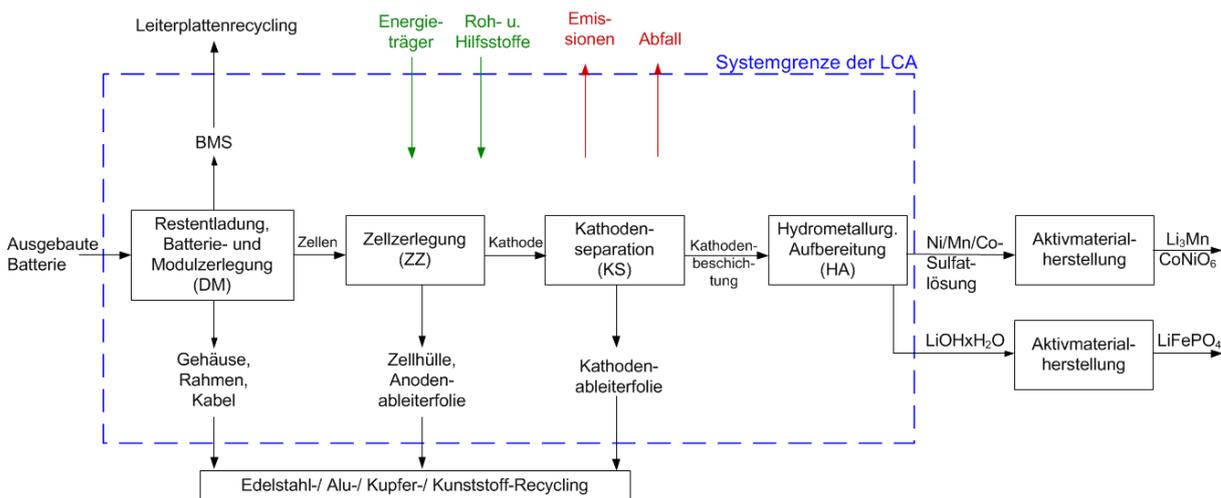


Abbildung 3-1 Systemgrenze des LithoRec-Prozesses, FU: Recycling von 1000 kg EoL-Batterien

Die Aufwendungen des Recyclingprozesses finden innerhalb der Systemgrenze statt. Sie werden einerseits mit den Gutschriften für die das System verlassenden batteriefähigen

Metallverbindungen verrechnet. Hinzu kommen die Gutschriften für das Recycling der anderen Wertkomponenten (z. B. Gehäuse und Rahmen): die Nettogutschrift errechnet sich dabei aus der Bruttogutschrift für das gewonnene Recyclingmaterial abzüglich der Lasten des Recyclings aus Standardaufbereitungsverfahren. Zur Modellierung der Gutschriften siehe Kapitel 4.2.3.

Als Abschneidekriterium wird in der Regel eine „1-Prozentregel“ bezüglich Masse verfolgt; das heißt, es werden z. B. entsprechende Hilfsstoffeinsätze bezogen auf den jeweiligen Gesamteinsatz vernachlässigt. Ausnahmen hierzu wurden gemacht, falls relevante Gründe die Einbeziehung in die Sachbilanz nahelegten. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Berücksichtigung der Verwertung des Batteriemanagementsystems, das trotz geringerer Masse aufgrund der zu erwartenden Gutschriften für die Rückgewinnung wertvoller Metalle relevant ist.

Die Herstellungs- und Nutzungsphase der untersuchten Batterien sind nicht Gegenstand dieser Ökobilanz.

### **3.2.3 Datenerhebung, Anforderung an die Daten und die Datenqualität**

In der Datenerhebung wird als Abschneidekriterium in der Regel eine „1-Prozentregel“ bezüglich Masse verfolgt, das heißt, es werden z. B. entsprechende Hilfsstoffeinsätze bezogen auf den jeweiligen Gesamteinsatz vernachlässigt. Ausnahmen hierzu wurden gemacht, falls relevante Gründe die Einbeziehung in die Sachbilanz nahe legten. Ein gutes Beispiel hierfür ist die Berücksichtigung der Verwertung des Batteriemanagementsystems, welches trotz geringerer Masse aufgrund der zu erwartenden Gutschriften für die Rückgewinnung wertvoller Metalle relevant ist.

#### Technologische Repräsentativität

Die Daten für das zu entwickelnde Recyclingverfahren für Lithium-Ionenbatterien entsprechen dem aktuellen Stand von Forschung und Entwicklung. Die Daten basieren auf exklusiven Informationen der involvierten Projektpartner. Die Daten repräsentieren den Pilot-/Labormaßstab und nicht einen großtechnischen Betrieb, da dieser zum Zeitpunkt der Erstellung der Ökobilanz noch nicht realisiert ist. Trotz dieser Einschränkungen sind die verfügbaren Daten nutzbar, da keine vergleichende Ökobilanz zwischen unterschiedlichen Recyclingverfahren intendiert ist.

#### Geographische Repräsentativität

Die Ökobilanz zum LithoRec-Recyclingverfahren hat nach Abstimmung in der Umbrella-gruppe LCA den geographischen Bezug Deutschland. Entsprechend wurden geeignete einschlägige externe Datensätze (Strommix Deutschland etc.) für die Sachbilanz herangezogen. Für die Bilanzierung eingesetzter Hilfsstoffe etc. (z. B. anorganische Chemikalien) wurde soweit wie möglich auf Datensätze mit Bezug zu deutscher und – falls nicht vorhanden – zu europäischer Produktion zurückgegriffen.

Für die Gutschriften der Metalle werden weltweite bzw. generische LCA-Daten herangezogen, soweit es dem deutschen oder europäischen Metallbezug entspricht. Für Edelstahl wird demgegenüber die deutsche Edelmetallkette und für Aluminium die europäische Prozesskette verwendet.

#### Zeitrepräsentativität

Die zeitliche Repräsentativität der Daten bezieht sich auf die letzten 5 Jahre; so wurde auf die aktuell verfügbaren Datensätze des verwendeten GaBi-Modells zurückgegriffen. Alle internen Daten bzgl. des Recyclingverfahrens konnten im 1. Halbjahr 2011 erhoben werden.

Diese LCA hat einen prospektiven Charakter, da sie zukünftige Prozesse abzubilden versucht, die so zurzeit nicht existieren. Aus den Laborergebnissen sind die Prozesse bekannt, die Ergebnisse aus ihren konkreten großtechnischen Umsetzungen hingegen nicht. Theoretisch wäre für die gesamte Prozesskette ihre zukünftige Umweltwirkung zu modellieren. Auf diesen Ansatz musste verzichtet werden und es wird stattdessen für die Recyclingaktivitäten auf Laborergebnisse und für die Prozesskette auf existierende Datenbanken zurückgegriffen.

#### 3.2.4 Allokation

Unter Allokation werden bei der Durchführung von Ökobilanzen Zuordnungsverfahren verstanden, die dann erforderlich sind, wenn bei Prozessen mehrere verwertbare Produkte erzeugt werden, aber nur ein Teil der Produkte in dem betrachteten ökobilanziellen System genutzt wird. Sie wird immer dann durchgeführt, wenn eine Systemerweiterung praktisch nicht mehr möglich ist. Allokationen führen immer zu einer eingegrenzten Betrachtungsweise. Klassische Beispiele für Allokationen sind der Chloralkaliprozess oder die Erdölraffination. So werden in der Erdölraffination aus dem Hauptinput Erdöl viele Raffinerieprodukte wie Benzin und Diesel, aber auch Naphtha, schweres Heizöl und andere erzeugt. Bei der Raffinerie werden aufgrund der Komplexität die gesamten ökologischen Aufwendungen auf die Gesamtprodukte anhand eines Kriteriums umgelegt, z. B. über den Heizwert. Dieses Verfahren ist allgemein akzeptiert und entspricht der ISO-Norm, indem einer Allokation nach physikalischen Größen der Vorzug gegeben wird.

Dieses Verfahren stößt allerdings bei Bunt- und Edelmetallen häufig an seine Grenze. So werden bei der Förderung und Herstellung von Edelmetallen (z. B. Platin, Palladium) auch andere Metalle (Kupfer, Nickel) produziert. Würde man für diese Prozesse eine Allokation nach einem physikalischen Kriterium (Masse) wählen, so würden die Aufwendungen gleichmäßig auf Edelmetalle und Begleitmetalle aufgeteilt. Diese Aufteilung widerspräche allerdings der Ökonomie des Verfahrens. Für dieses Verfahren steht daher entweder das Gutschriftenverfahren (meistens nicht praktikabel) oder eine Allokation nach Erlösen zur Verfügung. In diesen letztgenannten Verfahren werden die Umweltauswirkungen nach

Erlösen den Produkten zugeordnet. Da die Metalle Preisschwankungen unterliegen, muss bei der Anwendung hier Vorsicht gelten.

In der vorliegenden Studie wurde wie folgt vorgegangen:

Die Bilanzierung innerhalb der Systemgrenzen „**Aufarbeitung von Lithiumbatterien**“ erfordert keine Allokation, da keine Einzelprodukte ausgewiesen werden, sondern nur das Ergebnis für das Gesamtsystem.

Die **Literaturdaten** bestehen aus von GaBi bzw. ecoinvent v2.01 übernommenen Datensätzen, für die in einigen Fällen bereits Allokationen vorgenommen wurden. Diese werden, soweit sie keinen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis haben, hier nicht explizit aufgeführt und können der entsprechenden Quelle / Dokumentation entnommen werden.

### **3.2.5 Gutschriften**

Die Systemgrenzen dieser Ökobilanz sind so angelegt, dass alle Ströme, die das System verlassen, über Gutschriften bewertet werden. Der Auswahl und Modellierung der Gutschriftprozesse kommt daher bei dieser Ökobilanz die zentrale Rolle zu.

Innerhalb der Systemgrenze werden daher Prozesse modelliert, die aus den Stoffströmen zu bewertbaren Produkten führen. Diese Prozesse werden als (ökologische) Aufwendungen aufgeführt. Diesen Prozessen werden dann die Gutschriften durch Standardprodukte aus den Literaturdatenbanken gegenübergestellt.

Eine Diskussion der detaillierten Prozesse der Gutschriften findet im Kapitel 4.2.3 statt.

### **3.2.6 Berücksichtigte Wirkungskategorien**

Von den einzelnen Schritten des Batterierecyclings können unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt ausgehen. Diese möglichen Auswirkungen sind bei der Schadstoffbewertung in der Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen. Die Aufgabe der Wirkungsabschätzung ist es, die in der Sachbilanz erhobenen Daten in Hinblick auf bestimmte Umweltauswirkungen, sogenannte Wirkungskategorien, zu untersuchen und damit zusätzliche Informationen zu liefern, die in die Bewertung einfließen.

Wichtige Wirkungskategorien sind in Tabelle 3-1 aufgeführt.

Tabelle 3-1 Wirkungskategorien [UBA 1995]

<b>Verbrauch von Ressourcen</b>	<b>Bildung von Photooxidantien</b>
<b>Treibhauseffekt</b>	Flächenverbrauch
Ozonabbau in der Stratosphäre	Geruchsbelästigungen, Lärm
Humantoxische Belastungen	Belastungen am Arbeitsplatz
Ökotoxische Belastungen	Abwärme und Abfallaufkommen
<b>Versauerung von Ökosystemen</b>	Strahlenbelastung
<b>Eutrophierung von Ökosystemen</b>	Bedrohung von Naturschönheit und -vielfalt

Die obige Liste erfasst bis auf die Kategorie „Respiratory inorganics“ auch alle vom ILCD-Handbuch empfohlenen Wirkungskategorien [ILCD 2010],

Bezüglich der zu betrachtenden Wirkungskategorien führt die Fachliteratur aus:

*Da ISO 14044 keine feste Liste von Wirkungskategorien vorgibt, nicht einmal eine Empfehlungsliste, obliegt die Auswahl der Kategorien den Erstellern der Ökobilanz.*

[Klöpffer 2009]

Die Auswahl der Wirkungskategorien für die vorliegenden Ökobilanzen der Recyclingverfahren für Lithium-Ionen-Batterien aus dem Elektromobilitätsbereich fand auf den ersten Sitzungen der Umbrellagruppe LCA (bestehend aus Mitgliedern der Projektverbände LiBRi und LithoRec) ein einvernehmliches Ergebnis. In Anpassung an die Thematik und die bestehenden Fragestellungen bzgl. der Recyclingverfahren wurden die oben aufgelisteten **fettgedruckten** Wirkungskategorien als Grundlage der Ökobilanzierung verwendet.

Nach [SCHMITZ 1999] existieren für die Humantoxizität und die ökotoxischen Belastungen keine methodischen Konzepte zur Charakterisierung. Es können zwar in den letzten Jahren hinsichtlich der methodischen Diskussion Fortschritte beobachtet werden; allerdings ist der Entwicklungsprozess noch nicht abgeschlossen [Klöpffer 2009]. Weiterhin ist die Datenlage zu zahlreichen human- und ökotoxischen Stoffen so schlecht, dass fundierte Aussagen nur schwer abzuleiten sind. Es wird daraufhin auf die Einbeziehung der Humantoxizität und Ökotoxizität anhand einer Wirkungsabschätzung verzichtet. Stattdessen wird eine gesonderte Betrachtung für die als Hotspot identifizierte potenzielle Emission von Flusssäure durchgeführt.

Die Wirkungskategorien „Respiratory inorganics“, Flächenverbrauch, Geruchsbelästigungen/Lärm, Belastungen am Arbeitsplatz sowie Bedrohung von Naturschönheit und -vielfalt werden für die Ökobilanz nicht berücksichtigt, da die entsprechenden großtechnischen Anlagen noch nicht realisiert sind und damit diese spezifischen Wirkungen heute nicht quantifiziert werden können.

Abwärme wird aus Gründen fehlender Relevanz für das untersuchte System nicht berücksichtigt. Dies gilt gleichermaßen für die Wirkungskategorie Strahlenbelastung, da keine spezifischen Belastungen vorliegen. Das Abfallaufkommen wird als Flussgröße erfasst und diskutiert. Der anfallende Abfall wird behandelt und die resultierenden Umweltbelastungen in den entsprechenden Wirkungskategorien quantifiziert.

Auf die Wirkungskategorie Ozonabbau in der Stratosphäre wird im Kapitel 4.4.4 eingegangen und ihre Nichtbehandlung wird begründet.

Nachfolgend werden die in der Ökobilanz verwendeten Wirkungskategorien vorgestellt. Hinsichtlich des **Verbrauchs an Ressourcen** wird einerseits der **Verbrauch an energetischen Ressourcen** über den Kumulierten Energie-Aufwand (KEA) abgebildet. KEA ist ein Maß für den gesamten Verbrauch an energetischen Ressourcen, die für die Bereitstellung eines Produktes oder einer Dienstleistung benötigt werden. Im KEA enthalten ist auch der Energiegehalt, der im Produkt selbst enthalten ist. Der KEA weist generell alle nicht erneuerbaren und erneuerbaren energetischen Ressourcen als Primärenergiewerte aus. In der vorliegenden Ökobilanz werden die nicht erneuerbaren energetischen Ressourcen (KEA nicht erneuerbar, KEA n.e.) bilanziert, nicht aber die erneuerbaren Energien. Zur Berechnung wird der untere Heizwert der verschiedenen Energieträger angesetzt.

Der Verbrauch an **abiotischen Ressourcen mineralischen Typs** ist bzgl. der betrachteten Recyclingverfahren ebenfalls eine wichtige Wirkungskategorie, da die betrachteten Recyclingverfahren auf die Rückgewinnung wertvoller Sekundärmetalle zielen und damit primäre Metallressourcen einsparen sollen. Hierfür wurde für Ökobilanzen der Wirkungsparameter ADP elementar (abiotic depletion potential,  $ADP_{elem.}$ ) entwickelt. In der vorliegenden Studie wird die Definition des  $ADP_{elem.}$  aus der Basismethode des Dutch LCA Handbook [Guinée et al. 2001] mit den Charakterisierungsfaktoren nach [CML 2010] verwendet. Das  $ADP_{elem.}$  berechnet sich dementsprechend als Quotient aus der Extraktionsrate einer Ressource und dem Quadrat der „ultimate reserve“<sup>1</sup> dieser Ressource. Bezogen wird auf Antimonäquivalente.

Die Charakterisierungsfaktoren für die in dieser Studie relevanten Metalle sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

---

<sup>1</sup> Weitestgehende Definition von Reserve.

Tabelle 3-2 Charakterisierungsfaktoren für den  $ADP_{\text{elem}}$  ultimate reserve

Element	ADP (kg-Sb-eq./kg)
	<b>ultimate reserve</b>
Aluminium	<b>1,09E-09</b>
Chrom	<b>4,43E-04</b>
Kobalt	<b>1,57E-05</b>
Kupfer	<b>1,37E-03</b>
Gold	<b>5,20E+01</b>
Eisen	<b>5,24E-08</b>
Lithium	<b>1,15E-05</b>
Mangan	<b>2,54E-06</b>
Nickel	<b>6,53E-05</b>
Silber	<b>1,18E+00</b>

Die Berechnung des **Treibhauspotenzials** (GWP) in Form von  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten wird allgemein anerkannt. Mit dem Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Bei der Berechnung von  $\text{CO}_2$ -Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt; daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Ökobilanz verwendet werden soll. Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahre-Basis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Die in den Berechnungen des Treibhauspotenzials berücksichtigten Substanzen werden mit ihren  $\text{CO}_2$ -Äquivalenzwerten nach [IPCC 2007] bewertet.

Die **Eutrophierung** steht für eine Nährstoffzufuhr im Übermaß, sowohl für Gewässer als auch für Böden. Im vorliegenden Projektzusammenhang wird der Nährstoffeintrag über Luft und Wasser (bzw. Boden) betrachtet. Das Eutrophierungspotenzial (EP) von Nährstoffemissionen wird hierbei durch die Aggregation von Phosphat-Äquivalenten nach [CML 2010] ermittelt.

Eine **Versauerung** kann ebenfalls sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich sind die Emissionen säurebildender Abgase. Die Berechnung erfolgt in Form von Säurebildungspotenzialen (AP, [CML 2001]) mit den Charakterisierungsfaktoren nach [CML 2010].

Die Wirkungskategorie **Photooxidantien** (Photochemical Ozone Creation Potential, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial, POCP) bildet die Entstehung von Sommersmog oder bodennahem Ozon ab. Ozon führt zu Wald- und Vegetationsschäden. In höheren Konzentrationen ist es humantoxisch (Reizung der Atmungsorgane, Asthma, Husten und Augenreizung) [Schmid 2006]. Die Ozonbildung ist ein komplexer Prozess, bei dem den Kohlenwasserstoffen ein Ozonbildungspotenzial zugewiesen werden kann. Genaue Potenziale gelten nur für eine definierte Umgebung mit einer bestimmten Lichtintensität, einer bestimmten NO<sub>x</sub>-Konzentration und definierten meteorologischen Bedingungen. In der Ökobilanzierung werden als Mittelwerte die Wirkfaktoren nach [CML 2010]. angesetzt, die auf 1 kg Ethylen-Äquivalent bezogen werden.

Als optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung wird eine Normierung der Kategorien GWP, APD<sub>elem.</sub>, AP, EP und POCP mit den globalen Jahresemissionen als Referenzwerten durchgeführt [CML 2010]. Ordnungs- und Gewichtungungsverfahren werden nicht verwendet.

### 3.2.7 Methoden der Auswertung

Die Auswertung wird entsprechend den in ISO 14040/44 geforderten Bestandteilen durchgeführt. Sie umfasst:

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzungsphasen der Ökobilanz;
- eine Beurteilung, die die Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen berücksichtigt;
- Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen.

### 3.2.8 Konformität und kritische Prüfung

Die vorliegende Ökobilanz wurde entsprechend den einschlägigen Vorgaben der ISO 14040/14044 durchgeführt. Wie in Abschnitt 3.1 ausgeführt, entfallen die spezifischen Anforderungen an vergleichende Ökobilanzen, da Vergleiche unterschiedlicher Recyclingverfahren nicht intendiertes Ziel der vorliegenden Ökobilanzstudie sind. Die Arbeiten zur Ökobilanz wurden durch einen unabhängigen, externen Critical Reviewer (Prof. Dr. Finkbeiner), der auf einschlägige und umfassende Kenntnisse und Erfahrungen der methodischen Anforderungen an Ökobilanzen und deren Weiterentwicklung verweisen kann, begleitet und mit Empfehlungen unterstützt.

### **3.2.9 Einschränkungen, Verwendung und Zielgruppen**

Als wesentliche Einschränkung bzgl. der Ergebnisse der vorliegenden Ökobilanzstudie ist darauf zu verweisen, dass es sich um ein in Entwicklung befindliches Recyclingverfahren handelt und demnach die Mehrzahl der Sachbilanzdaten aus ersten Einzelversuchen (Batterieentladung und -zerlegung) und Laborversuchen bzw. Pilotanlagen (Zellzerlegung, Kathodenseparation, hydrometallurgische Aufbereitung). Es fehlen daher noch Daten aus industriellem Betrieb. Eine weitere Einschränkung besteht in der Vielfalt der in Frage kommenden Lithium-Ionen-Traktionsbatterien und der auf die Zukunft nicht einfach zu prognostizierenden Marktentwicklungen hierzu. Nichtsdestoweniger wurde in konstruktiver und gemeinsamer Arbeit der Mitglieder der Umbrellagruppe LCA diese Einschränkung durch die Abstimmung auf wichtige generische Batterietypen soweit wie möglich adressiert.

Die Sachbilanzdaten werden aus Konsistenzgründen primär aus der GaBi-Datenbank (Version 4.4) entnommen. Für diese Ökobilanz werden die Datensätze aus der Professional Datenbank und der Zusatzdatenbank „Anorganische Vorprodukte“ verwendet. Für darin fehlende Datensätze, die für diese Ökobilanz notwendig sind, werden Daten aus der Datenbank ecoinvent v2.01 eingesetzt: Dies gilt insbesondere für die Datensätze zum Metallrecycling (z. B. Kupfer), teilweise auch für die Primärgewinnung. Aus Gründen der Konsistenz wird daher für Metalle stets die ecoinvent-Datenbank verwendet.

Deswegen wird das Basisszenario mit der Gutschrift für die Primärgewinnung von Kobalt aus der ecoinvent-Datenbank modelliert, obgleich dieser Datensatz ausweislich als Hilfsprozess, d. h. mit geringer Qualität, gekennzeichnet ist. Zur Darstellung des Einflusses der Wahl dieses Datensatzes wird auf die Sensitivität in Kapitel 6.2.2.3 verwiesen.

Eine wichtige Zielgruppe für die Ökobilanzstudie sind die Verbundpartner des LithoRec-Projektes selbst. Für die LithoRec-Verbundpartner sind die Teilergebnisse für die einzelnen Module des Recyclingverfahrens ebenso interessant wie die Gesamtergebnisse. Weiterhin sind mögliche Unterschiede in den Ergebnissen für das Recycling des NMC-Typs im Vergleich zum LFP-Typ von Interesse. Schließlich ist die Identifizierung möglicher ökologischer Optimierungspotenziale bzgl. des Recyclingprozesses von elementarer Bedeutung.

Eine weitere Zielgruppe für die Ergebnisse stellt das fördernde BMU selbst und die interessierte Fachöffentlichkeit dar. Für die Politik sind vor allem Erkenntnisse bzgl. noch offenen Forschungsbedarfs und ggf. entsprechend weiterer Förder- und Entwicklungsprogramme wichtig.

### **3.2.10 Art und Aufbau des für die Studie vorgesehenen Berichts**

Wie in Abschnitt 2 beschrieben, orientiert sich die Art und der Aufbau des Berichts (Abschnitte 3, 4, 5, 6) konsequent an den vier Phasen einer Ökobilanz.

## 4 Sachbilanz

### 4.1 Prozessbeschreibung

Das LithoRec-Verfahren gliedert sich in vier Hauptprozessschritte:

- Batterie- und Modulzerlegung (DM)
- Zellzerlegung (ZZ)
- Kathodenseparation (KS)
- hydrometallurgische Aufbereitung (HA)

#### Batterie- und Modulzerlegung (DM)

Im Schritt der Batterie- und Modulzerlegung werden die Batterien zunächst tiefentladen und dann mithilfe von Akkuschaubern in Einzelkomponenten zerlegt. Als Output, der zum nächsten Prozessschritt weitergeleitet wird, fallen hier die geschlossenen Zellen an. Die anderen Wertkomponenten (Batterie- und Modulgehäuse, Rahmen, Kabel) werden dem Recycling zugeführt. Aus Sicherheitsgründen ist in diesem Schritt eine Entlüftung vorzusehen, falls sich defekte Zellen in den Batterien befinden. Weiterer Energiebedarf resultiert für den Transport der Batterien auf Gabelstaplern, sowie für das Dismantling selbst (Akkuschauber).

#### Zellzerlegung (ZZ)

Bei der im Basisszenario dieser Ökobilanz vorgesehenen manuellen Zellzerlegung wird die Zelle zunächst geöffnet, mit Lösemittel gespült, um den Elektrolyten auszuwaschen, und anschließend in ihre Einzelteile (Kathode, Anode, Separator) zerlegt. Die Kathode wird zum nächsten Prozessschritt im LithoRec-Verfahren weitergeleitet. Die Anode sollte aufgrund des wertvollen Kupfers einem Recycling zugeführt werden, der Separator wird entsorgt. Energiebedarf resultiert in diesem Schritt insbesondere aus der benötigten Entlüftung, zudem aus dem bei der Auswaschung vorgesehenen Rütteln der Zellen.

#### Kathodenseparation (KS)

Im folgenden Schritt wird die Beschichtung der Kathode von der Ableiterfolie aus Aluminium mittels mechanischer und thermischer Verfahren getrennt. Hierfür wird Strom benötigt. Außerdem fallen Prozessemissionen (Fluorwasserstoff und Kohlendioxid) an. Die abgetrennte Beschichtung (inkl. minimaler Verunreinigungen mit Aluminium aus der Ableiterfolie) gelangt zur hydrometallurgischen Aufbereitung. Die rein abgetrennte Ableiterfolie wird dem Aluminiumrecycling zugeführt.

#### Hydrometallurgische Aufbereitung (HA)

In der hydrometallurgischen Aufbereitung werden die Aktivmaterialien aus der Beschichtung als batteriefähige Materialien zurückgewonnen. Der Prozess ist dabei vom Kathodentyp abhängig. Zunächst werden andere Bestandteile der Beschichtung (z. B. Leitrüß, Eisen und Phosphat bei der LFP-Kathode) abgetrennt. Bei der NMC-Kathode folgt dann die Abtrennung

von Kobalt, Nickel und Mangan in einer Sulfatlösung, in der die drei Metalle gemischt (fast im stöchiometrischen Verhältnis) vorliegen. Das Lithium wird (bei beiden Kathodentypen) in weiteren Schritten aufgereinigt und als Lithiumhydroxid gewonnen. Der Prozess benötigt Hilfsstoffe und Energie.

## 4.2 Datengrundlage

### 4.2.1 Spezifische Daten

Eine wesentliche Festlegung bezüglich der verwendeten spezifischen Daten war die Einigung auf eine **generische Batteriezusammensetzung durch die LCA-Umbrellagruppe** (siehe auch Kapitel 3.2.1, funktionelle Einheit). Die generische Batteriezusammensetzung wird als Eingangsstrom für die Bilanzierung des Batterierecyclings in beiden Verbänden (LiBRi und LithoRec) zugrunde gelegt. Für drei unterschiedliche Kathodentypen (NMC, NCA und LFP) wurde jeweils ein Mittelwert aus Batterien stark unterschiedlicher Größe und Formen (Batterien für Hybrid-, Plug-in-Hybrid- und vollelektrische Fahrzeuge) abgeleitet, die als Lithium-Ionen-Traktionsbatterien in Frage kommen. An dieser Stelle sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Batteriezusammensetzungen, die in der folgenden Tabelle aufgeführt sind, **auf keinen Fall die Zusammensetzung definierter Batterien eines entsprechenden Herstellers** wiedergeben. Die diversen unterschiedlichen Formen und Größen der real am Markt oder in Entwicklung befindlichen Batterien bestärkten das Projektteam in Abstimmung mit den Mitgliedern der Umbrellagruppe LCA, vielmehr generische Durchschnittsdatensätze zu bilden.

Da im Rahmen des LithoRec-Projektes die NCA-Batterien nicht vertieft untersucht wurden, werden in dieser Ökobilanz nur die Batterien mit NMC- und LFP-Kathode betrachtet.

Die Zusammensetzung ist in Tabelle 4-1 dargestellt. Es ist zu beachten, dass sich für die unterschiedlichen Batterien nicht nur die Kathodentypen in Zusammensetzung und Massen unterscheiden, sondern auch die restlichen Zellkomponenten sowie das Batterie- und Modulgehäuse.

Tabelle 4-1 Generische Zusammensetzung der Batterietypen (NMC, NCA, LFP), wie in der LCA-Umbrellagruppe abgestimmt

		Mittelwerte für versch. Kathodentypen		
Zelltyp		NMC	NCA	LFP
Gesamtmasse	kg/Batterie	141	100	118
Gesamtmasse	g/kg	1 000	1 000	1 000
Energiedichte	Wh/kg	86	96	71

<b>Zellmaterial</b>					
	<b>gesamt</b>	<b>g/kg</b>	<b>630</b>	<b>598</b>	<b>530</b>
	Kathode	g/kg	191	175	173
darunter	Lithium	g/kg	14	13	7,6
	Kobalt	g/kg	39	16	
	Nickel	g/kg	39	86	
	Mangan	g/kg	36		
	Aluminium	g/kg		2,5	
	Eisen	g/kg			61
	Phosphor	g/kg			34
	Sauerstoff	g/kg	63	58	70
		Elektrolyt	g/kg	114	101
	Separator	g/kg	54	50	43
	Anode-C	g/kg	140	131	111
	Kath-Alu-Folie	g/kg	39	40	34
	Anode-Cu	g/kg	66	70	60
	Zellgehäuse Al	g/kg	21	20	17
	Sonstiges	g/kg	6,0	10	8,5
<b>Batterie- und Modulgehäuse</b>					
	<b>gesamt</b>	<b>g/kg</b>	<b>370</b>	<b>402</b>	<b>470</b>
	Kabel	g/kg	21	50	64
darunter	Kupfer	g/kg	13	30	38
	Aluminium	g/kg	1,4	10	13
	Edelstahl	g/kg	7,1	10	13
	Rahmen	g/kg	114	101	128
darunter	Kunststoff	g/kg	107	81	102
	Edelstahl	g/kg	7,1	20	26
	Gehäuse	g/kg	199	241	267
darunter	Edelstahl	g/kg	199	241	267
	Aluminium	g/kg			
	Kunststoff	g/kg			
	Sonstiges	g/kg	36	10	11

Einen Teil der Rubrik „Sonstiges“ macht das Batteriemanagementsystem (BMS) aus. Hier stellte der LithoRec-Partner I+ME Actia Komponenten (Master und Slave) zur Verfügung, die von Umicore auf ihre Zusammensetzung analysiert wurden. Die Ergebnisse dieser Analyse, insbesondere die Gesamtmasse und die Gehalte an Kupfer, Nickel, Gold und Silber fließen in die Sachbilanz des BMS-Recyclings ein. Die in Bezug auf die durchgeführte Ökobilanz

relevanten Daten aus der BMS-Analyse sind im vertraulichen Annex 4 zu dieser Studie aufgeführt.

Bei der in dieser Studie betrachteten Pilotanlage für die Batterie- und Modulzerlegung wird die in den Batterien enthaltene Restenergie teilweise als Strom zurückgewonnen und in das Netz eingespeist. Für die Berechnung der resultierenden Stromgutschriften wird jeweils die in Tabelle 4-1 genannte Energiedichte (bezogen auf kg-Batteriegewicht) zugrunde gelegt. Zudem wird davon ausgegangen, dass die Restkapazität der End-of-life-Batterien 80 % der Neukapazität beträgt und dass 80 % des Energieinhalts tatsächlich als Strom zurückgewonnen werden können. Der mittlere Ladezustand der Batterien wird statistisch verteilt mit 50 % angenommen.

Die prozessspezifischen Daten für die bilanzierten Prozessschritte wurden von den jeweils dafür zuständigen Projektpartnern zur Verfügung gestellt. Tabelle 4-2 zeigt die Datenherkunft im Überblick.

Tabelle 4-2 Herkunft der prozessspezifischen Daten

Prozessschritt	Datenquelle	Maßstab des Prozesses
Batterie- und Modulzerlegung	Umicore, Hanau (DE)	Pilotanlage
Zellzerlegung (manuell)	Uni Münster (DE)	Labormaßstab
Kathodenseparation	TU Braunschweig (DE)	Labormaßstab
Hydrometallurgische Aufbereitung	Chemetall (DE)	Labor – unter Berücksichtigung der Skalierung auf Pilotmaßstab

Die Daten wurden vom Öko-Institut auf ihre Plausibilität geprüft.

Für diese Studie wird auf die Werte aus der Ökobilanz zu LiBRi (Angaben von Umicore zum selben Schritt) zurückgegriffen. Dies scheint gerechtfertigt, da sich aufgrund der einheitlichen generischen Inputzusammensetzung keine Unterschiede ergeben dürfen.

Zudem wurden für nicht ausreichend quantifizierte Schritte Abschätzungen durchgeführt. Dies bezieht sich insbesondere auf den Schritt der Zellzerlegung (Auswaschung der Zellen) sowie auf die Behandlung der Abgase aus Zellzerlegung und Kathodenseparation.

Konkret wurden folgende Annahmen getroffen:

- Energiebedarf (ZZ): Angaben zum Energiebedarf der manuellen Zellöffnung, -auswaschung und -zerlegung lagen nicht vor. Da der Schritt manuell geschieht, wird der Energiebedarf für diese Bilanz zunächst vernachlässigt. Allerdings ergibt sich durch den notwendigerweise vorzusehenden Luftabzug ein nicht vernachlässigbarer Beitrag, der in dieser Studie nicht erfasst wird.

- Lösemittleinsatz (ZZ): Für die Zellauswaschung war der Lösemittelbedarf im Labor für kleinere als in dieser Bilanz betrachtete Zellen ermittelt worden. Für diese Ökobilanz wird der spezifische Wert (mL-Lösemittel/kg-Zelle) als konstant angenommen und auf das höhere Zellgewicht umgerechnet. Weiterhin wurde im Labor ermittelt, dass mit dem Lösemittel 95 % des Elektrolyten ausgewaschen werden. Hieraus wurde abgeleitet, dass sowohl 5 % des Elektrolyten als auch 5 % des Lösemittels in der Zelle verbleiben. Da nicht bekannt war, wie hoch der Prozentsatz ist, der davon in der Kathode verbleibt, wird zudem in einer konservativen Schätzung davon ausgegangen, dass die gesamten 5 % mit der Kathode zum nächsten Prozessschritt (Kathodenseparation) gelangen und dort zu Fluorwasserstoff- und Kohlendioxidemissionen führen. Da bisher kein Verfahren zur Aufbereitung des ausgewaschenen Lösemittels (inkl. Elektrolyt) entwickelt wurde, wird in dieser Bilanz die Verbrennung als Sondermüll modelliert. Perspektivisch wird jedoch eine Rückgewinnung von Lösemittel, Elektrolyt und Leitsalz angestrebt. Das verwendete Lösemittel Dimethylcarbonat wird in der Ökobilanz mit Propylenglykol modelliert, da für Dimethylcarbonat kein Datensatz verfügbar war.
- Lithiumverluste (ZZ): Es wird davon ausgegangen, dass bei der Zellzerlegung ca. 3 % des Lithiums aus der Kathode als Interkalationslithium mit den anderen abgetrennten Komponenten verloren gehen.
- Berücksichtigung von Binder und Leitadditiv (KS, (HA)): Im Schritt der Kathodenseparation werden zusätzlich zu den in Tabelle 4-1 aufgeführten Komponenten in der Kathode ein Binder (Annahme: PVdF) und Leitadditiv (Ruß, Graphit) berücksichtigt. Ihre Massen werden mit jeweils 5 % des resultierenden Gesamtgewichts der Beschichtung (Aktivmaterialien, Binder, Leitadditiv) abgeschätzt. Das Leitadditiv gelangt mit den Aktivmaterialien zur hydrometallurgischen Aufbereitung, wird dort abgeschieden und gelangt als fester Rückstand zur Sondermüllverbrennung.
- Flusssäurewäscher (KS, (ZZ)): Bei der Kathodenseparation (und zu einem geringen Anteil auch bei der Zellzerlegung<sup>2</sup>) entstehen Fluorwasserstoffemissionen. Diese wurden stöchiometrisch abgeschätzt: Bei der Zellzerlegung wird pauschal von 1 % des Fluorinhalts aus dem LiPF<sub>6</sub> ausgegangen, bei der Kathodenseparation wird das gesamte Fluor aus dem in der Kathode verbliebenen LiPF<sub>6</sub> (5 % des Inputs zum Recycling) und aus dem Binder emittiert. Für den Flusssäurewäscher wird der Bedarf an Natronlauge stöchiometrisch berechnet, wobei der Nebenreaktion von NaOH mit Kohlendioxid zu Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> mit 0,5 mol-Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>/mol-NaF Rechnung getragen wird. Das sequestrierte Kohlendioxid wird dem Prozess beim GWP gutgeschrieben. Der Energiebedarf für das

---

<sup>2</sup> Bei der Auswertung der mit den Prozessschritten verbundenen Umweltwirkungen in Kapitel 5 werden deswegen die mit dem Flusssäurewäscher verbundenen Auswirkungen komplett im Prozessschritt „Kathodenseparation“ erfasst.

Gebläse des Flusssäurewäschers wurde grob abgeschätzt. Der Energiebedarf für Pumpen sowie die Aufbereitung des Abwassers wurde vernachlässigt.

Die Rohdaten sind im vertraulichen Annex 4 zu dieser Studie aufgeführt.

#### 4.2.2 Generische Datensätze

Eine Übersicht über die verwendeten generischen Datensätze gibt Annex 2.

Aufgrund des Wunsches von Projektteilnehmern wurde als Bilanzierungswerkzeug die Bilanzierungssoftware „GaBi“ eingesetzt, um Projektergebnisse auch „in-house“ weiterverwenden zu können. Diese Vorgehensweise hat aus pragmatischen Gründen zu folgender Auswahl der Literaturdatensätze geführt:

In der Regel werden Datensätze aus GaBi v4.4 verwendet, wobei diese sich teilweise auf Industriedaten (z. B. der EAA, PlasticsEurope, worldsteel) stützen. Für diese Ökobilanz werden die Datensätze aus der Professional Datenbank und der Zusatzdatenbank „Anorganische Vorprodukte“ aus GaBi v4.4 verwendet. Für darin fehlende Datensätze, die für diese Ökobilanz notwendig sind, werden Daten aus der Datenbank ecoinvent v2.01 eingesetzt: Dies gilt insbesondere für die Datensätze zum Metallrecycling (z. B. Kupfer), teilweise auch für die Primärgewinnung. Aus Gründen der Konsistenz wird daher für Metalle stets die ecoinvent-Datenbank verwendet.

Deswegen wird das Basisszenario mit der Gutschrift für die Primärgewinnung von Kobalt aus der ecoinvent-Datenbank modelliert, obgleich dieser Datensatz ausweislich als Hilfsprozess, d. h. mit geringer Qualität, gekennzeichnet ist. Zur Darstellung des Einflusses der Wahl dieses Datensatzes wird auf die Sensitivität in Kapitel 6.2.2.3 verwiesen.

Der geographische Bezug der Datensätze wird nach Möglichkeit landesspezifisch, sonst europäisch oder global (in dieser Priorisierung) gewählt. Hierbei ist zu beachten, dass, obwohl z. B. die Buntmetallproduktion die globalen Prozesse beinhaltet, ihr Mix landestypisch ausformuliert ist.

Für die Hilfsstoffe wird mit Datensätzen „Produktionsmix ab Hersteller“ gearbeitet und jeweils ein Transport zum Einsatzort vorgesehen.

Für den Transport der Hilfsstoffe, der Wertstoffe aus der Batteriezerlegung zum Recycling, der entladenen Zellen und der Legierung wird ein LKW mit einem zulässigen Gesamtgewicht (zGG) von größer 34-40 t angenommen. Für den Antransport der Batterien wird ein geringeres zGG (12-14 t) verwendet, da die Batterien möglicherweise noch geladen sind und dezentral anfallen. Der Transport der festen Rückstände aus den Prozessen zur Deponie wird mit einem LKW mit einem zGG von 14-20 t modelliert. Alle LKW werden als dieselbetrieben, Euro 3 angenommen. Weitere Ausführungen zur Modellierung der Transporte können Kapitel 4.2.4 entnommen werden.

Für die Energieversorgung (Strom, Prozessdampf, Erdgas) werden Datensätze „Verbrauchsmix, beim Verbraucher“ zugrunde gelegt. Druckluft wird mit „Produktionsmix, ab Werk“ beschrieben, da davon ausgegangen werden kann, dass sie vor Ort erzeugt wird. Bei der Stromversorgung wird für Industriebetriebe eine Spannungsebene von 1kV-60kV angenommen. Für die Stromgutschrift wird ebendiese Spannungsebene verwendet.

Für Diesel wird ein Datensatz „Verbrauchsmix, ab Raffinerie“ verwendet, der Transport zum Verbraucher wird vernachlässigt. Es wird von einem Schwefelanteil von 50 ppm ausgegangen.

#### **4.2.3 Modellierung der Gutschriften**

Für das Gesamtergebnis der Ökobilanz ist die Bewertung des Materialrecyclings entscheidend. Daher kommt der Modellierung des Recyclings, d. h. der Gutschriften, eine sehr hohe Bedeutung zu. Dies betrifft sowohl die ingenieurmäßige Entscheidung der „Äquivalenz“ von Rezyklat und Primärmaterial als auch die Auswahl der entsprechenden Ökobilanzprozesse aus den Literaturdatenbanken.

Das Recycling von Lithiumbatterien wird in drei Schritten vollzogen. Im ersten Schritt wird die Batterie in Gehäuse, Elektrik und Zellen (Dismantling – DM) zerlegt. Im zweiten Schritt werden die Zellen in ihre Inhalte separiert (Zellzerlegung – ZZ) und im dritten die Zellmaterialien aufbereitet (Kathodenseparation – KS, hydrometallurgische Aufbereitung – HA).

Die aus den Operationen erhaltenen Materialien werden konfektioniert, d. h. sie werden in verschiedenen Prozessen so behandelt, dass ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften den Eigenschaften von Primärmaterialien entsprechen. Sind diese Eigenschaften nur partiell gegeben, kann ein Bewertungsabschlag vorgenommen werden. Für die thermische Verwertung werden die Energieträger (Strom etc.) gutgeschrieben.

In der vorliegenden Tabelle werden die rezyklierten Materialien (Materialien), der Recyclingprozess (Recyclingprozess) und der zur Gutschrift herangezogene Primärprozess (Primärprozess) aufgeführt. In einer zusätzlichen Spalte (Bemerkung) wird vermerkt, ob der angeführte Prozess aus der Literaturdatenbank unverändert (ohne Zusatz) oder adaptiert worden ist.

Die eingesetzten Prozesse aus der Literaturdatenbank sind im Annex 2 dokumentiert.

Tabelle 4-3 Gegenüberstellung der rezyklierten Materialien, des angelasteten Recyclingprozesses sowie der für das Recyclingmaterial erteilten Gutschrift

Materialien	Recyclingprozess	Gutschrift	Bemerkung
DM: Aluminium	Sekundäraluminium (Aufarbeitung und Umschmelzen)	EU-Verwendungsmix Primäraluminium	Datensätze nach EAA [EAA 2008]
ZZ: Aluminium KS: Aluminium	Sekundäraluminium (nur Umschmelzen)	EU-Verwendungsmix Primäraluminium	Datensätze nach EAA [EAA 2008]
DM: BMS (Elektrik/Elektronik)	Leiterplattenrecycling auf Kupfer, Nickel, Gold, Silber	Primärgewinnung der Metalle	(1): Adaption des Metallgehaltes nach eig. Laboruntersuchung
DM: Kupfer ZZ: Kupfer	Sekundärkupfer	Primärkupfer	(2) Adaption des Primärkupferprozesses
DM: Edelstahl	Elektro-Edelstahl	Edelstahl aus Blaswerk	(3) Adaption Elektrostahl auf 100 % Edelstahlinput
DM: Kunststoff- halterungen PA 6	Kunststoffaufbereitung PA 6	Primärkunststoffherstellung PA 6	(4) Modellierung Rezyklat nach IFEU [IFEU 2002]
HA: Kobaltsulfat in Mischsalzlösung	Primärdaten des Projektes	Primärgewinnung: Kobalt + Umsetzung mit $H_2SO_4$ zu $CoSO_4$	(5) Stöchiometrische Umsetzung
HA: Nickelsulfat in Mischsalzlösung	Primärdaten des Projektes	Primärgewinnung: Nickel + Umsetzung mit $H_2SO_4$ zu $NiSO_4$	(5) Stöchiometrische Umsetzung
HA: Mangansulfat in Mischsalzlösung	Primärdaten des Projektes	Primärgewinnung: Mangan + Umsetzung mit $H_2SO_4$ zu $MnSO_4$	(5) Stöchiometrische Umsetzung
HA: Lithiumhydroxid	Primärdaten des Projektes	Primärgewinnung: Lithiumhydroxid	Brines (Chile)

Die Adaptionen der Prozesse sind spezifisch auf die Gegebenheiten zugeschnitten. Generell gilt, dass der Output der Sekundärprozesse (und damit der Output der reversen Primärprozesse) über die Gewinnquoten des Schrottanteils berechnet wird:

1. Die Elektronikbauteile der Batterie (BMS) bestehen aus Leiterplatten mit messtechnischen und elektrischen Einheiten. Beispielhafte BMS wurden im Projekt auf gewinnbare Metalle beprobt. Die zur Verfügung stehenden Daten wurden genutzt, um

den Prozess „Leiterplattenrecycling/ecoinvent“ zu kalibrieren. Der Prozess umfasst die Aufbereitung/Abtrennung. Als Herstellungsprozesse der Metalle wurden die entsprechenden Sekundärprozesse ausgewählt.

2. Kupfer: Kupfer fällt beim Dismantling der Batterie als metallisches Kupfer an. Die Modellierung sieht hier den Sekundärkupferprozess vor. Für die Gutschrift werden die Primärkupferprozesse aus dem ecoinvent-Datensatz „RER: G\_Kupfer, ab Regionallager“, bereinigt um ihre Sekundärkupferanteile, genutzt.
3. Edelstahl: Das Edelstahlgehäuse kann als hochwertiger Schrott eingestuft werden. Der vorhandene Edelstahl-Elektrostahlprozess ist aber untauglich, da er wie der Blasstahlprozess auf primäres Nickel-/Chromerz zurückgreift. Um den Schrottprozess zu modellieren, wird daher auf den klassischen, schrottbasierten Elektrostahl zurückgegriffen.
4. PA 6: Die Aufwendungen für das Recycling von PA 6 sind mit Daten zum PS-Recycling von Produktionsabfällen modelliert, die aus einer Studie von IFEU stammen [IFEU 2002]. Die Gutschrift erfolgt auf Basis von Virgin-PA 6.
5. Kobalt-, Mangan- und Nickelsulfat in Mischsalzlösung: Die nasschemische Aufbereitung des Altelektrodenmaterials führt zu ihren Sulfaten. Nach Reinigung liegen die drei Metalle in der Sulfatlösung vor und können ohne weitere Behandlung (allerdings unter Zugabe von Frischmaterial) in der Neuelektrodenmaterialherstellung genutzt werden. Für alle drei Metalle gelten normalerweise die Sulfate als Einsatzmaterial, die auch industriell durch Auflösung in Schwefelsäure gewonnen werden. Zur Gutschrift dieser Metallsulfate werden die Metalle aus ihrer primären Herstellung durch Umsetzung mit stöchiometrischen Mengen an Schwefelsäure berechnet.

#### **4.2.4 Modellierung der Transporte**

Für alle Güterbewegungen in dieser Ökobilanz wird ausschließlich der Transport per LKW (dieselbetrieben, EURO 3) modelliert, wofür Datensätze aus GaBi v4.4 verwendet werden. Die wesentlichen Annahmen sind für die einzelnen Transportgüter in Tabelle 4-4 aufgelistet.

Tabelle 4-4 Annahmen bei der Modellierung der Transporte

Transportgut	zGG / Nutzlast (t)	Beladung (%)	Distanz, einfach (km)	Leerfahrten- anteil (%)
Ganze Batterien	12-14 / 9,3	70	300	100
Wertstoffe zum Recycling	> 34-40 / 27	100	250 <sup>3</sup> /500 <sup>4</sup>	15
Ganze Zellen	> 34-40 / 27	75	450	100
Hilfsstoffe (als Bulkgüter)	> 34-40 / 27	63	200	60
Flüssige Rückstände zur SMV	> 34-40 / 27	75	50	100
Feste Rückstände zur SMV	> 34-40 / 27	100	50	100
Feste Rückstände zur Deponie	14-20 / 11,4	100	30	100

Für die Zellen liegt die Information von Umicore vor, dass diese aus Sicherheitsgründen in Absorptionsmaterial verpackt transportiert werden müssen (Massenanteil kalkuliert mit 25 %), woraus sich die Beladung von 75 % Zellen beim Transport ergibt. Das Gleiche wird für den Transport der ganzen Batterien angenommen, wobei ein weiterer kleiner Abschlag für nicht vollständige Auslastung vorgesehen wird. Die Distanzen sind jeweils ein Schätzwert für den mittleren Transport aus einer dezentralen Autowerkstatt zur Dismantling-Station (Batterien) bzw. von der Dismantling-Station zur weiteren Aufbereitung (Zellen). Da es sich vermutlich um speziell ausgerüstete Fahrzeuge handelt, wird in beiden Fällen von einer leeren Rückfahrt ausgegangen.

Die Transporte der aus den Zellen ausgelösten Kathode sowie der Transport der Kathodenbeschichtung werden für die Bilanzierung vernachlässigt, da davon ausgegangen wird, dass Zellerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgische Aufbereitung am gleichen oder zumindest an sehr nahegelegenen Standorten durchgeführt werden.

Für die Hilfsstoffe wird mit einer pauschalen Transportdistanz von 200 km gerechnet. Beladung und Leerfahrtenanteil werden nach den Angaben von Ecotransit für Bulkchemikalien angesetzt [Ecotransit, 2010]. Für den Transport von Rückständen zur Sondermüllverbrennung werden eine Transportdistanz von 50 km sowie eine leere Rückfahrt zugrunde gelegt. Für flüssige Rückstände wird die Beladung mit nur 75 % angenommen, um dem besonderen Aufbau des LKW Rechnung zu tragen. Der Transport von festen Rückständen zur Deponie erfolgt angenommenerweise über 30 km Entfernung in einem vollen LKW mit leerer Rückfahrt.

Die Gutschriften erfolgen ab Werk.

<sup>3</sup> Für Aluminium und Edelstahl

<sup>4</sup> Für Kupfer, BMS, Kunststoff (PA 6)

#### 4.2.5 Modellierung der Entsorgung

Da es sich bei dem LithoRec-Verfahren um einen Recyclingprozess handelt, werden die Abfallströme nach Möglichkeit zunächst einer stofflichen Verwertung zugeführt. Als feste Abfallströme, die entsorgt werden müssen, fallen nur die Natriumsalze aus der Flusssäurewäsche und Fällungsrückstände aus der hydrometallurgischen Aufbereitung an. Die Entsorgung dieser Fraktionen wird als Deponierung von Eisenmetallen modelliert. In diesen beiden Schritten fällt zudem Abwasser an, dessen Behandlung mit einem Datensatz zur Behandlung anorganisch und organisch leicht belasteter Industrieabwässer modelliert wird.

Es wird angenommen, dass die Entsorgung des Separators, des ausgewaschenen Lösemittels inkl. des Elektrolyten und des in der hydrometallurgischen Aufbereitung abgetrennten Graphits in einer Sondermüllverbrennungsanlage (SMV) geschieht. Für die Modellierung der SMV wird auf einen Datensatz für die PP- bzw. die Hausmüllverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage zurückgegriffen. Es werden jedoch keine Gutschriften für Strom- und Wärmeauskopplung vorgesehen, da diese in SMVs nicht stattfinden.

Die Transporte zur Entsorgung werden mit dem LKW durchgeführt (siehe Kapitel 4.2.4).

Die verwendeten Datensätze sind in Annex 2 dokumentiert.

### 4.3 Einschätzung der Datenqualität

Die Datenqualität kann aufgrund der Datenherkunft näher diskutiert werden. Dazu können die eingesetzten Daten klassifiziert werden:

- Sekundärdaten aus validierten Datenbanken (Strom, Hilfsstoffe, Metalle etc.),
- Primärdaten von Projektteilnehmern auf Basis von etablierten Prozessen,
- Primärdaten von Projektteilnehmern auf Basis von eigenen Untersuchungen anhand von Labordaten bzw. von Pilotanlagen.

Die Datenqualität von Sekundärdaten ist im Allgemeinen angemessen, wenngleich für Buntmetalle hier Einschränkungen vorliegen. Die Abdeckung der weltweiten Produktion ist nicht vollständig und Emissionen, insbesondere von Luftschadstoffen, können lokal deutliche Unterschiede aufweisen.

Primärdaten auf Basis von etablierten Prozessen sind im Allgemeinen ebenfalls als gut zu bezeichnen.

Bei den Primärdaten auf Basis von Labordaten konnte eine Hochrechnung aus Gründen fehlender Informationen nicht erfolgen. Während in diesen Basisprozessen die Aufwendungen für Strom, Lüftung und Hilfsstoffe „realistisch“ abgedeckt sein sollten, fehlen hier aber Angaben für die Automatisierung sowie Streuverluste für die Materialien zum Recycling. Es ist daher davon auszugehen, dass für beide zusätzliche Aufwendungen bzw. Verluste für das Materialrecycling zu verzeichnen sind.

#### 4.4 Ausgewählte Ergebnisse der LCI: Materialflüsse

Das LithoRec-Verfahren setzt im Recycling Batterien mit reiner Kathodenzusammensetzung ein. Dadurch ergeben sich für das Recycling der Batterien mit NMC- bzw. LFP-Kathode jeweils unterschiedliche Materialströme im Prozess, in Abhängigkeit von der in Kapitel Tabelle 4-1 dargestellten generischen Batteriezusammensetzung. Die resultierenden Ströme werden in den folgenden Kapiteln 4.4.1 (NMC) und 4.4.2 (LFP) vorgestellt. Kapitel 4.4.3 gibt einen kurzen vergleichenden Überblick.

##### 4.4.1 Batterien mit NMC-Kathode

##### Zusammensetzung der Batterien zum Recycling

Nach Bauteilen differenziert besteht der NMC-Batterieinput mengenmäßig im Wesentlichen aus Zellen (63 %), Batteriegehäuse (20 %) und Rahmen (11 %) (siehe Abbildung 4-1). Weitere Komponenten sind Kabel (2 %), das Batteriemanagementsystem (BMS, 0,6 %), zu dem in dieser Darstellung nur die Leiterplatten gerechnet werden, sowie sonstige Teile (3 %), die auch etwaige weitere Komponenten des BMS beinhalten.

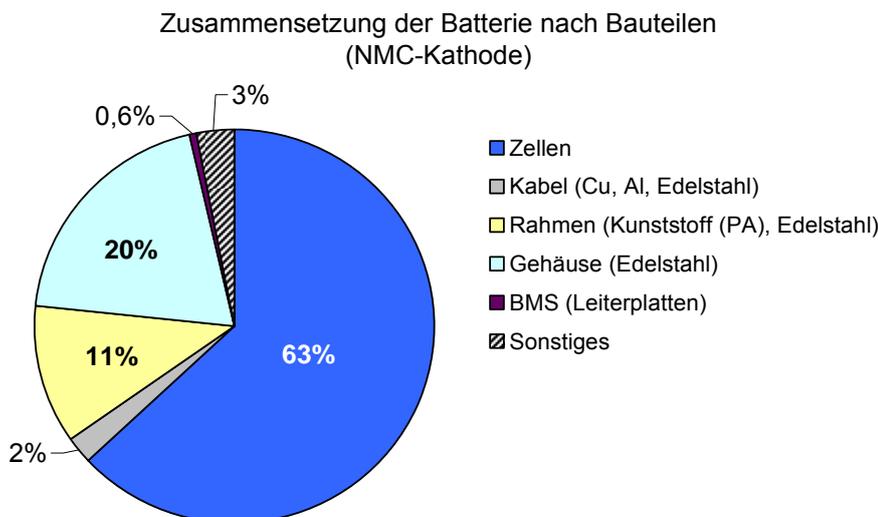


Abbildung 4-1 Zusammensetzung des Batterieinputs (NMC) in den Recyclingprozess nach Bauteilen

Bezüglich der Materialien setzt sich der Batterieinput, neben den 63 % Zellen, deren Zusammensetzung in Tabelle 4-1 und Abbildung 4-4 dargestellt ist, aus Edelstahl (21 %), Kunststoff (11 %), Kupfer (1 %), Aluminium (0,1 %) sowie den Wertmetallen (0,1 %), die aus den Leiterplatten zurückgewonnen werden können, zusammen. Als rückgewinnbare Wertmetalle werden dabei in dieser Studie nur Kupfer, Nickel, Gold und Silber berücksichtigt. Der Kunststoff besteht aus Polyamid, wobei für die Studie von PA 6 ausgegangen wird. Die Kategorie „Sonstiges“, die insgesamt 2 % der Inputmasse ausmacht, wird in der weiteren

ökobilanziellen Bewertung nicht mehr betrachtet. Ihre Entsorgung/Verwertung wird bei der Bewertung der potenziellen Umweltwirkungen (siehe Kapitel 5) weder mit Lasten noch mit Gutschriften belegt.

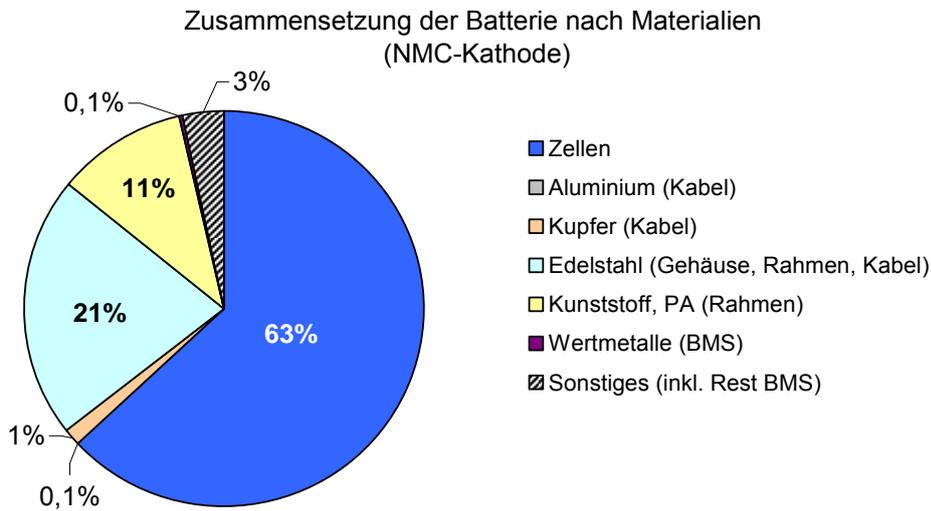


Abbildung 4-2 Zusammensetzung des Batterieinputs (NMC) in den Recyclingprozess nach Materialien

### Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling)

Im Schritt der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling, DM) werden alle übrigen Komponenten von den Zellen abgetrennt, die zum nächsten in dieser Ökobilanz betrachteten Schritt, der Zellerlegung, gelangen. Es wird angenommen, dass die übrigen Komponenten beim DM ausschließlich einer stofflichen Verwertung zugeführt werden.

Unter Berücksichtigung der in Tabelle 4-5 dargestellten Recyclingeffizienzen ergeben sich dabei die in Abbildung 4-3 gezeigten Materialströme, die mit Gutschriften belegt werden.

Tabelle 4-5 Recyclingeffizienzen für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) anfallenden Materialströme

	Recyclingeffizienz
Edelstahl	95 %
Kunststoff	90 %
Aluminium	90 %
Kupfer	95 %
Nickel	93 %
Gold	100 %
Silber	100 %

Die verwendeten Recyclingeffizienzen spiegeln im Wesentlichen nur die Umschmelzverluste wider. Die Erfassung bzw. Einsammlung der Batterien im Vorfeld zum Recycling wird aufgrund der Systemgrenzen nicht miteinbezogen. Die Effizienz bei der Batterie- und Modulzerlegung und der Aufbereitung der Altmaterialien wird mit 100 % angenommen.

Da im momentanen Entwicklungsstadium eine sehr sorgfältige Komponententrennung durchgeführt wird, ist dies realistisch. Wenn die Verfahren in die Massenproduktion gehen, werden diese Effizienzen aufgrund des Umsatzdruckes möglicherweise sinken. Da zum momentanen Zeitpunkt hierfür jedoch keine Werte vorliegen, wurde auf eine Abschätzung verzichtet. Die Gutschriften sinken bei sinkenden Recyclingeffizienzen proportional.

NMC: Materialien zur Gutschrift

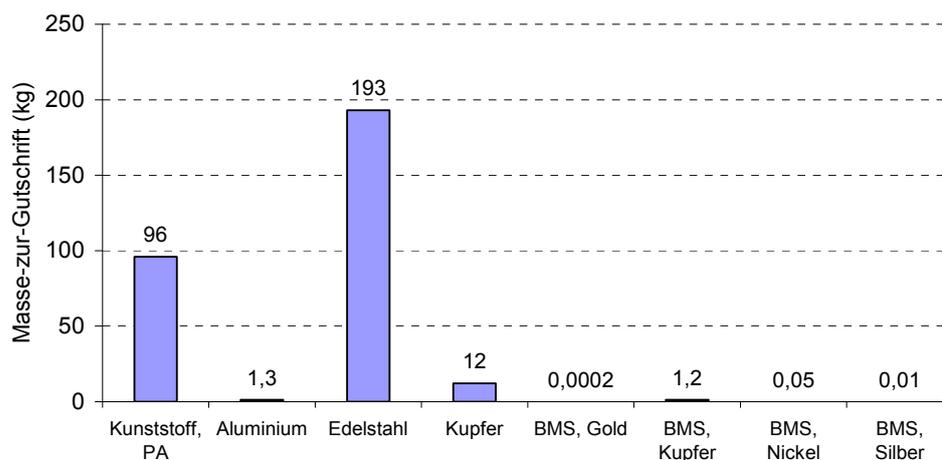


Abbildung 4-3 Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), NMC-Kathode Gesamtmasse zur Gutschrift im DM: 304 kg

### Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgische Aufbereitung

Die aus dem Batterie- und Modulgehäuse ausgebauten Zellen gelangen zur Zellzerlegung, bei der im Basisszenario die Zelle manuell geöffnet, der Elektrolyt ausgewaschen und alle Zellkomponenten (Kathode, Anode, Separator, Zellgehäuse) separiert werden.

Die Zusammensetzung des Eingangstroms zur Zellzerlegung (ZZ) entspricht der in Tabelle 4-1 dargestellten Zusammensetzung der NMC-Zellen (vgl. Abbildung 4-4).

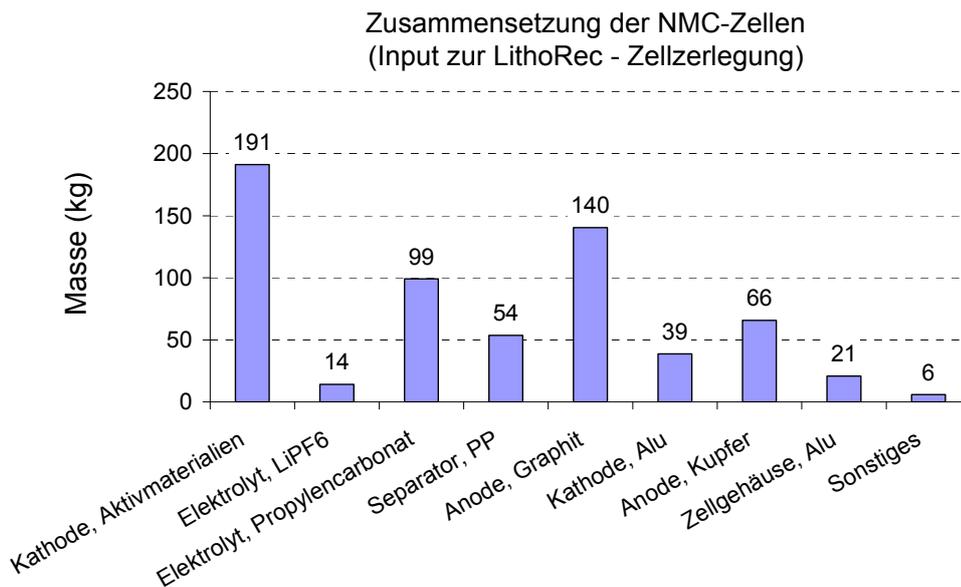


Abbildung 4-4 Zusammensetzung des Eingangstroms zur Zellzerlegung, NMC-Kathode  
Gesamtzellmasse: 630 kg

Der Hauptbestandteil ist die Kathode (Beschichtung und Aluminiumableiterfolie), die im folgenden Schritt (Kathodenseparation) zunächst in Ableiterfolie und Beschichtung (mit Aktivmaterialien) getrennt wird. Daraufhin werden in einem hydrometallurgischen Aufbereitungsschritt die Aktivmaterialien Lithium, Kobalt, Nickel und Mangan aus der Beschichtung in entsprechenden Verbindungen zurückgewonnen.

Die weiteren Zellkomponenten gelangen wie in Tabelle 4-6 dargestellt entweder zur Wiederverwertung oder zur Entsorgung.

Tabelle 4-6 Verwertungs- und Entsorgungspfade der weiteren Zellkomponenten und mögliche Gutschrift

Komponente	Verwertungs-/ Entsorgungspfad	Gutschrift
Elektrolyt (LiPF <sub>6</sub> , Propylencarbonat)	Der ausgewaschene Anteil von 95 % gelangt mit 95 % des verwendeten Lösemittels zur Sondermüllverbrennung.	keine
Separator	Sondermüllverbrennung	keine
Anode, Graphit	als Beschichtung der Kupferfolie zum Kupferrecycling, dort Verbrennung	keine
Anode, Kupfer	Kupferrecycling	Primärkupfer
Zellgehäuse, Aluminium	Aluminiumrecycling	Primäraluminium
Sonstiges	keine weitere Betrachtung	keine

Die Mengen für die resultierenden Kupfer- und Aluminiumgutschriften aus der Zellzerlegung sind in Abbildung 4-5 dargestellt. Zugrunde gelegt wird auch hier, dass 100 % der Metalle der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Die Umschmelzeffizienzen werden mit 95% (Kupfer) und 70 %<sup>5</sup> (Aluminium, relativ hohe Oxidation wegen geringer Foliendicke von ca. 20 µm) angenommen.

Für das benötigte Lösemittel ergibt sich anhand der vorliegenden Angaben aus Laborversuchen (siehe Kapitel 4.2.1) eine benötigte Menge von 12 kg.

Die Kathode wird zum nächsten Prozessschritt (Kathodenseparation, KS) weitergeleitet, wo die Aktivmaterialien zu 100 % in dem Strom erfasst werden, der zur hydrometallurgischen Aufbereitung (HA) gelangt. Außerdem enthält dieser Strom den in der Beschichtung enthaltenen Graphit (5 % der Gesamtbeschichtung) und eine sehr geringe Verunreinigung aus der abgetrennten Ableiterfolie (< 0,1 %). Der andere Strom enthält 99,9% der abgetrennten Ableiterfolie, wobei angenommen wird, dass dieser vollständig zum Aluminiumrecycling gelangt. Dort resultieren bei einer Umschmelzeffizienz von 70 %<sup>5</sup> 27 kg Recyclingaluminium (siehe Abbildung 4-5), die gutgeschrieben werden.

Der wegen Fluorwasserstoffemissionen in den Schritten der Zellzerlegung und der Kathodenseparation zur Abluftreinigung vorzusehende Flusssäurewäscher benötigt einen Natronlaugestrom (100 % NaOH) von 28 kg, bei einer angenommenen freigesetzten Fluormenge von 7 kg. In der Nebenreaktion werden 8 kg CO<sub>2</sub> als Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> gebunden.

<sup>5</sup> Da es sich bei der Zellohülle und der Ableiterfolie um relativ dünne Folien handelt (Dicke ca. 20 µm), wird hier von einer eher geringen Umschmelzeffizienz ausgegangen.

Die Aktivmaterialien gelangen vollständig zur hydrometallurgischen Aufbereitung (HA), wo Kobalt, Nickel und Mangan in einer Sulfatlösung und Lithium als Lithiumhydroxid nahezu quantitativ zurückgewonnen werden. Die resultierenden Gutschriften zeigt Abbildung 4-5.

Der benötigte Energie- und Hilfsstoffinput für die HA kann aufgrund von Industriegeheimnissen an dieser Stelle nicht erwähnt werden. Eine Zusammenstellung aller Inputdaten für die Bilanz befindet sich im vertraulichen Anhang zu dieser Studie (siehe Annex 4).

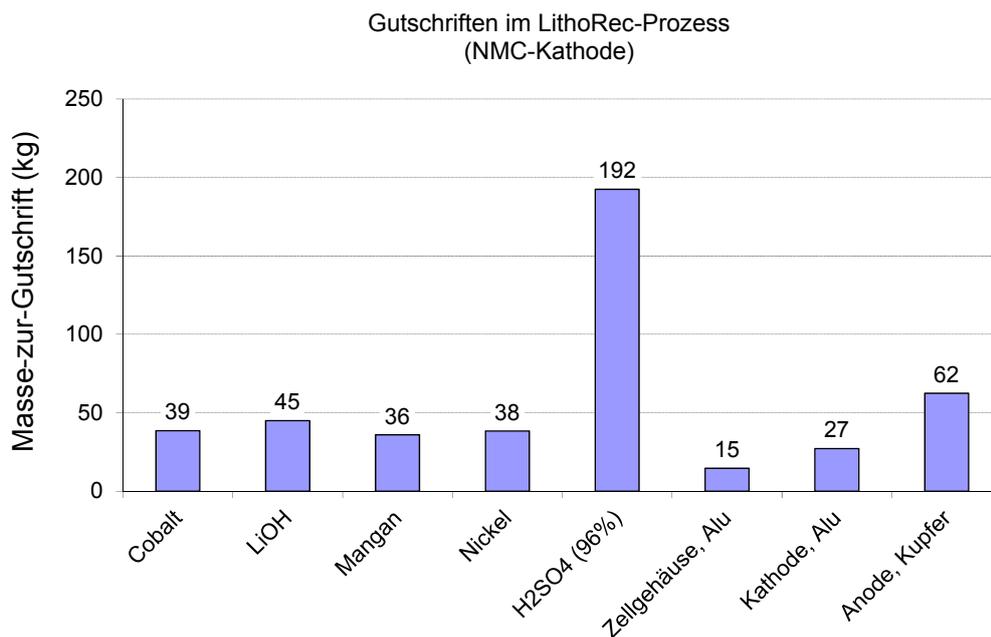


Abbildung 4-5 Materialmengen aus Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, für die Gutschriften erteilt werden (bereinigt um Aufbereitungsverluste)  
Gesamtmasse zur Gutschrift im LithoRec-Prozess aus ZZ, KS, HA: 454 kg

Die in den drei beschriebenen Prozessschritten (ZZ, KS, HA) auftretenden Abfallströme sind in Abbildung 4-6 dargestellt.

Die gesamte ausgewaschene Lösemittelmenge (95 % des Lösemittelinputs und des Elektrolyts), die zur Sondermüllverbrennung gelangt, beläuft sich auf 120 kg. Bei der Flusssäurewäsche fallen Natriumsalze (NaF, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) an, für die eine Deponierung angenommen wird.

Als Restströme bei der hydrometallurgischen Aufbereitung ergeben sich Abwasser, sowie das aus der Beschichtung abgetrennte Graphit, das in einer Sondermüllverbrennung entsorgt wird.

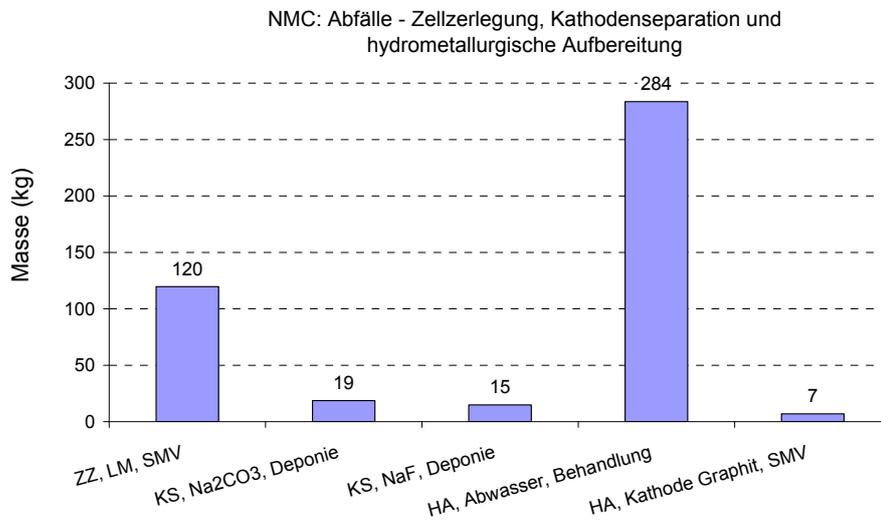


Abbildung 4-6 Abfallströme bei Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, NMC-Kathode

#### 4.4.2 Batterien mit LFP-Kathode

##### Zusammensetzung der Batterien zum Recycling

Ebenso wie der NMC-Batterieinput besteht der LFP-Batterieinput nach Bauteilen differenziert mengenmäßig im Wesentlichen aus Zellen (53 %), Batteriegehäuse (27 %) und Rahmen (13 %) (siehe Abbildung 4-7). Weitere Komponenten sind Kabel (6 %), das Batteriemanagementsystem (BMS, 0,7 %), zu dem in dieser Darstellung nur die Leiterplatten gerechnet werden, sowie sonstige Teile (0,4 %), die auch etwaige weitere Komponenten des BMS beinhalten.

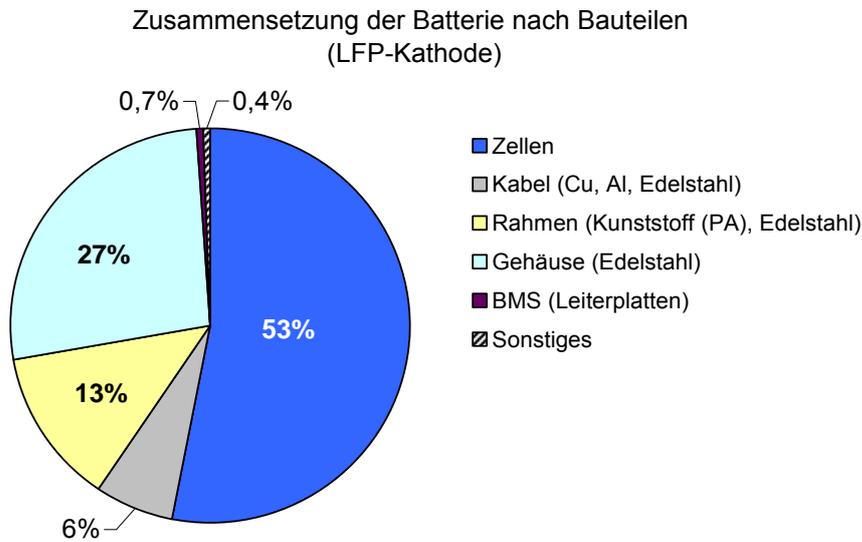


Abbildung 4-7 Zusammensetzung des Batterieinputs (LFP) in den Recyclingprozess nach Bauteilen

Bezüglich der Materialien setzt sich der Batterieinput, neben den 53 % Zellen, deren Zusammensetzung in Tabelle 4-1 und Abbildung 4-10 dargestellt ist, aus Edelstahl (31 %), Kunststoff (10 %), Kupfer (4 %), Aluminium (1 %) sowie den Wertmetallen (0,2 %), die aus den Leiterplatten zurückgewonnen werden können, zusammen. Als rückgewinnbare Wertmetalle werden dabei in dieser Studie nur Kupfer, Nickel, Gold und Silber berücksichtigt. Der Kunststoff besteht aus Polyamid, wobei für die Studie von PA 6 ausgegangen wird. Die Kategorie „Sonstiges“, die insgesamt 1 % der Inputmasse ausmacht, wird in der weiteren ökobilanziellen Bewertung nicht mehr betrachtet. Ihre Entsorgung/Verwertung wird bei der Bewertung der potenziellen Umweltwirkungen (siehe Kapitel 5) weder mit Lasten noch mit Gutschriften belegt.

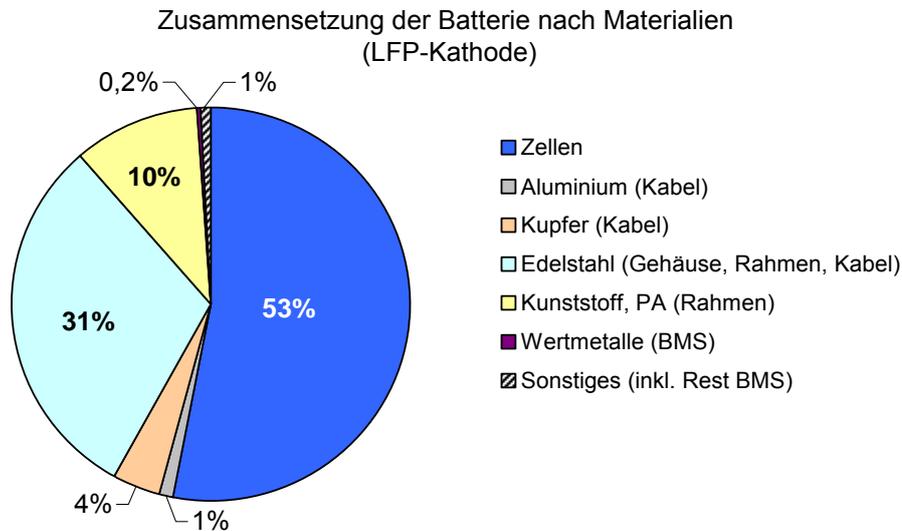


Abbildung 4-8 Zusammensetzung des Batterieinputs (LFP) in den Recyclingprozess nach Materialien

### Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling)

Im Schritt der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling, DM) werden alle übrigen Komponenten von den Zellen abgetrennt, die zum nächsten in dieser Ökobilanz betrachteten Schritt, der Zellerlegung, gelangen. Es wird angenommen, dass die übrigen Komponenten beim DM ausschließlich einer stofflichen Verwertung zugeführt werden.

Für die Batterien mit LFP-Kathode ergeben sich unter Berücksichtigung der in Tabelle 4-5 dargestellten Recyclingeffizienzen die in Abbildung 4-9 gezeigten Materialströme, die mit Gutschriften belegt werden.

Die verwendeten Recyclingeffizienzen spiegeln im Wesentlichen nur die Umschmelzverluste wider. Verluste bei Erfassung und Aufbereitung der Altmaterialien werden nicht berücksichtigt. Da im momentanen Entwicklungsstadium eine sehr sorgfältige Komponententrennung durchgeführt wird, ist dies realistisch. Wenn die Verfahren in die Massenproduktion gehen, werden die Erfassungs- und Aufbereitungsquoten aufgrund des Umsatzdruckes möglicherweise sinken. Da zum momentanen Zeitpunkt hierfür jedoch keine Werte vorliegen, wurde auf eine Abschätzung verzichtet. Die Gutschriften sinken bei sinkenden Recyclingeffizienzen proportional.

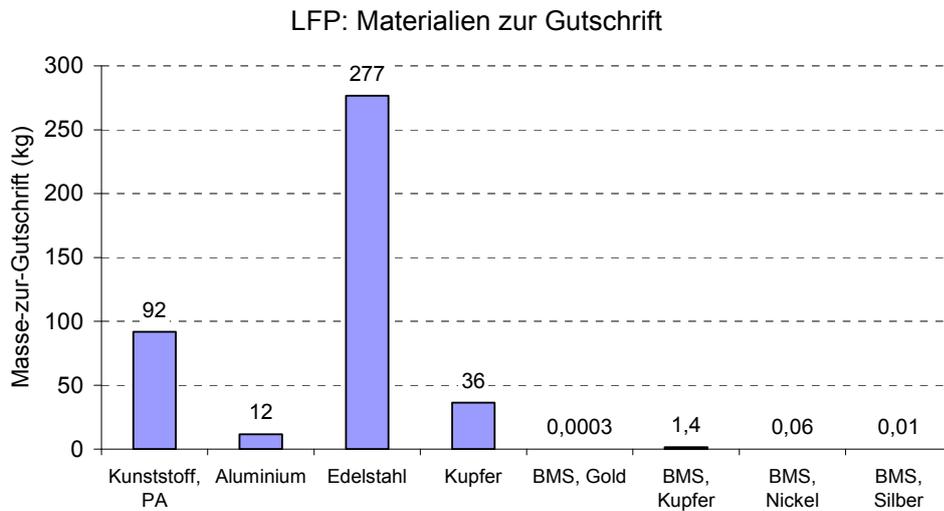


Abbildung 4-9 Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode Gesamtmasse zur Gutschrift im DM: 418 kg

### Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgische Aufbereitung

Wie bei den Batterien mit NMC-Kathode gelangen die aus dem Batterie- und Modulgehäuse ausgebauten Zellen mit LFP-Kathode zur Zellzerlegung, bei der im Basisszenario die Zelle manuell geöffnet, der Elektrolyt ausgewaschen und alle Zellkomponenten (Kathode, Anode, Separator, Zellgehäuse) separiert werden.

Die Zusammensetzung des Eingangsstroms zur Zellzerlegung (ZZ) entspricht der in Tabelle 4-1 dargestellten Zusammensetzung der LFP-Zellen (vgl. Abbildung 4-10).

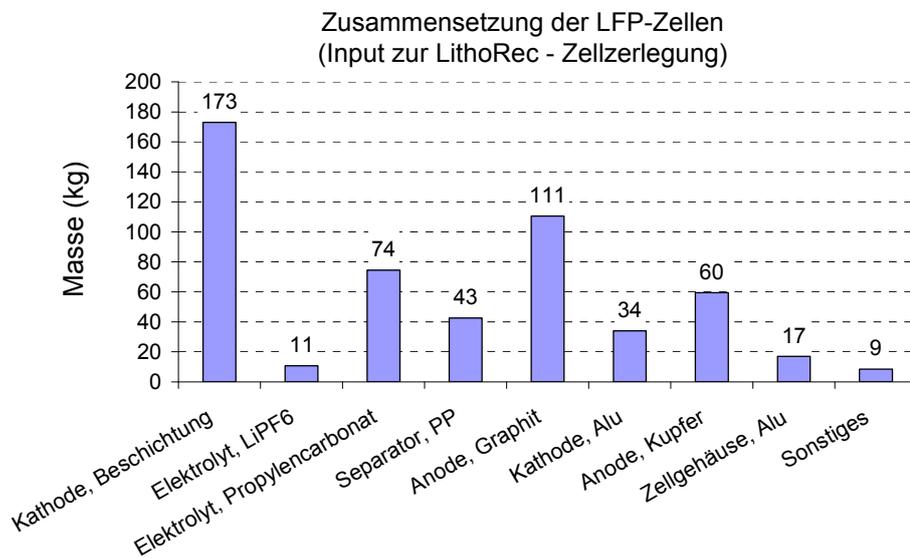


Abbildung 4-10 Zusammensetzung des Eingangsstroms zur Zellzerlegung, LFP-Kathode  
Gesamtzellmasse: 532 kg

Der Hauptbestandteil ist wiederum die Kathode (Beschichtung und Aluminiumableiterfolie), die im folgenden Schritt (Kathodenseparation) zunächst in Ableiterfolie und Beschichtung (mit Aktivmaterialien) getrennt wird. Daraufhin werden in einem hydrometallurgischen Aufbereitungsschritt die Aktivmaterialien Lithium, Kobalt, Nickel und Mangan aus der Beschichtung zurückgewonnen.

Die weiteren Zellkomponenten gelangen wie in Tabelle 4-6 dargestellt entweder zur Wiederverwertung oder zur Entsorgung.

Die Mengen für die resultierenden Kupfer- und Aluminiumgutschriften aus der Zellzerlegung sind in Abbildung 4-11 dargestellt. Zugrunde gelegt wird auch hier, dass 100 % der Metalle der stofflichen Verwertung zugeführt werden. Die Umschmelzeffizienzen werden wie für die NMC-Zellen mit 95 % (Kupfer) und 70 % (Aluminium) angenommen.

Für das benötigte Lösemittel ergibt sich anhand der vorliegenden Angaben aus Laborversuchen (siehe Kapitel 4.2.1) eine benötigte Menge von 11 kg.

Die Kathode wird zum nächsten Prozessschritt (Kathodenseparation, KS) weitergeleitet. Genauso wie bei den NMC-Batterien werden dort die Aktivmaterialien zu 100 % in dem Strom erfasst, der zur hydrometallurgischen Aufbereitung (HA) gelangt. Außerdem enthält dieser Strom den in der Beschichtung enthaltenen Graphit (5 % der Gesamtbeschichtung) und eine sehr geringe Verunreinigung aus der abgetrennten Ableiterfolie (< 0,1 %). Der andere Strom enthält 99,9 % der abgetrennten Ableiterfolie, wobei angenommen wird, dass dieser vollständig zum Aluminiumrecycling gelangt. Dort resultieren bei einer Umschmelz-

effizienz von wiederum 70 % 24 kg Recyclingaluminium (siehe Abbildung 4-5), die gutgeschrieben werden.

Der wegen Fluoremissionen in den Schritten der Zellerlegung und der Kathodenseparation zur Abluftreinigung vorzusehende Flusssäurewäscher (siehe Kapitel 4.2.1) benötigt einen Natronlaugestrom (100 % NaOH) von 25 kg, bei einer angenommenen freigesetzten Fluormenge von 6 kg. In der Nebenreaktion werden 7 kg CO<sub>2</sub> als Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> gebunden.

Die Aktivmaterialien gelangen vollständig zur hydrometallurgischen Aufbereitung (HA), wo das Lithium, in noch nicht optimiertem Prozess, bereits zu mehr als 80 % als Lithiumhydroxid zurückgewonnen wird. Die resultierende Gutschrift zeigt Abbildung 4-11.

Der benötigte Energie- und Hilfsstoffinput für die HA kann aufgrund von Industriegeheimnissen an dieser Stelle nicht erwähnt werden. Eine Zusammenstellung aller Inputdaten für die Bilanz befindet sich im vertraulichen Anhang zu dieser Studie (siehe Annex 4).

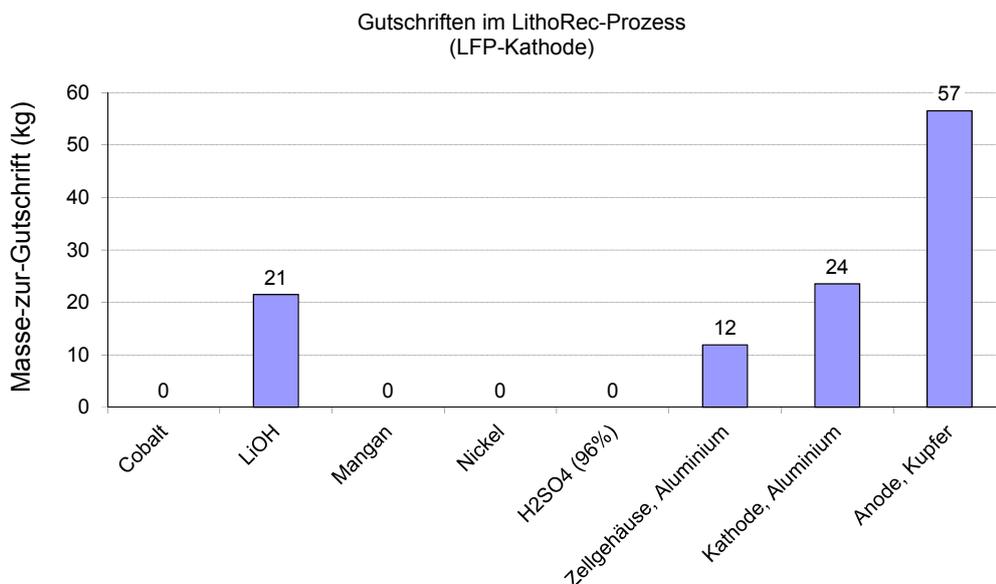


Abbildung 4-11 Materialmengen aus Zellerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, für die Gutschriften erteilt werden (bereinigt um Aufbereitungsverluste)  
Gesamtmasse zur Gutschrift im LithoRec-Prozess bei ZZ, KS, HA: 114 kg

Die in den drei beschriebenen Prozessschritten (ZZ, KS, HA) auftretenden Abfallströme sind in Abbildung 4-12 dargestellt.

Als Restströme aus der hydrometallurgischen Aufbereitung ergeben sich Abwasser, das aus der Beschichtung abgetrennte Graphit, das in einer Sondermüllverbrennung entsorgt wird, sowie Fällungsrückstände aus der LFP-Aufbereitung.

Die gesamte ausgewaschene Lösemittelmenge (95 % des Lösemittelinputs und des Elektrolyts), die zur Sondermüllverbrennung gelangt, beläuft sich auf 91 kg. Bei der Fluss-

säurewäsche fallen Natriumsalze ( $\text{NaF}$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) an, für die eine Deponierung angenommen wird.

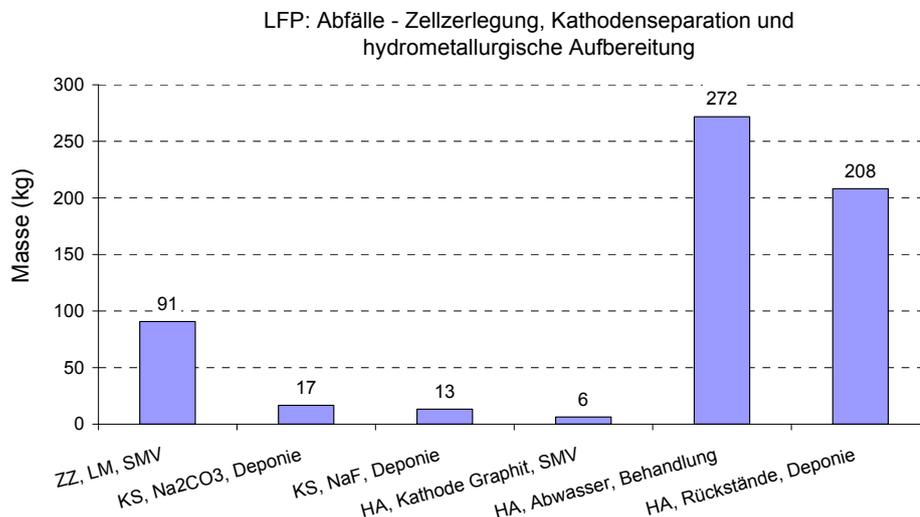


Abbildung 4-12 Abfallströme bei Zellzerlegung, Kathodenseparation und hydrometallurgischer Aufbereitung, LFP-Kathode

#### 4.4.3 Vergleichender Überblick

Aus Abbildung 4-3 und Abbildung 4-9 wird deutlich, dass beim Dismantling der LFP-Batterie wesentlich mehr Edelstahl zum Recycling gelangt und gutgeschrieben wird. Auch die Massen von Aluminium und Kupfer sowie in geringem Maße die Materialmengen aus dem Batteriemanagementsystem (BMS) sind größer. Die Kunststoffmenge ist quasi konstant.

Die höheren Wertstoffströme zum Recycling beim Dismantling der LFP-Batterie sind dadurch begründet, dass pro funktioneller Einheit (1000 kg Batterien-zum-Recycling) hier weniger Zellmaterial anfällt (siehe Tabelle 4-1, Abbildung 4-1 bis Abbildung 4-8). Die Massenströme, die aus der Abtrennung der übrigen Batteriekomponenten resultieren, müssen dementsprechend höher sein.

Da der Zellmaterialstrom bei der LFP-Kathode geringer ist, ergeben sich bei der Zellzerlegung geringere Massen an Nebenwertstoffen, die wiederverwertet werden können bzw. zur Entsorgung gelangen (vgl. Abbildung 4-5 und Abbildung 4-11). Der auffälligste Unterschied zeigt sich bei der Aufbereitung der Kathode, wo bei den LFP-Batterien nur Lithium zurückgewonnen werden kann, so dass hier keine Gutschriften für Kobalt, Nickel, Mangan und Schwefelsäure auftreten. Zusätzlich treten Fällungsrückstände (Abbildung 4-12) auf. Die sonstigen Abfallströme sind wegen der geringeren Zellmasse etwas geringer.

#### 4.4.4 Ozonzerstörungspotenzial (ODP), Wasserverbrauch

Die Datenherkunft von zwei weiteren Indikatoren wurde analysiert und ihre Aussagefähigkeit getestet. In beiden Fällen erscheinen die Indikatoren zu wenig fundiert, als dass sich ihre Aussage sinnvoll bewerten lassen könnte. Für beide Indikatoren – ODP und Wasserverbrauch – wurden die Einzelergebnisse auf der Prozessebene überprüft.

##### **ODP**

Das ODP beschreibt den Ozonabbau in der Stratosphäre durch Ozone Depleting Substances (ODS), wie z. B. Chlorfluorkohlenwasserstoffe. Die Produktion und der Einsatz von ODS sind im Montrealer Protokoll bzw. für Europa durch EC 2037/2000 beschränkt bzw. verboten. In den Ergebnissen dieser Ökobilanz wird der ODP-Indikator durch Halon-Emissionen bei der Primärförderung von Buntmetallen sowie durch R11/R145-Emissionen bei der Stromproduktion bzw. stromintensiven Produkten, z. B. flüssigem Sauerstoff, dominiert. So kann die R11/R145-Emission der Urkette zugeordnet werden. Als Effekt halbiert sich die Emission, wenn die stromintensiven Produkte nicht wie hier in Belgien bezogen werden, sondern in Deutschland. Die Halon-Emissionen sind hingegen Ölförderung und -transport in der ecoinvent-Datenbank zuzuordnen.

Die ODS-Emissionsdaten verändern sich deutlich über die Jahre. So haben sich z. B. die weltweiten Halon-Emissionen von 6174 t/a in 1990 auf 1931 t/a in 2005 und auf 1482 t/a in 2010 reduziert [HTOC 2010]. So fand allein von 2005 bis 2010 eine Reduktion um 23 % statt.

Nach einer Normierung ist der normierte ODP-Indikator (netto) um den Faktor 10 geringer als das EP (netto) bzw. um den Faktor 18 geringer als GWP (netto). Der deutlich geringere Abdeckungsgrad ist aus den Prozessstufen selbst nicht erklärbar. Aus dem Screening von ODS in diversen Datenbanken und eigener Recherche kam VHK [VHK 2005] zu dem Schluss, dass ODS-Emissionen gering (negligible) sind und ihre Erfassung lückenhaft (sketchy) ist.

Der ODP-Indikator ist aufgrund der oben skizzierten Problematik nicht anwendbar.

##### **Wasserverbrauch**

Bei der prozessspezifischen Analyse des Wasserverbrauchs konnte Folgendes festgestellt werden:

- Der größte Anteil (> 90 %) des aufgeführten Wassers resultiert aus der Aufbereitung und Herstellung von Metallen. Diese Daten müssen als „grobe“ Schätzung klassifiziert werden.
- Unterschiede zwischen den Varianten ergeben sich lediglich aus den vorgelagerten Ketten der Buntmetallherstellung.

- Zur Bewertung des Wasserverbrauchs fehlen Angaben mit geographischem Bezug.
- Insgesamt kann auf eine aktuelle Diskussion hinsichtlich der Bewertung des Wasserverbrauchs verwiesen werden; dennoch lassen die konkrete Datenlage und der Stand der Methodik eine Einbeziehung in diese Ökobilanz nicht zu. Bezüglich der Fortschritte der Methodik siehe [Berger et al. 2010].

Aus den obigen Gründen erscheint es nicht sinnvoll, den Indikator Wasserverbrauch weiter zu betrachten und ihn zur Bewertung heranzuziehen.

## 5 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

Im Folgenden stellt dieses Kapitel die potenziellen Umweltwirkungen des LithoRec-Verfahrens vor. Dabei wird der Reihe nach auf die betrachteten Wirkungskategorien Treibhauspotenzial (GWP), elementarer Ressourcenverbrauch ( $ADP_{\text{elem.}}$ ), Versauerungspotenzial (AP), Eutrophierungspotenzial (EP), photochemisches Oxidantienbildungspotenzial (POCP) sowie nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand (KEA n.e.) eingegangen. Zunächst werden in Kapitel 5.1.1 (NMC-Kathode) und 5.1.2 (LFP-Kathode) die Wirkungskategorien GWP,  $ADP_{\text{elem.}}$  und AP nach Prozessschritten detailliert vorgestellt. Auf die Wirkungskategorien EP, POCP und KEA n.e. wird zudem jeweils zusammenfassend eingegangen. Kapitel 5.2.1 und 5.2.2 zeigen die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung im Überblick für die vier Prozesse des LithoRec-Verfahrens.

Eine Tabelle mit einer detaillierten Aufstellung der Ergebnisse des Basisszenarios befindet sich in Annex 3.

Kapitel 5.3 stellt die normierten Gesamtergebnisse für die Lasten und Gutschriften des LithoRec-Verfahrens dar.

### 5.1 Ergebnisdarstellung nach Kathodentyp

#### 5.1.1 Batterien mit NMC-Kathode

##### 5.1.1.1 Treibhauspotenzial (GWP)

Im ersten Schritt des LithoRec-Verfahrens, der Batterie- und Modulerlegung (Dismantling), entstehen durch die Zerlegung selbst (Strombedarf und -gutschrift) keine wesentlichen Beiträge zum GWP. Effekte zeigen sich jedoch beim Recycling der Wertmetalle und des Kunststoffs, wobei die Gutschriften für das Recyclingmaterial die Lastschriften für die Recyclingprozesse deutlich überwiegen (siehe Abbildung 5-1).

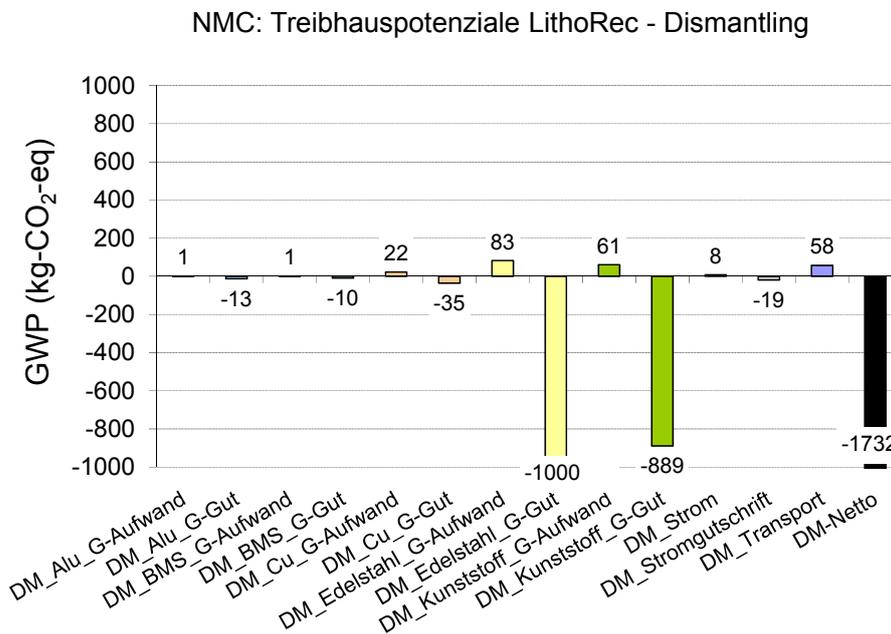


Abbildung 5-1 Treibhauspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode

Insbesondere treten hier hohe Gutschriften für Edelstahl und Kunststoff auf. Dies ist zum einen durch die mengenmäßig hohen Beiträge der beiden Materialien begründet (vgl. Abbildung 4-2), zum anderen spiegelt sich darin der Aufwand wider, der für die primäre Herstellung von Edelstahl (Chrom-Nickel-Legierung) und Polyamid (hier PA 6) nötig ist. In der Gesamtheit ergibt sich dadurch für diesen Schritt eine deutliche Nettogutschrift.

Bei der Zellzerlegung (siehe Abbildung 5-2) resultieren die wesentlichen Treibhausgasemissionen (THG) aus der Auswaschung (Herstellung des Lösemittels) sowie der Verbrennung des Lösemittels und des Separators. Ein Energiebedarf wird für den Prozess im Basisszenario nicht berücksichtigt, da er manuell betrieben wird. Für das Recycling von Aluminium und Kupfer fallen jeweils Nettogutschriften an. Für den Gesamtprozess ergeben sich THG von ca. 260 kg-CO<sub>2</sub>-eq.

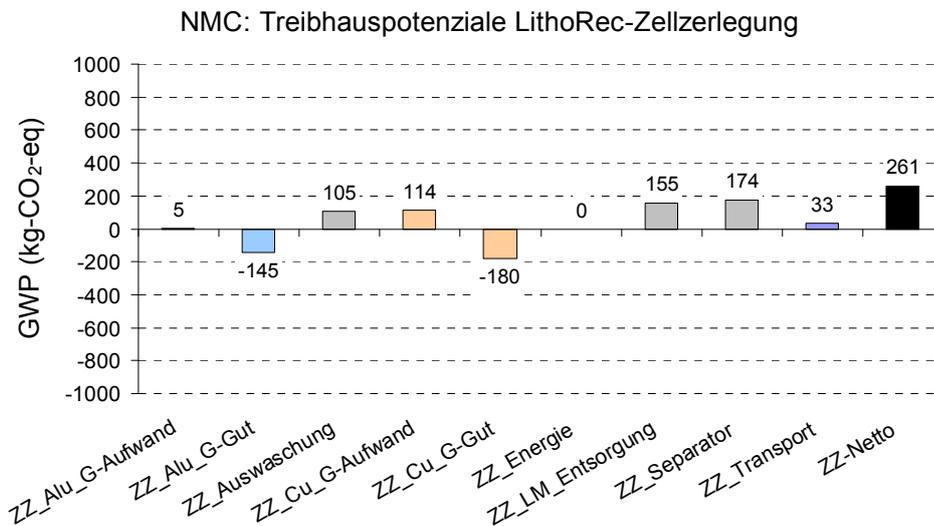


Abbildung 5-2 Treibhauspotenziale bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode

Es muss berücksichtigt werden, dass für diese Studie die Entsorgung des Lösemittels (zur Auswaschung verwendetes Lösemittel plus Elektrolyt) durch Verbrennung deswegen angenommen wird, weil aus der Laboruntersuchung eines stofflichen Aufbereitungsschrittes noch keine Prozessdaten zur Verfügung stehen. Das LithoRec-Verfahren sieht jedoch perspektivisch eine Wiedergewinnung des Lösemittels und des Elektrolyten vor. Durch die Rezyklierung würden hier vermutlich Gutschriften entstehen, die die Netto-Treibhausgasemissionen der Zellzerlegung deutlich verringern würden.

Bei der Kathodenseparation führt die Abtrennung und das subsequente Recycling der Ableiterfolie aus Aluminium zu deutlichen Gutschriften, die die mit dem Prozess verbundenen THG-Lasten kompensieren. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Gutschriften quasi proportional von der Recyclingeffizienz abhängen. Für die vorliegende Berechnung wird ein Wert von 0,7 angenommen, der im Wesentlichen nur die Umschmelzverluste abdeckt, da hier eine relativ dünne Folie (ca. 20 µm) recycelt wird. Falls die abgetrennte Folie nicht vollständig dem Recycling zugeführt wird, sinken die Gutschriften entsprechend. Weiterhin hängt die Höhe der Gutschrift von der Art der Gutschriftenvergabe ab: Für diese Studie wurde von einer hundertprozentigen Substitution von Primärmaterial ausgegangen, was zu sehr hohen spezifischen Gutschriften führt (siehe Kapitel 4.2.3).<sup>6</sup>

<sup>6</sup> Es muss hier daran erinnert werden, dass eine Gutschrift von 100 % Primärmetall beim Recycling zumindest eine Anrechnung von **100 % Primärmetall bei der Lastschrift für die Herstellung der Komponente** erfordert. In dieser Bilanz wird dies aufgrund der gewählten Systemgrenzen nicht deutlich. Generell steht die Gutschriftenvergabe für Sekundärmaterialien in Ökobilanzen im Moment stark in der Fachdiskussion.

Die wesentlichen Lasten stecken bei der Kathodenseparation im Energiebedarf des Prozesses. Weitere Beiträge entstehen durch den Flusssäurewäscher (NaOH-Verbrauch und Strom) sowie CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der Umsetzung von organischem Material im Prozess.

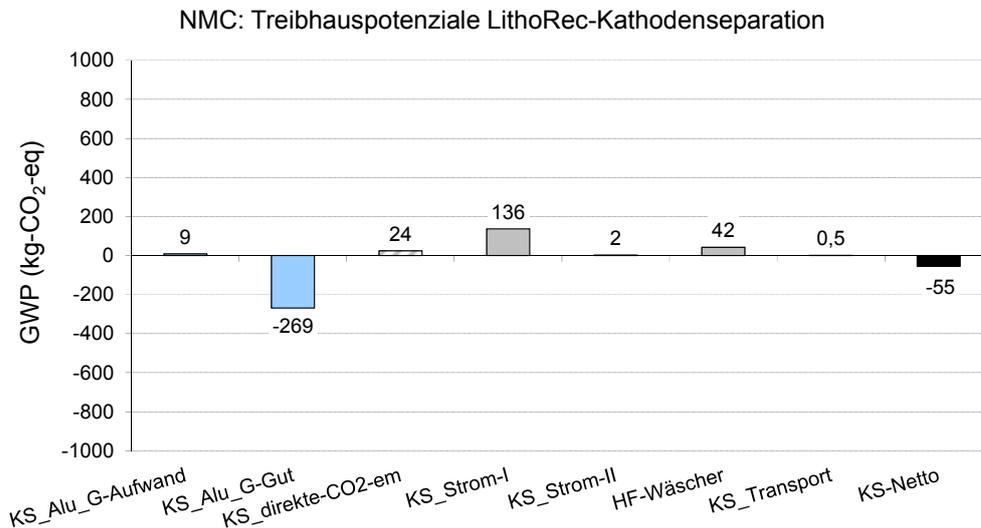


Abbildung 5-3 Treibhauspotenziale bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode

Die deutlichsten THG-Emissionen entstehen bei der hydrometallurgischen Aufbereitung (siehe Abbildung 5-4). Sie sind im Wesentlichen auf den Hilfsstoff- und Energieeinsatz<sup>7</sup> (Strom und sonstige Energien) zurückzuführen. Aus der Rückgewinnung der Aktivmaterialien ergeben sich insbesondere bei Kobalt und Nickel hohe Gutschriften. Insgesamt trägt dieser Prozess eine Netto-Last.

<sup>7</sup> In allen Graphiken in diesem Kapitel sind der Hilfsstoffinput und der nichtelektrische Energieeinsatz in der Kategorie „Hilfsstoffe und Energie“ zusammengefasst dargestellt. Der Strombedarf wird getrennt ausgewiesen.

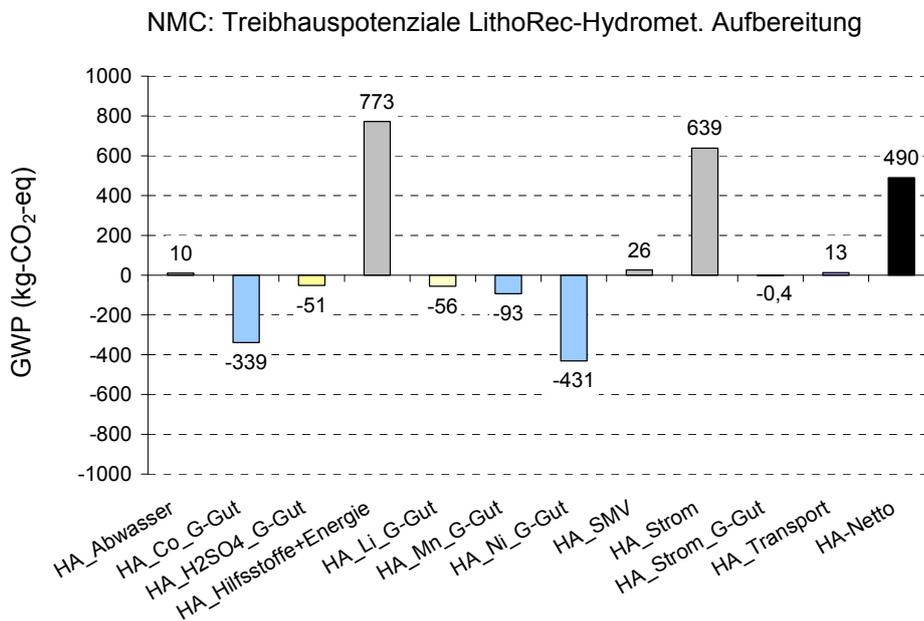


Abbildung 5-4 Treibhauspotenziale bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode

### 5.1.1.2 Elementarer Ressourcenverbrauch (ADP<sub>elem.</sub>)

Bei der Batterie- und Modulzerlegung fallen Wertschrotte an (z. B. Kupfer, Nickel, Gold, Silber aus dem BMS, Kupfer aus Kabeln, Edelstahl aus dem Gehäuse), die nach dem Recycling durch die dadurch bedingte Vermeidung der Primärextraktion zu hohen Gutschriften beim elementaren Ressourcenverbrauch führen (siehe Abbildung 5-5). Trotz der relativ geringen Materialmenge (vgl. Abbildung 4-2) sind dabei die Gutschriften für die Metalle aus dem BMS sehr deutlich, da es sich insbesondere bei Gold und Silber um in dieser Wirkungskategorie hochbewertete Metalle handelt (vgl. Tabelle 3-2).

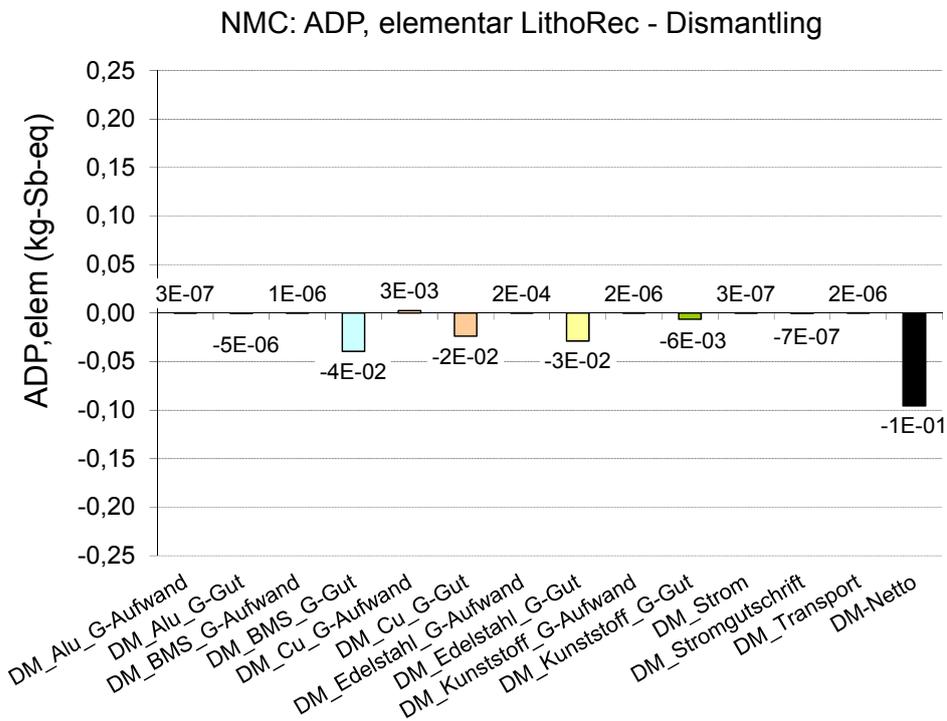


Abbildung 5-5 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode

Im Vergleich zu den Gutschriften fallen beim Dismantling keine relevanten Lastschriften an, was insgesamt zu einer deutlichen Nettogutschrift führt.

Auch bei der Zellzerlegung fallen keine relevanten Lasten an. Durch das Recycling der Kupferableiterfolie der dort abgetrennten Anode entstehen hohe Gutschriften (siehe Abbildung 5-6).

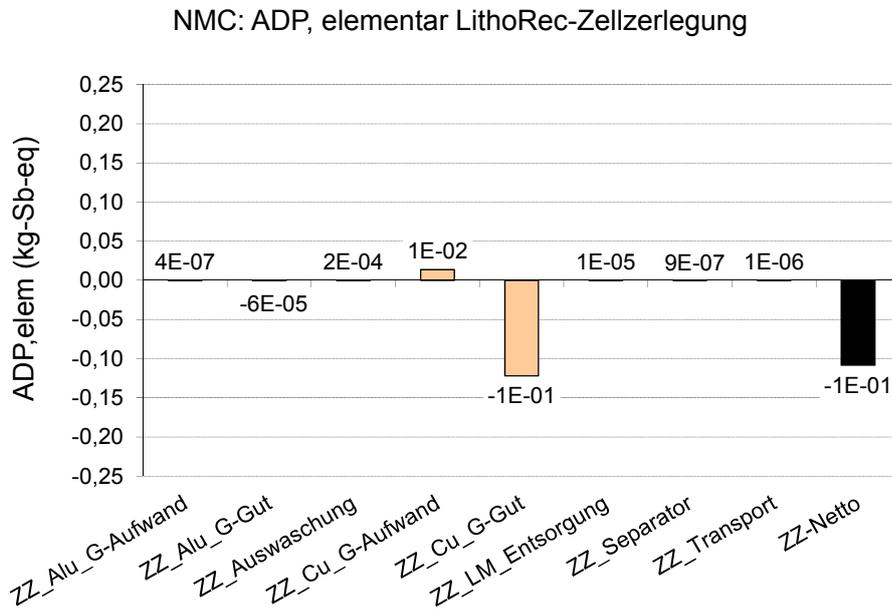


Abbildung 5-6 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode

Wie Abbildung 5-7 zeigt, treten auch bei der Kathodenseparation keine wesentlichen Belastungen zum  $ADP_{elem.}$  auf. Den relativ größten Beitrag leistet hier der Flusssäurewäscher. Die Gutschrift für das zurückgewonnene Aluminium ist dagegen gering, so dass eine Nettolastschrift resultiert.

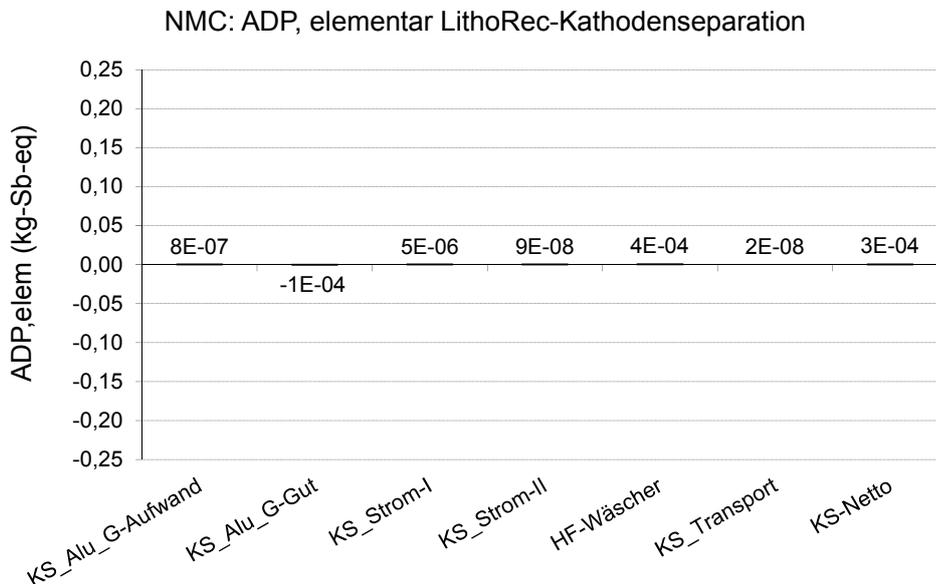


Abbildung 5-7 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode

Trotz der Rückgewinnung der Aktivmaterialien sind in der hydrometallurgischen Aufbereitung die Gutschriften beim  $ADP_{elem.}$  gering. Dies liegt daran, dass Kobalt, Nickel, Mangan und Lithium z. B. im Vergleich zum Kupfer in dieser Wirkungskategorie niedriger bewertet sind (vgl. Tabelle 3-2). Der wesentliche Beitrag zur Nettogutschrift in diesem Prozessschritt entsteht durch die Rückgewinnung von Kobalt- und Nickelverbindungen.

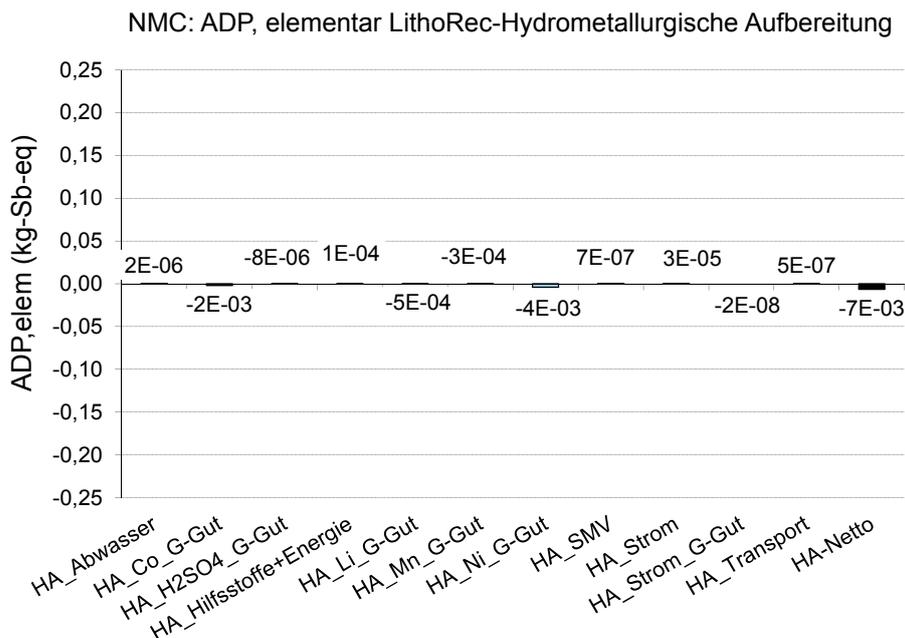


Abbildung 5-8 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode

### 5.1.1.3 Versauerungspotenzial (AP)

Beim Versauerungspotenzial ergeben sich in der Batterie- und Modulzerlegung die wesentlichen Gutschriften aus dem Recycling des Kupfers, des Edelstahl und des Kunststoffs (siehe Abbildung 5-9). Das Recycling des BMS hat hier einen geringeren Einfluss. Die Gutschriften beim Kupfer liegen in der gleichen Größenordnung wie beim Edelstahl, obwohl sechzehnmal so viel Edelstahl wie Kupfer zurückgewonnen wird (vgl. Abbildung 4-3).

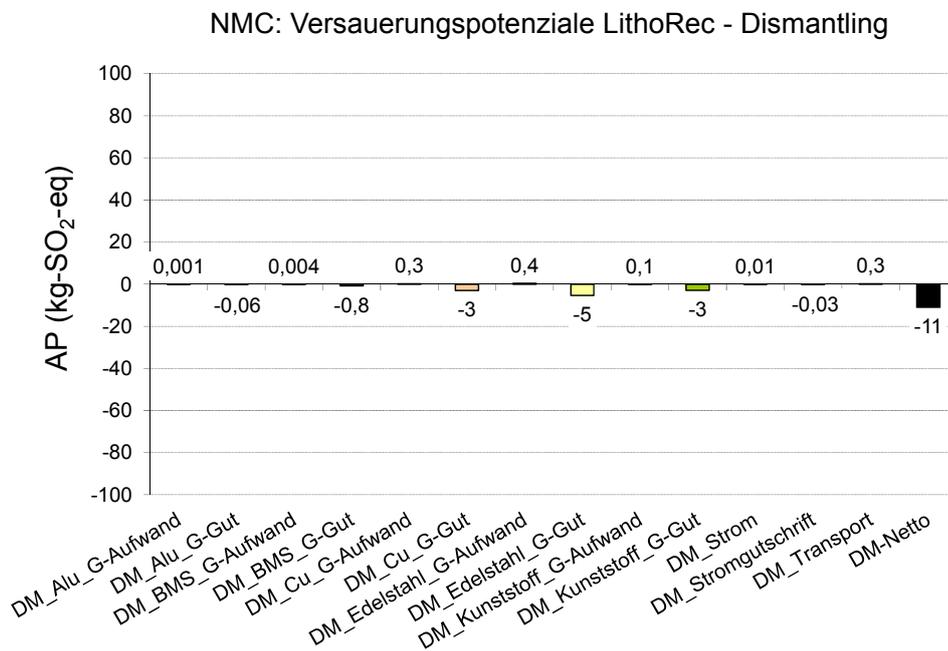


Abbildung 5-9 Versauerungspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, NMC-Kathode

Die deutlichen Gutschriften für Kupfer in dieser Wirkungskategorie zeigen sich auch bei der Zellzerlegung (siehe Abbildung 5-10). Lasten treten im Vergleich dazu keine auf, so dass dieser Prozessschritt beim Versauerungspotenzial eine deutliche Nettogutschrift aufweist.

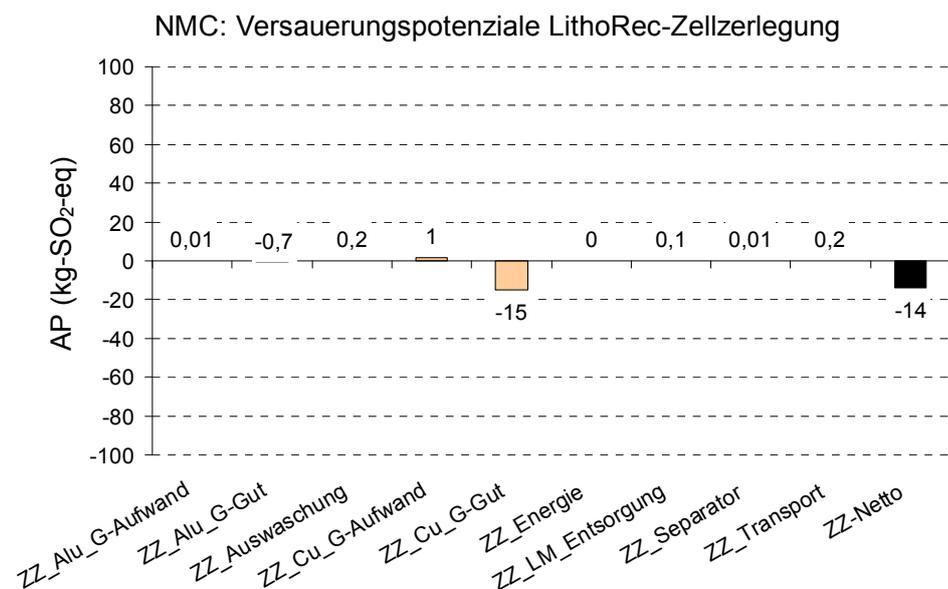


Abbildung 5-10 Versauerungspotenzial bei der Zellzerlegung, NMC-Kathode

Abbildung 5-11 zeigt, dass bei der Kathodenseparation im Wesentlichen geringe Gutschriften für das recycelte Aluminium und geringere Lastschriften für den Strombedarf des ersten Separationsschrittes und den Flusssäurewäscher auftreten.

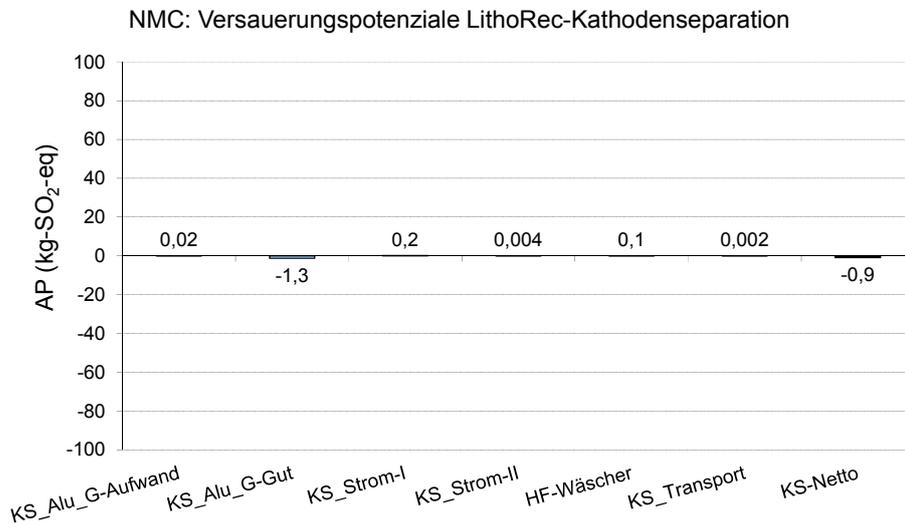


Abbildung 5-11 Versauerungspotenzial bei der Kathodenseparation, NMC-Kathode

Deutliche Gutschriften treten hingegen bei der hydrometallurgischen Aufbereitung auf, wie Abbildung 5-12 verdeutlicht. Diese sind insbesondere auf das Nickelrecycling zurückzuführen, da dieses in der Primärherstellung aus sulfidischen Erzen gewonnen wird, wobei ein hohes Versauerungspotenzial besteht.

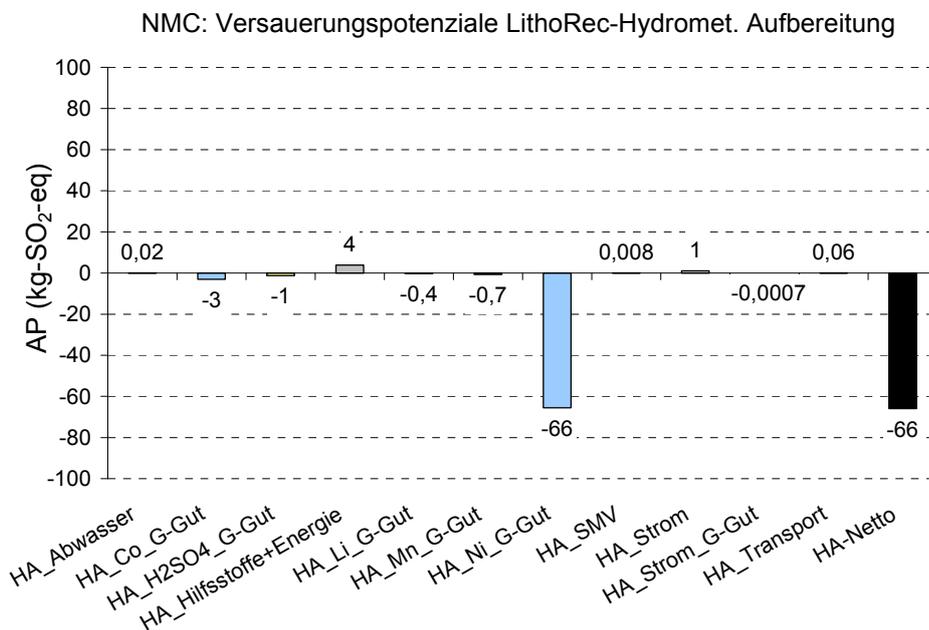


Abbildung 5-12 Versauerungspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, NMC-Kathode

#### 5.1.1.4 Eutrophierungspotenzial, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial und nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand (EP, POCP, KEA n.e.)

Ebenso wie bei den in Kapitel 5.1.1.1 bis 5.1.1.3 beschriebenen Wirkungskategorien ist die Batterie- und Modulzerlegung auch bei EP, POCP und KEA n.e. mit im Vergleich zu den Gutschriften nur geringen Lasten verbunden. Bezüglich der Gutschriften zeigen das Eutrophierungspotenzial und der nicht erneuerbare Kumulierte Energieaufwand ein ähnliches Bild wie das Treibhauspotenzial: Die wesentlichen Beiträge leisten das Edelstahl und das Kunststoffrecycling. Der Beitrag des Kupfers ist zudem beim EP leicht höher.

Das POCP verhält sich beim Dismantling ähnlich wie das Versauerungspotenzial: Hier tragen v. a. das Kupfer-, das Edelstahl- und das Kunststoffrecycling zu den Gutschriften bei. Ein geringerer Beitrag kommt außerdem vom BMS.

Bei der Zellzerlegung zeigen das EP und das POCP vergleichbare Muster wie das ADP<sub>elem.</sub> und das AP: Die wesentliche Gutschrift entsteht durch das Kupferrecycling, wobei ein leicht höherer Beitrag der Aluminiumgutschrift und der Lastschrift für den Lösemittelinput erkennbar ist. In allen Fällen ergibt sich eine deutliche Nettogutschrift. Der nicht erneuerbare Kumulierte Energieaufwand zeigt deutliche Beiträge aus dem Aluminium- und Kupferrecycling sowie aus der Bereitstellung des Lösemittelinputs. Dies ist vergleichbar mit dem GWP, allerdings ist beim KEA n.e. der Anteil aus der Lösemittel- und Separatorverbrennung deutlich geringer. So ergibt sich hier eine Nettogutschrift, wohingegen beim Treibhauspotenzial eine Nettolastschrift resultiert.

Eutrophierungspotenzial und KEA n.e. zeigen bei der Kathodenseparation ein ähnliches Bild wie das GWP: Die Gutschriften aus dem Aluminiumrecycling heben die Lasten des Prozesses, die im Wesentlichen aus dem Strombedarf des ersten Separationsschrittes sowie dem Flusssäurewäscher resultieren, auf. Beim POCP wie beim AP sind die Beiträge aus dem Aluminiumrecycling (Gutschrift) in relevantem Maße höher als der Strombedarf des ersten Separationsschrittes und die Lasten durch den Flusssäurewäscher, so dass hier deutliche Nettogutschriften auftreten. Hier müssen die Annahmen bei der Gutschriftenvergabe für Aluminium im Hinterkopf behalten werden (vgl. Kapitel 4.2.3 und 5.1.1.1). Im Vergleich zu anderen Prozessschritten sind die potenziellen Umweltwirkungen der Kathodenseparation bei  $ADP_{\text{elem.}}$ , AP, EP und POCP gering.

In der hydrometallurgischen Aufbereitung ergibt sich beim EP und beim POCP eine deutliche Nettogutschrift aus dem Kobalt- und dem Nickelrecycling, wohingegen die sonstigen Beiträge eher gering sind. Im Gegensatz zum AP leisten beim EP beide Metalle einen gleichmäßigen Beitrag, beim POCP ist der Beitrag des Kobalts auch noch ca. dreimal höher. Der KEA n.e. verhält sich vergleichbar zum GWP, wobei die Nettolastschrift hier anders als beim GWP leicht höher ist als der Strombedarf dieses Prozessschrittes (vgl. Abbildung 5-4).

Eine detaillierte Auflistung der Ergebnisse für alle Wirkungskategorien, Prozessschritte und Unterteilungen wie in Kapitel 5.1.1.1 bis 5.1.1.3 befindet sich in Annex 3. Kapitel 5.2.1 zeigt die quantitativen Ergebnisse aller Wirkungskategorien für den Gesamtprozess im Überblick.

## **5.1.2 Batterien mit LFP-Kathode**

Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, unterscheiden sich die Prozessschritte der Batterie- und Modulzerlegung, der Zellzerlegung und der Kathodenseparation für das Recycling der Batterien mit den beiden Kathodentypen nicht. Unterschiede ergeben sich hier nur durch die in Kapitel 4.2.1, 4.4.1 und 4.4.2 dargestellte unterschiedliche Zusammensetzung je FU. Prozesstechnisch unterscheidet sich nur der Schritt der hydrometallurgischen Aufbereitung.

Um Doppelungen im Text zu vermeiden, werden deshalb im Folgenden (insbesondere für die ersten drei Prozessschritte) die potenziellen Umweltwirkungen des Recyclings der LFP-Batterien jeweils mit Rückbezug auf die Ergebnisse für die NMC-Batterien diskutiert. Aspekte, die die Ergebnisse beeinflussen (wie z. B. die Höhe der Gutschriftenvergabe beim Aluminium oder die potenzielle Rückgewinnung des Lösemittels und Elektrolyten) werden dabei in diesem Kapitel nur kurz erwähnt.

### **5.1.2.1 Treibhauspotenzial (GWP)**

Wie bei den NMC-Batterien entstehen auch bei den Batterien mit LFP-Kathode in der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) durch die Zerlegung selbst (Strombedarf und -gutschrift) keine wesentlichen Beiträge zum GWP, da in beiden Fällen von dem gleichen Zerlegungsaufwand je Batteriesystem ausgegangen wird (siehe Abbildung 5-13).

Durch das etwas unterschiedliche Batteriegewicht (siehe Tabelle 4-1) ergeben sich in Bezug auf die funktionelle Einheit leichte Unterschiede im absoluten Wert.

Die wesentlichen Effekte zeigen sich beim Recycling der Wertmetalle und des Kunststoffs, bei dem die in Kapitel 4.2.1, 4.4.1 und 4.4.2 dargestellte unterschiedliche Zusammensetzung je FU zu deutlich höheren Gutschriften bei den LFP-Batterien führt. Insbesondere das Edelstahl- und das Kunststoffrecycling tragen wegen der großen Massen und des hohen Herstellungsaufwands zu der resultierenden hohen Nettogutschrift bei.

LFP: Treibhauspotenziale LithoRec - Dismantling

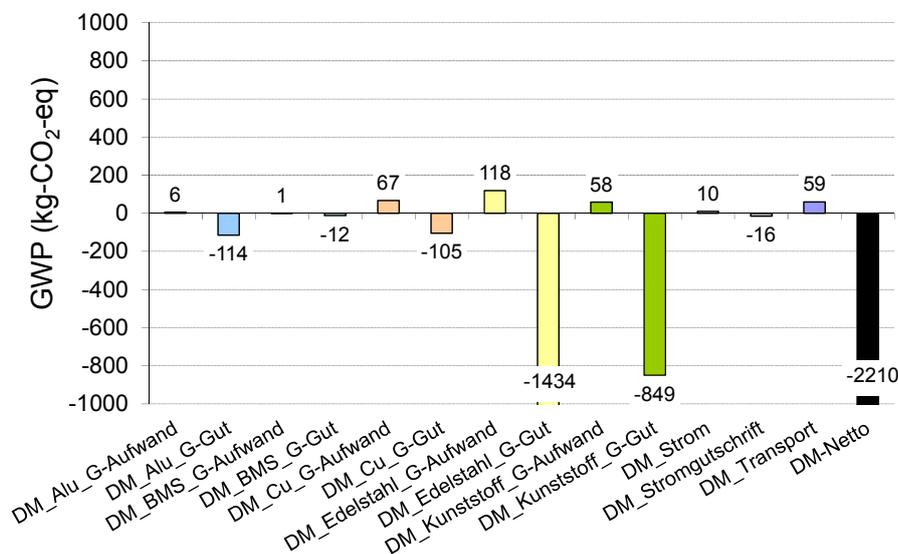


Abbildung 5-13 Treibhauspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode

Bei der Zellzerlegung und der Kathodenseparation (siehe Abbildung 5-14 und Abbildung 5-15) verhalten sich die THG-Emissionen für das Recycling der LFP-Batterien ebenfalls wie bei den NMC-Batterien, da sich die Recyclingprozesse nicht unterscheiden.

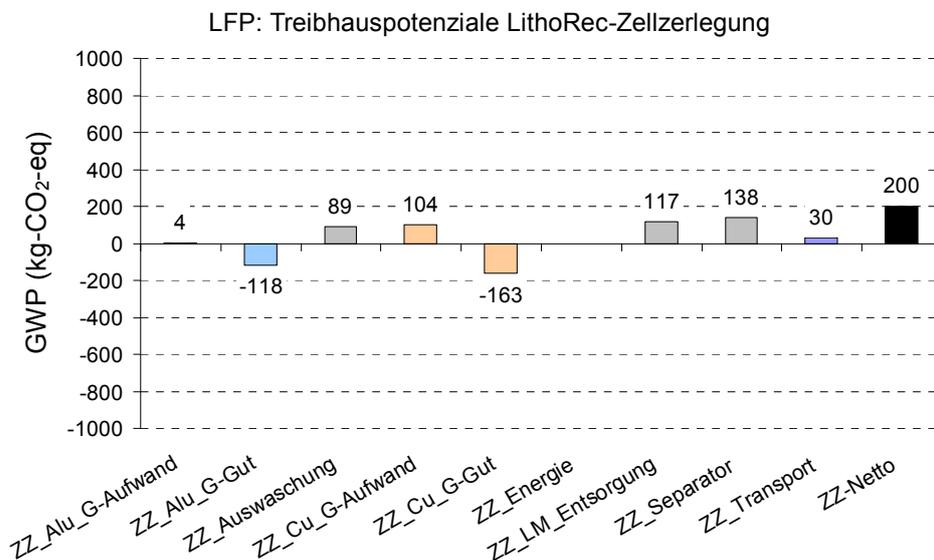


Abbildung 5-14 Treibhauspotenzial bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode

Allerdings ergeben sich durch die aufgrund der unterschiedlichen Batteriezusammensetzung variierenden Massenströme für die LFP-Batterien absolut leicht niedrigere Werte.

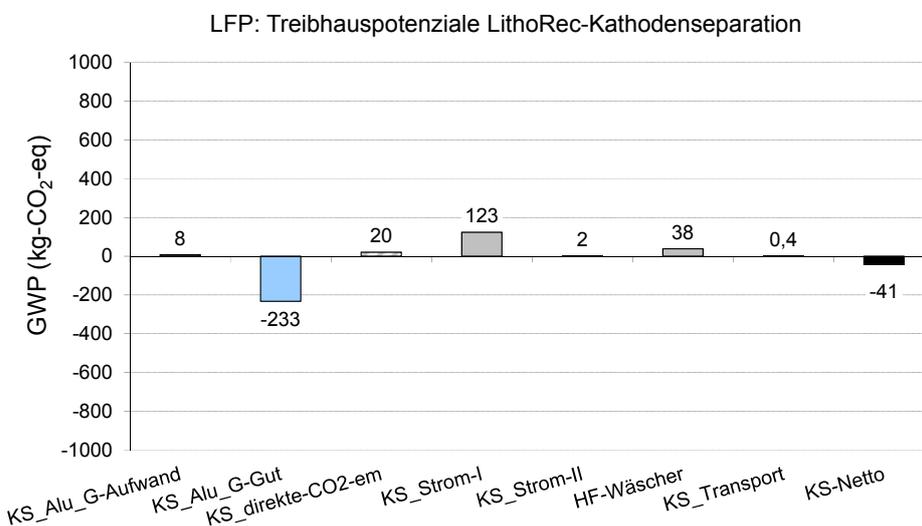


Abbildung 5-15 Treibhauspotenzial bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode

Wiederum wird deutlich, dass in beiden Prozessschritten die Art der Gutschriftenvergabe für das Aluminium das Endergebnis wesentlich beeinflusst. Eine Lösemittelrückgewinnung würde bei der Zellzerlegung ebenfalls zu verringerten THG-Lasten führen.

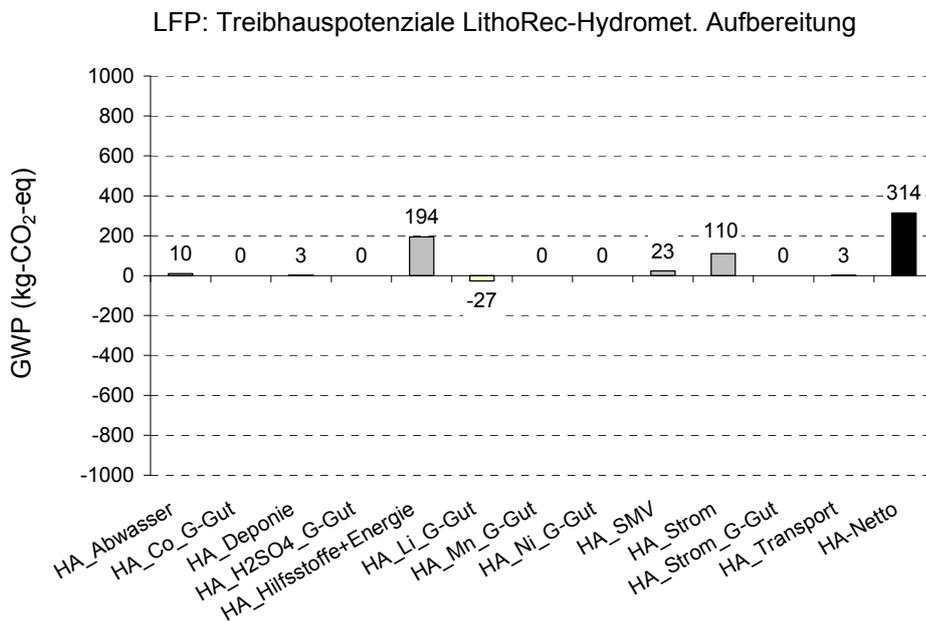


Abbildung 5-16 Treibhauspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode

Im Vergleich zum NMC-Batterierecycling zeigt sich für die hydrometallurgische Aufbereitung in Abbildung 5-16 ein reduziertes GWP durch einen deutlich geringeren Hilfsstoff- und Energiebedarf (sowohl Strom als auch andere Energieträger). Da bei der LFP-Kathode nur Lithiumhydroxid zurückgewonnen werden kann, resultieren aus dem Prozess deutlich weniger Gutschriften. Die GWP-Gesamtlast ist wegen des geringeren Hilfsstoff- und Energiebedarfs dennoch ca. 75 % niedriger als bei den NMC-Batterien.

### 5.1.2.2 Elementarer Ressourcenverbrauch (ADP<sub>elem.</sub>)

Auch bezüglich des Verbrauchs elementarer Ressourcen resultiert aus der Batterie- und Modulzerlegung der LFP-Batterien eine höhere Nettogutschrift als bei den NMC-Batterien, was auf die unterschiedliche Zusammensetzung je FU zurückzuführen ist (siehe Abbildung 5-17). Insbesondere die Gutschrift aus dem Kupferrecycling ist höher ebenso wie die aus dem Aluminiumrecycling (die jedoch weiterhin im Vergleich zu den anderen vernachlässigbar ist). Auch die Gutschriften für Edelstahl und das BMS sind etwas ausgeprägter.

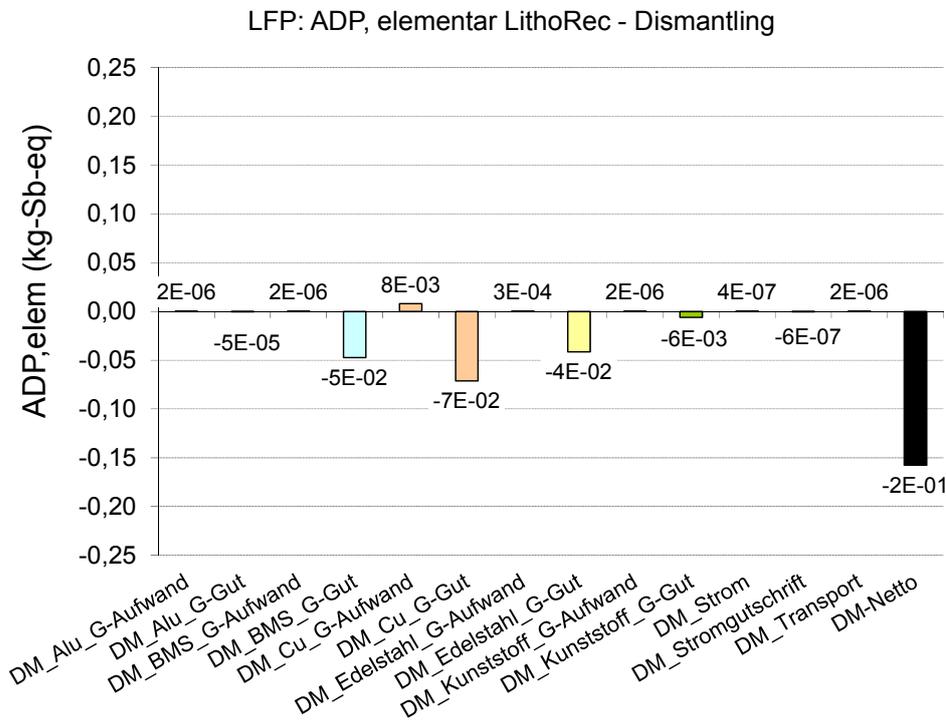


Abbildung 5-17 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode

Die Prozessschritte der Zellzerlegung und der Kathodenseparation zeigen bezüglich des  $ADP_{elem.}$  das gleiche Bild wie beim NMC-Batterierecycling (siehe Abbildung 5-18 und Abbildung 5-19). Für das Ergebnis des Gesamtprozesses relevante Gutschriften treten dabei nur bei der Zellzerlegung durch die Rückgewinnung des Kupfers aus der Ableiterfolie der Anode auf.

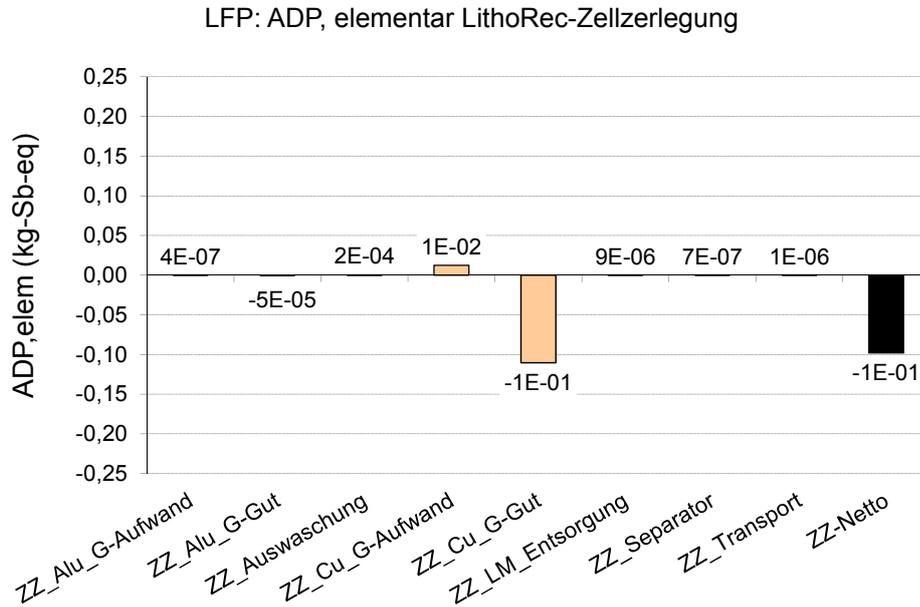


Abbildung 5-18 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode

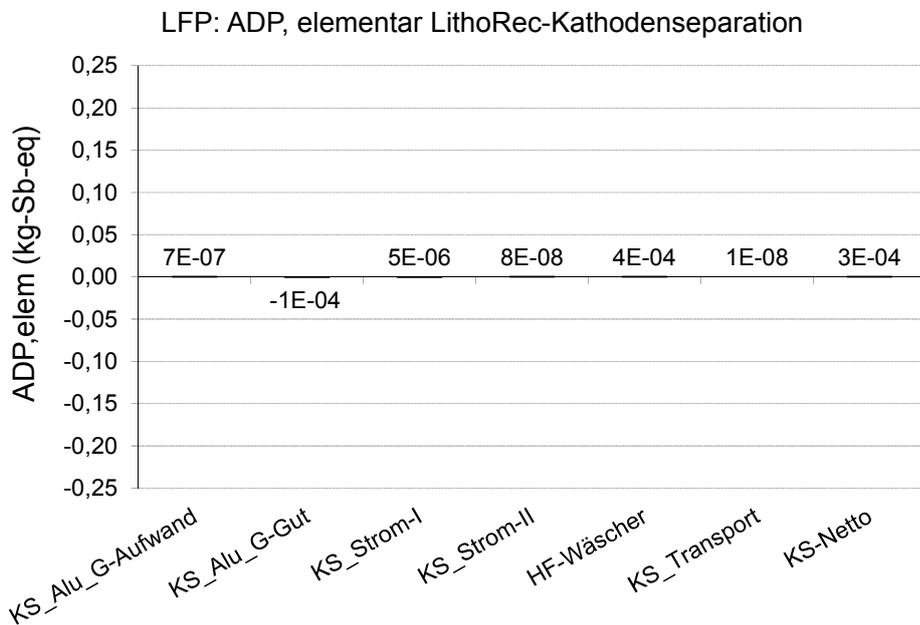


Abbildung 5-19 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode

Wie Abbildung 5-20 zeigt, entsteht aus der hydrometallurgischen Aufbereitung kein für den Gesamtprozess relevanter elementarer Ressourcenverbrauch. Die Gutschrift für das zurück-

gewonnene Lithium führt zu einer Nettogutschrift in diesem Prozessschritt, die jedoch deutlich geringer als die Nettogutschrift aus der Aufbereitung der NMC-Kathode ist.

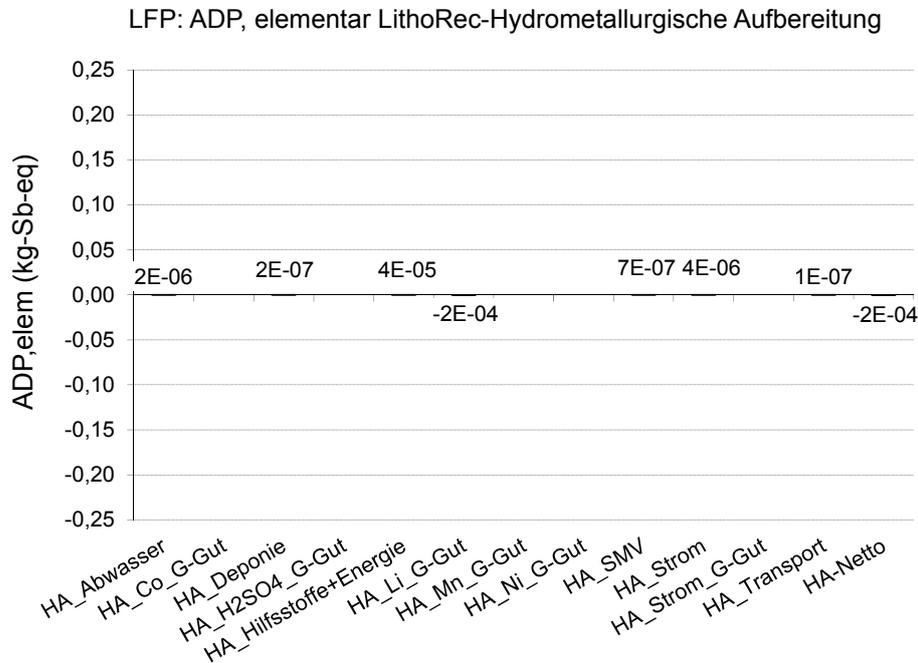


Abbildung 5-20 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode

### 5.1.2.3 Versauerungspotenzial (AP)

Beim Versauerungspotenzial entstehen bei der Batterie- und Modulerlegung wie bei den NMC-Batterien die wesentlichen Gutschriften durch das Recycling des Kupfers, des Edelstahls und des Kunststoffes (siehe Abbildung 5-9). Das Recycling des BMS hat hier einen geringeren Einfluss. Die Gutschriften für Kupfer sind höher als die für Edelstahl, obwohl knapp achtmal so viel Edelstahl wie Kupfer zurückgewonnen wird (vgl. Abbildung 4-9).

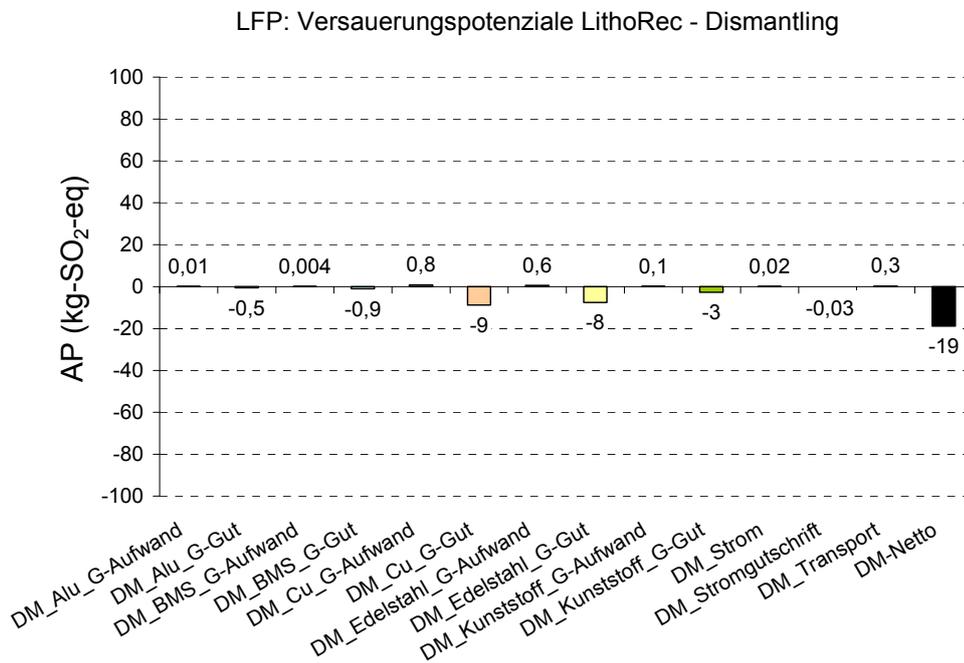


Abbildung 5-21 Versauerungspotenzial bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode

Die Gutschriften für Aluminium sind bei den LFP-Batterien deutlich höher, jedoch weiterhin für das Gesamtergebnis nicht ausschlaggebend. Insgesamt resultiert auch beim AP eine höhere Nettogutschrift bei der Batterie- und Modulzerlegung der LFP-Batterien.

Abbildung 5-22 und Abbildung 5-23 zeigen für Zellzerlegung und Kathodenseparation wiederum das gleiche Bild wie für das NMC-Batterierecycling. Wie beim  $ADP_{elem.}$  trägt hier nur das Recycling des Kupfers aus der Anode in relevantem Maße zum Ergebnis des Gesamtprozesses bei.

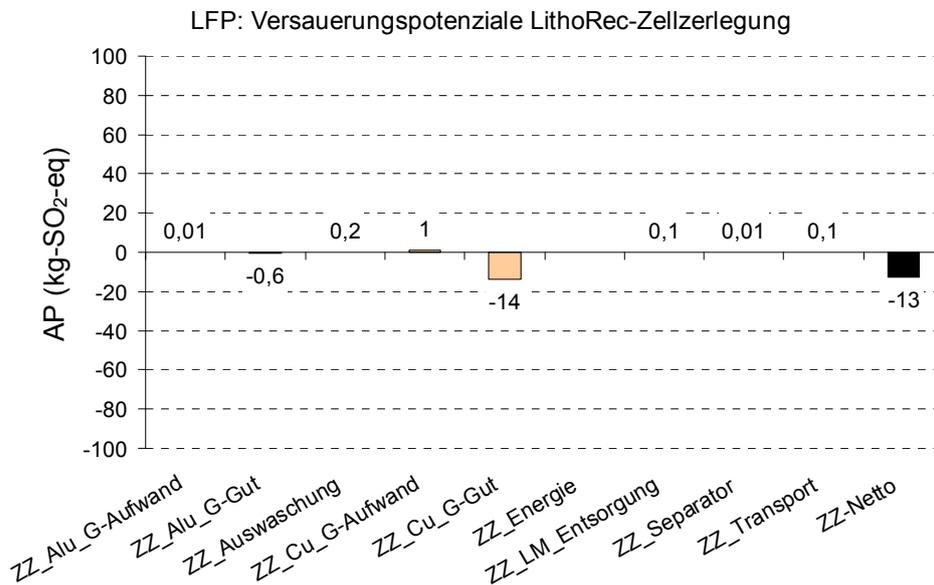


Abbildung 5-22 Versauerungspotenzial bei der Zellzerlegung, LFP-Kathode

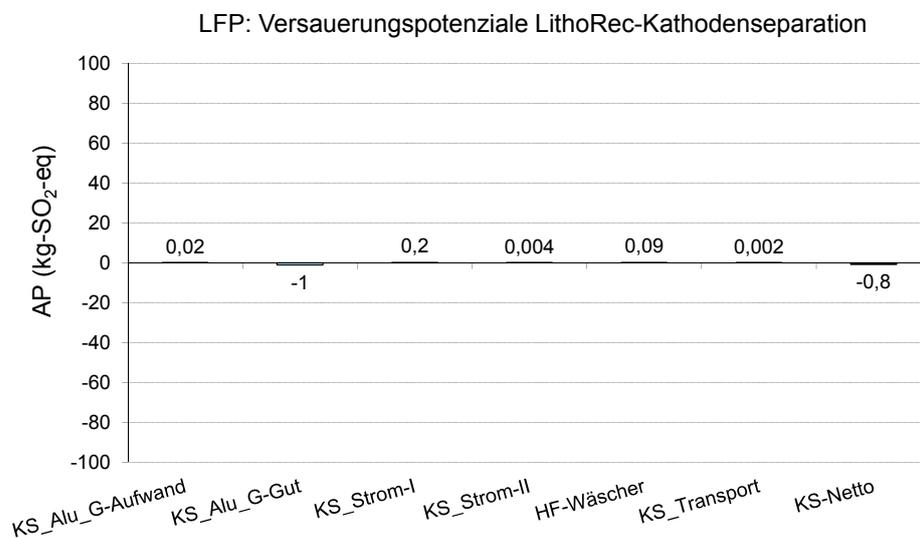


Abbildung 5-23 Versauerungspotenzial bei der Kathodenseparation, LFP-Kathode

Aus Abbildung 5-24 wird ersichtlich, dass die hydrometallurgische Aufbereitung der LFP-Batterien, ebenso wie beim  $ADP_{elem.}$ , keinen wesentlichen Beitrag zum Versauerungspotenzial des Gesamtprozesses liefert. Dies steht in deutlichem Gegensatz zum Ergebnis des NMC-Batterierecyclings, bei dem durch die Rückgewinnung des in der Primärproduktion aus sulfidischen Erzen gewonnenen Nickels in dieser Wirkungskategorie der wesentlichste Beitrag zum Gesamtprozess entsteht (vgl. Abbildung 5-12).

Insgesamt resultiert in diesem Schritt beim AP eine Nettolastschrift, die auf den Hilfsstoff- und Energieeinsatz zurückzuführen ist, dessen Lasten durch die Gutschrift für das zurückgewonnene Lithiumhydroxid nicht kompensiert werden können.

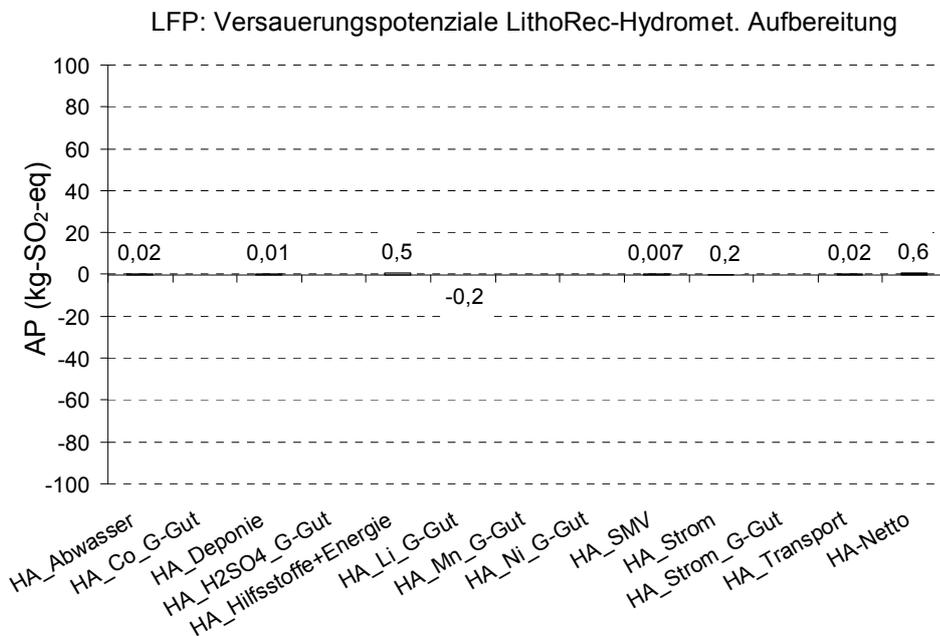


Abbildung 5-24 Versauerungspotenzial bei der hydrometallurgischen Aufbereitung, LFP-Kathode

#### 5.1.2.4 Eutrophierungspotenzial, Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial und nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand (EP, POCP, KEA n.e.)

Auch in den Wirkungskategorien EP, POCP und KEA n.e stellen sich die Ergebnisse des Recyclings der Batterien mit LFP-Kathode ähnlich dar wie bei den Batterien mit NMC-Kathode.

Bei der Batterie- und Modulzerlegung stammen beim KEA n.e. wie beim GWP die wesentlichen Gutschriften aus dem Edelstahl- und Kunststoffrecycling, wobei die Lastschriften des Prozessschrittes generell gering sind, so dass eine hohe Nettogutschrift resultiert. Gleiches gilt für das EP, wobei hier die Gutschriften aus dem Kupferrecycling zusätzlich noch einen Beitrag leisten. Auch beim POCP leistet das Recycling der drei Materialien den wesentlichen Beitrag zum Gesamtergebnis: Hier liegt jedoch die Gutschrift für das Kunststoffrecycling unter der für das Kupferrecycling. Das Edelstahlrecycling leistet den höchsten Beitrag.

Das Recycling des Kupfers aus der Ableiterfolie der Anode ist bei der Zellzerlegung in den Wirkungskategorien EP und POCP, wie bei AP und  $ADP_{elem.}$ , der wesentliche Treiber für die Nettogutschrift. Beim EP fallen außerdem die mit der Lösemittelbereitstellung verbundenen Emissionen deutlich negativ ins Gewicht. Der KEA n.e. zeigt bis auf die niedrigeren Werte

bei der Lösemittel- und Separatorentsorgung ein ähnliches Bild wie das GWP. Beim KEA n.e. ergibt sich dadurch im Gegensatz zum GWP eine Nettogutschrift.

Wie bei den in den vorigen Kapiteln beschriebenen Wirkungskategorien ergibt sich bei der Kathodenseparation bei EP, POCP und KEA n.e. in allen Fällen eine deutliche Gutschrift aus dem Aluminiumrecycling, der in unterschiedlichem Verhältnis Lasten v. a. für den Strombedarf des ersten Separationsschrittes und den Flusssäurewäscher gegenüberstehen. Beim POCP wie beim AP resultiert dabei eine Nettogutschrift, wohingegen beim EP und KEA n.e. der Nettowert ungefähr bei null liegt.

Bei der hydrometallurgischen Aufbereitung resultieren beim EP, POCP und KEA n.e., wie bei GWP und AP, Umweltlasten aus dem Hilfsstoff- und Energieinput, die nicht durch die Gutschriften aus der Lithiumrückgewinnung kompensiert werden können. Zudem resultiert beim EP noch ein wesentlicher Beitrag aus der Deponierung der Fällungsrückstände. Nur beim ADP<sub>elem.</sub> tritt eine Nettogutschrift aus der Lithiumrückgewinnung auf.

Eine detaillierte Auflistung der Ergebnisse für alle Wirkungskategorien, Prozessschritte und Unterteilungen wie in Kapitel 5.1.2.1 bis 5.1.2.3 befindet sich in Annex 3. Kapitel 5.2.2 zeigt die quantitativen Ergebnisse aller Wirkungskategorien für den Gesamtprozess im Überblick.

## 5.2 Zusammenfassende Darstellung

Im Folgenden werden die Gesamtergebnisse der einzelnen Prozessschritte jeweils für die NMC-Batterien (Kapitel 5.2.1) und die LFP-Batterien (Kapitel 5.2.2) im Überblick präsentiert. Aus diesem Überblick können Schlüsse gezogen werden, in welchen Prozessschritten die wesentlichsten Belastungen bzw. Gutschriften auftreten und welche Prozessschritte für die Ökobilanz des LithoRec-Verfahrens eine eher untergeordnete Rolle spielen. Daraus wird ersichtlich, an welchen Stellen die Rückgewinnung der Materialien mit den meisten Umweltvorteilen verbunden ist und wo die größten Stellschrauben für eine Optimierung liegen.

Für die detaillierte Analyse des jeweiligen Prozessschrittes kann dann auf die ausführliche Auswertung in Kapitel 5.1 zurückgegriffen werden.

### 5.2.1 Batterien mit NMC-Kathode

Beim Treibhauspotenzial treten sowohl Last- als auch Gutschriften auf. Der Schritt des Dismantling trägt dabei am meisten zu den Gutschriften bei (siehe Abbildung 5-25). Die höchsten Lasten fallen bei der hydrometallurgischen Aufbereitung an, wobei hier auch relevante Gutschriften resultieren, die die Lasten jedoch nicht völlig kompensieren.

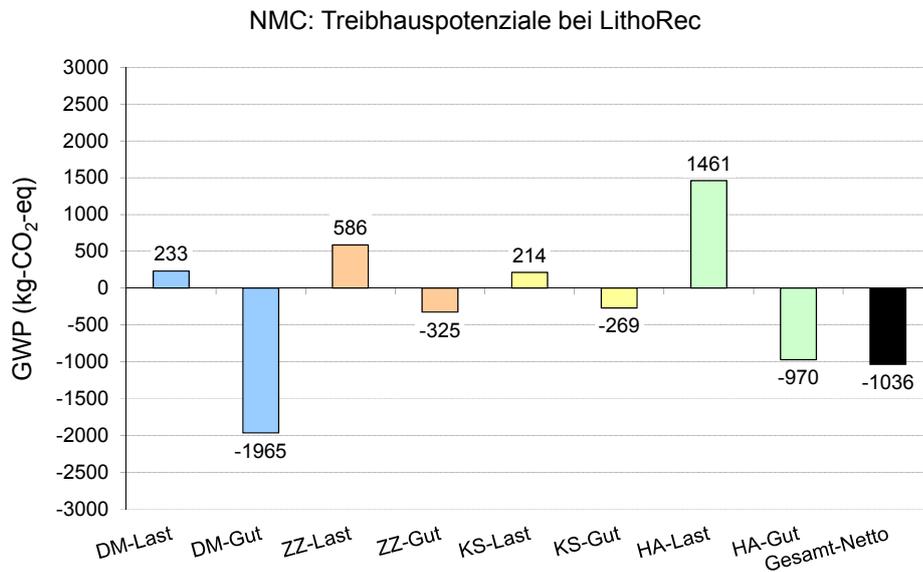


Abbildung 5-25 Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

Unter Berücksichtigung aller vier Prozessschritte ergibt sich für das LithoRec-Verfahren beim GWP eine Nettogutschrift von ca. 1000 kg-CO<sub>2</sub>-eq/1000 kg-Batterien.

In der Kategorie „elementarer Ressourcenverbrauch“ (siehe Abbildung 5-26) weist das LithoRec-Verfahren deutliche Gutschriften auf. Die Lastschriften sind demgegenüber vernachlässigbar klein. Dieses Bild ist charakteristisch für einen Recyclingprozess, der auf die Rückgewinnung von Metallen abzielt. Der höchste Beitrag zur Ressourcenschonung entsteht dabei im Schritt der Zellzerlegung aus dem Recycling der Kupferableiterfolie. Auch bei der Batterie- und Modulzerlegung und der folgenden stofflichen Verwertung der Bestandteile werden hohe Gutschriften erzielt.

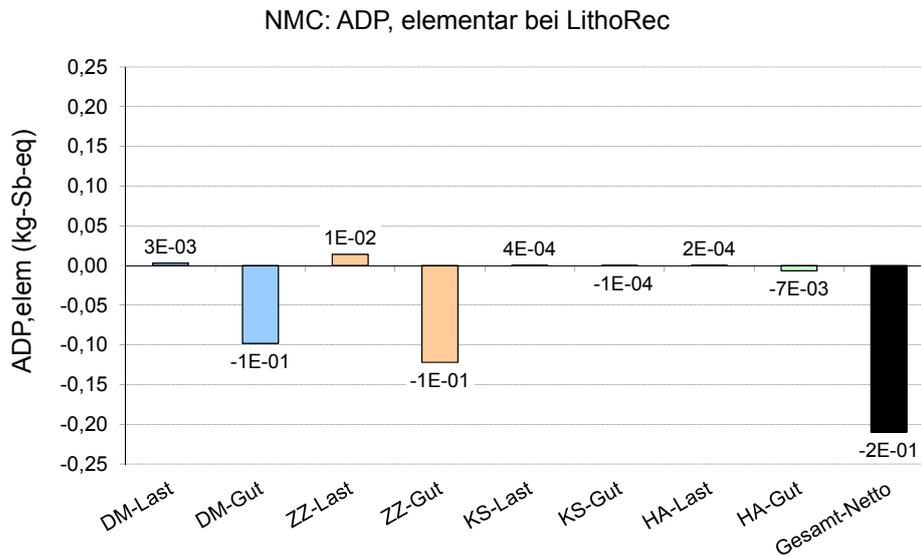


Abbildung 5-26 Elementarer Ressourcenverbrauch des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

AP, EP und POCP weisen eine ähnliche Tendenz auf: Relevante Gutschriften entstehen im Dismantling, der Zellerlegung sowie der hydrometallurgischen Aufbereitung (siehe Abbildung 5-27 bis Abbildung 5-29). Die Prozesslasten sind vergleichsweise gering, so dass alle Schritte Nettogutschriften aufweisen.

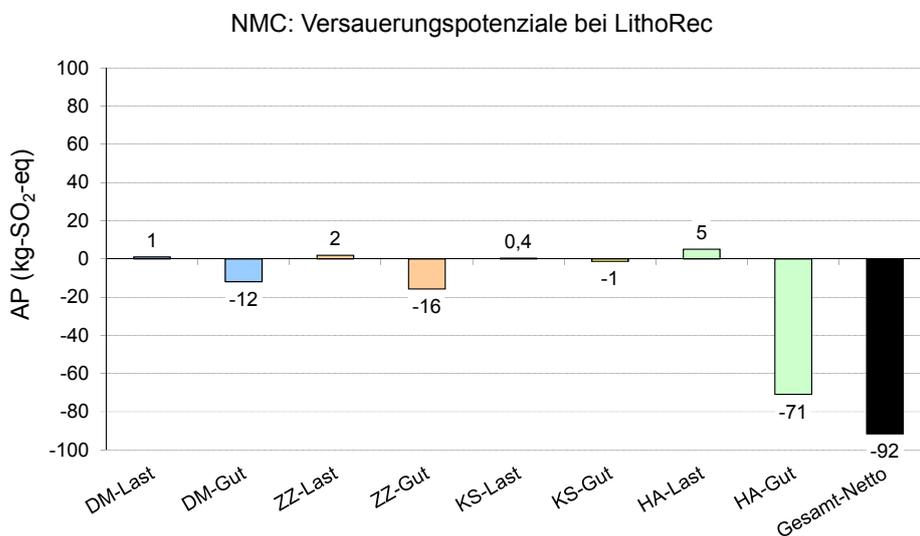


Abbildung 5-27 Versauerungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

Beim AP und beim POCP fällt dabei am stärksten die Gutschrift aus der Nickelrückgewinnung im hydrometallurgischen Schritt ins Gewicht. Beim EP tragen Kobalt- und Nickel-

recycling gleichmäßig bei. Hinzu kommen die Gutschriften aus dem Dismantling, die beim EP im Wesentlichen auf der Edelstahl- und Kunststoffgutschrift beruhen.

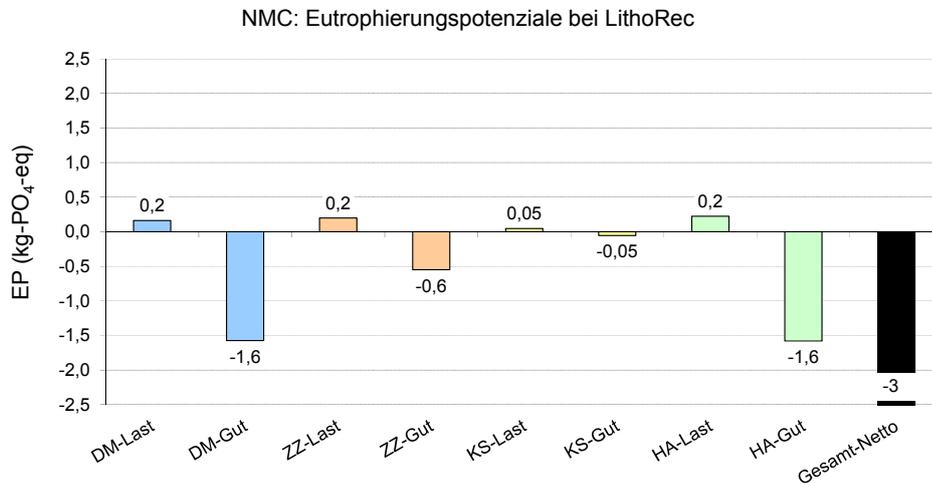


Abbildung 5-28 Eutrophierungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

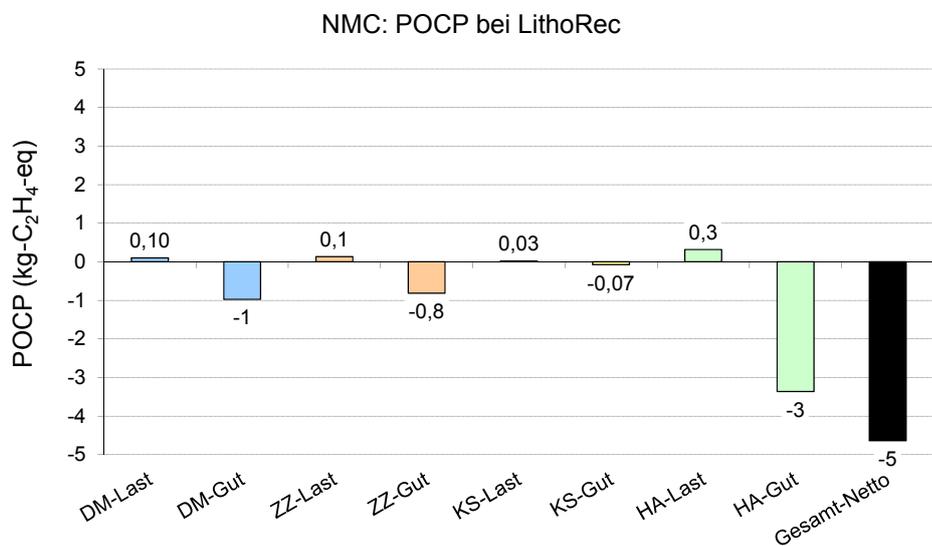


Abbildung 5-29 Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

Der nicht erneuerbare Kumulierte Energieaufwand zeigt ein ähnliches Bild wie das GWP: Die relevantesten Gutschriften werden durch die Batterie- und Modulzerlegung und das anschließende Recycling der Wertstoffe erzielt. Die höchste Belastung ist mit dem Schritt der hydrometallurgischen Aufbereitung verbunden, die wiederum durch die auch hier relevante

Gutschrift nicht vollständig kompensiert werden. Wie beim GWP resultiert beim KEA n.e. eine Nettogutschrift.

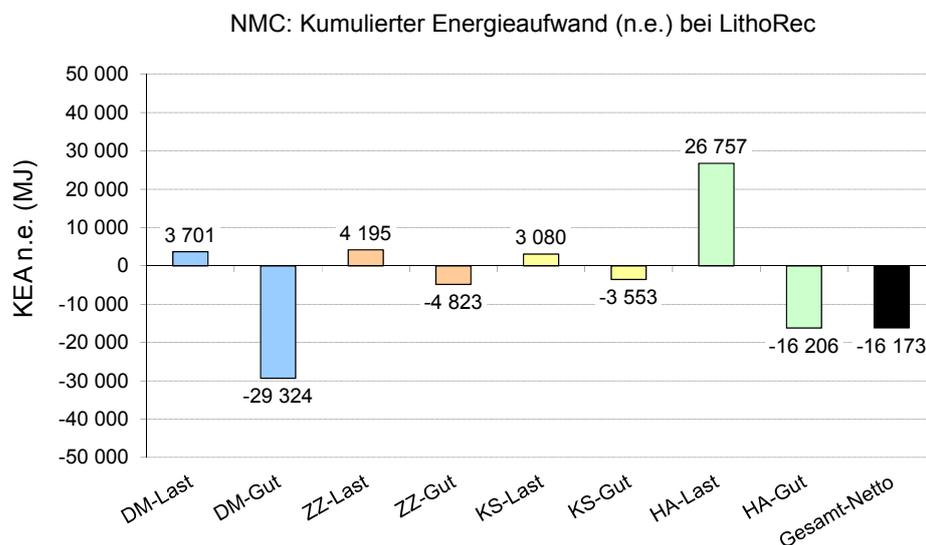


Abbildung 5-30 Nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

In jeder der betrachteten Wirkungskategorien schließt das LithoRec-Verfahren also mit einer Nettogutschrift ab. Bei der Bewertung muss hier jedoch berücksichtigt werden, dass sich fast alle Verfahrensschritte noch in einem frühen Forschungsstadium im Labormaßstab befinden und die Datenlage häufig noch mit Unsicherheiten versehen ist. Für die hydrometallurgische Aufbereitung existieren bereits Anlagen im größeren Maßstab.

Bei der Zellzerlegung ist es wahrscheinlich, dass bei einem automatisierten Verfahren mit Lösemittel- und Elektrolytrückgewinnung höhere Lasten (insbesondere durch den Energieaufwand) auftreten. Demgegenüber können für die Lösemittel- und Elektrolytrückgewinnung auch Gutschriften erzielt werden. Bei der Kathodenseparation, die jedoch für die Ökobilanz des Gesamtprozesses eine untergeordnete Rolle spielt, besteht im großtechnischen Maßstab vermutlich noch Spielraum, den Energiebedarf zu verringern. Bei der hydrometallurgischen Aufbereitung werden die hohen Nettogutschriften beim AP, EP und POCP mit Nettolasten bei GWP und KEA n.e. erkaufte. Hier könnten durch eine Reduktion des Energiebedarfs Einsparungen erzielt werden.

### 5.2.2 Batterien mit LFP-Kathode

Bei dem LFP-Batterierecycling zeigen die Schritte Zellzerlegung und Kathodenseparation in allen Wirkungskategorien ungefähr die gleichen Werte wie für das Recycling der NMC-

Batterien (siehe Abbildung 5-31 bis Abbildung 5-36). Unterschiede ergeben sich nur bezüglich der Batterie- und Modulzerlegung und der hydrometallurgischen Aufbereitung.

Bei der Batterie- und Modulzerlegung sind die Nettogutschriften in allen Kategorien deutlich höher, was auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Batterien zurückzuführen ist (vgl. Kapitel 4.2.1, 4.4.1 und 4.4.2).

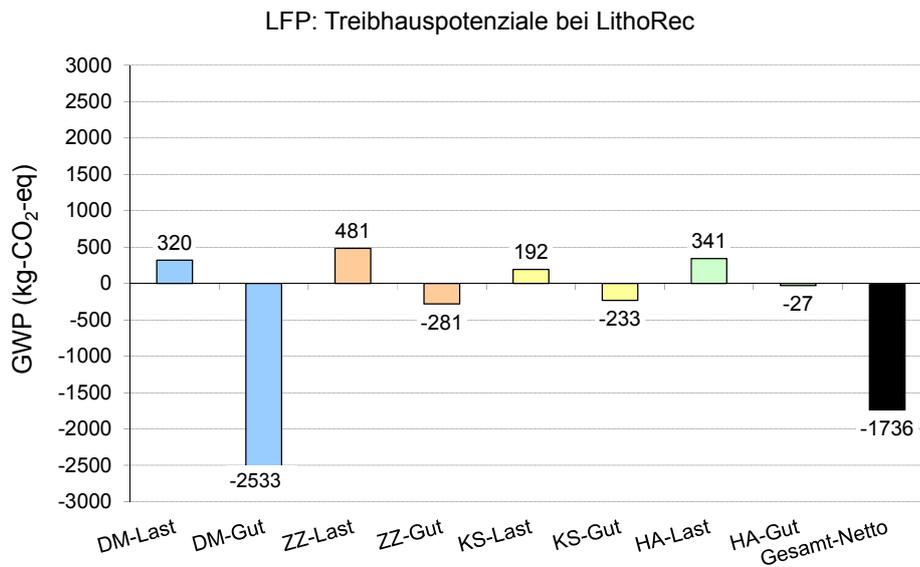


Abbildung 5-31 Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

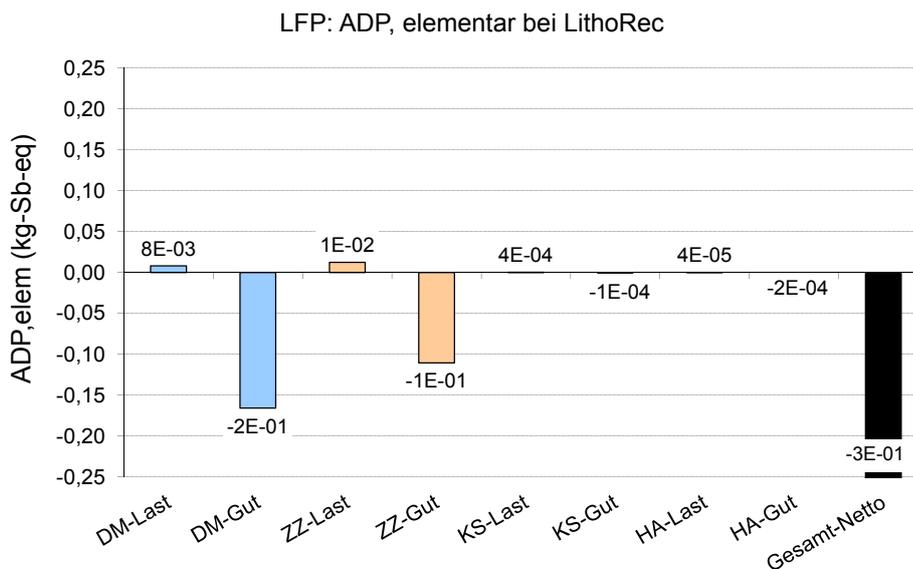


Abbildung 5-32 Elementarer Ressourcenverbrauch des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

Bei der hydrometallurgischen Aufbereitung entstehen beim Recycling der LFP-Batterien deutlich geringere Lasten, allerdings sind auch die Gutschriften sehr viel geringer, da hier nur Lithiumhydroxid zurückgewonnen werden kann. Dies führt dazu, dass bei  $ADP_{elem.}$ , AP, EP und POCP hier Nettolasten resultieren. Bei GWP und KEA n.e. sind die Nettolasten trotz der drastisch geringeren Gutschriften niedriger als für das NMC-Batterierecycling, da der Hilfsstoff- und Energiebedarf des Schrittes für die LFP-Aufbereitung wesentlich niedriger ist.

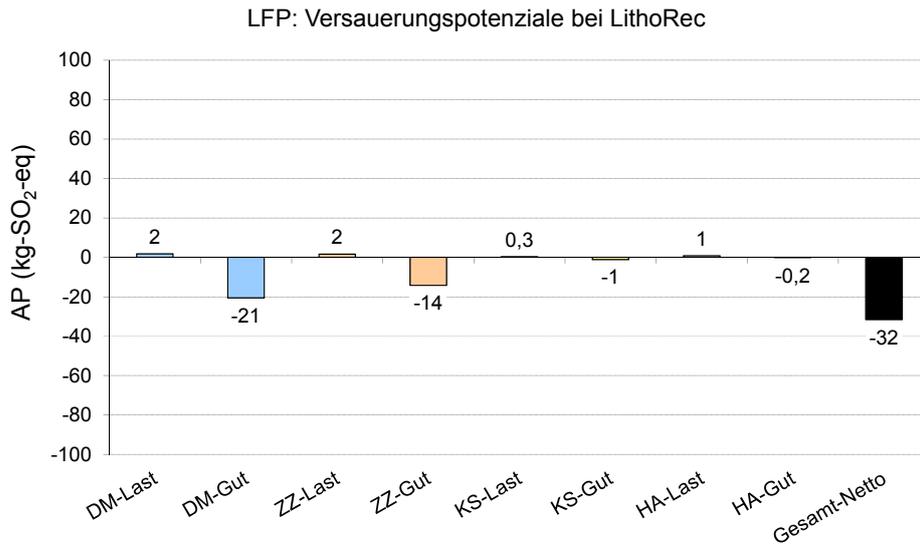


Abbildung 5-33 Versauerungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

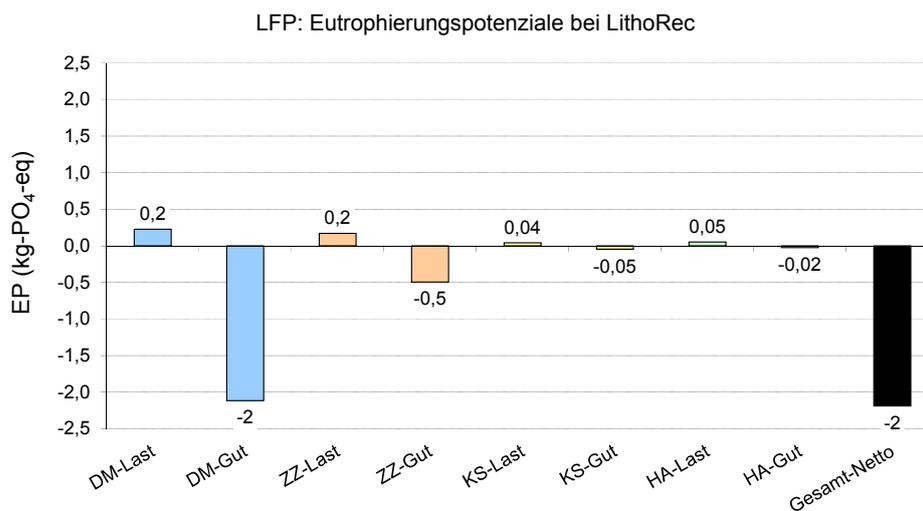


Abbildung 5-34 Eutrophierungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

Insgesamt führt dies dazu, dass in den Kategorien, in denen die Gutschriften eher aus dem Dismantling stammen (GWP,  $ADP_{elem.}$  und KEA n.e.), beim Recycling der LFP-Batterien höhere Nettogutschriften auftreten, wohingegen die Nettogutschriften in den Wirkungskategorien mit hohem Beitrag aus der hydrometallurgischen Aufbereitung (AP, EP und POCP) geringer sind. Beim AP ist der Effekt aufgrund der fehlenden Nickelgutschriften besonders deutlich.

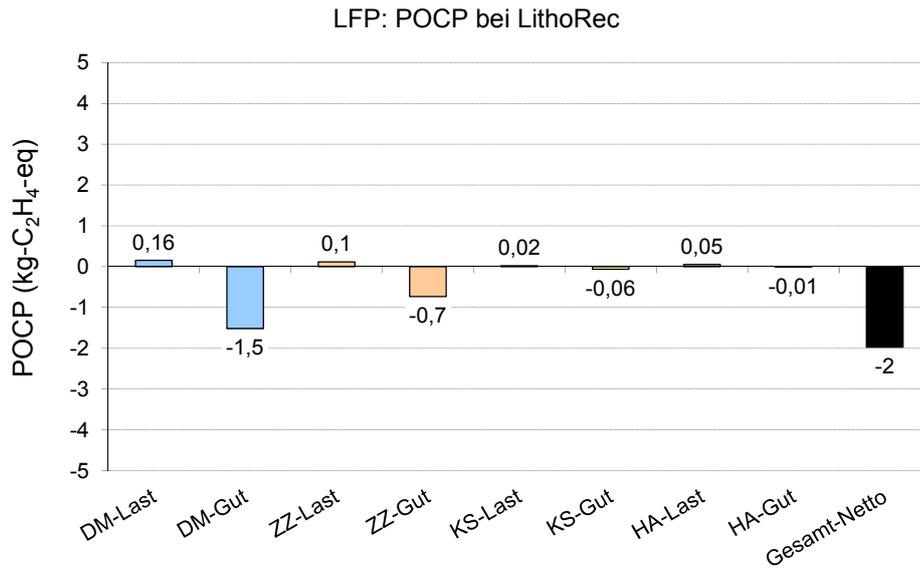


Abbildung 5-35 Photochemisches Oxidantienbildungspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

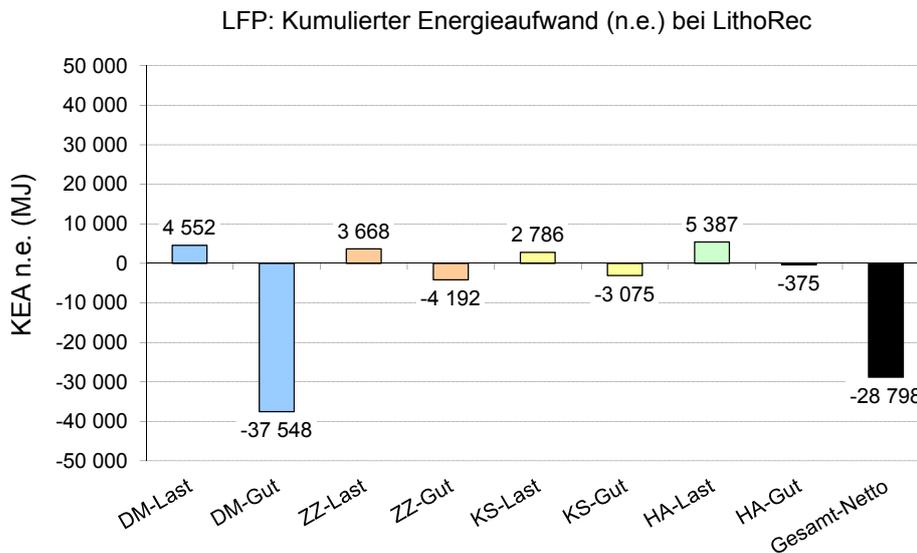


Abbildung 5-36 Nicht erneuerbarer Kumulierter Energieaufwand des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

Auch das Recycling der LFP-Batterien nach dem LithoRec-Verfahren schließt also in jeder der betrachteten Wirkungskategorien mit einer Nettogutschrift ab. Es gelten hier jedoch die gleichen Einschränkungen, die bereits am Ende des vorhergehenden Kapitels 5.2.1 und in Kapitel 3.2.9 und 4.2.1 erläutert wurden.

### 5.3 Normierte Darstellung

Für die Normierung der Bilanzergebnisse des LithoRec-Verfahrens wurden die Lasten und die Gutschriften jeweils über alle vier Teilschritte (Dismantling, Zellzerlegung, Kathodenseparation, hydrometallurgische Aufbereitung) aufsummiert und mit globalen Jahresemissions- bzw. -verbrauchswerten normiert. Die verwendeten Normierungsfaktoren sind in Tabelle 5-1 (erste Zeile „Welt“) dargestellt. Für GWP, AP und EP beziehen sich die Werte auf das Jahr 2000, für  $ADP_{elem.}$  und POCP wird auf Werte von 1995 zurückgegriffen, da für diese Kategorien die Werte für das Jahr 2000 unterschätzt wurden [CML 2010].

Tabelle 5-1 Verwendete Normierungsfaktoren [CML 2010]

Wirkungs- kategorie Bezugs- raum	GWP	ADP <sub>elem.</sub>	AP	EP	POCP
	kg-CO <sub>2</sub> -eq/a	kg-Sb-eq/a	kg-SO <sub>2</sub> -eq/a	kg-PO <sub>4</sub> -eq/a	kg-C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> -eq/a
Welt	4,18E+13	3,6E+08	2,39E+11	1,58E+11	9,6E+10
EU 25	5,02E+12	8,46E+07	2,81E+10	1,32E+10	8,48E+09
EU 25/ Welt	0,12	0,24	0,12	0,08	0,09

Zum Vergleich sind die Normierungsfaktoren für EU 25 dargestellt [CML 2010]. Es wird deutlich, dass diese für alle Kategorien bis auf den elementaren Ressourcenverbrauch bei ca. 10 % des Weltwertes liegen.

Das Ergebnis der Normierung ist in Abbildung 5-37 und Abbildung 5-38 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Gutschriften in den Kategorien ADP<sub>elem.</sub> und AP am deutlichsten ins Gewicht fallen. Beim ADP<sub>elem.</sub> ist dies insbesondere durch die hohen Gutschriften aus Kupfer-, BMS- und Edelstahlrecycling begründet. Beim AP entstehen die höchsten Gutschriften beim Nickel- sowie beim Kupfer- und Edelstahlrecycling.

Für die NMC-Batterien ist die Lastschrift beim GWP am ausgeprägtesten, wohingegen bei den LFP-Batterien die relative Last beim ADP<sub>elem.</sub> am höchsten ist.

Generell überwiegen die Gutschriften die Lastschriften deutlich, was in einem Recyclingprozess zu erwarten ist. Die bereits in den Kapiteln 5.2.1, 3.2.9 und 4.2.1 erwähnten Einschränkungen gelten auch hier.

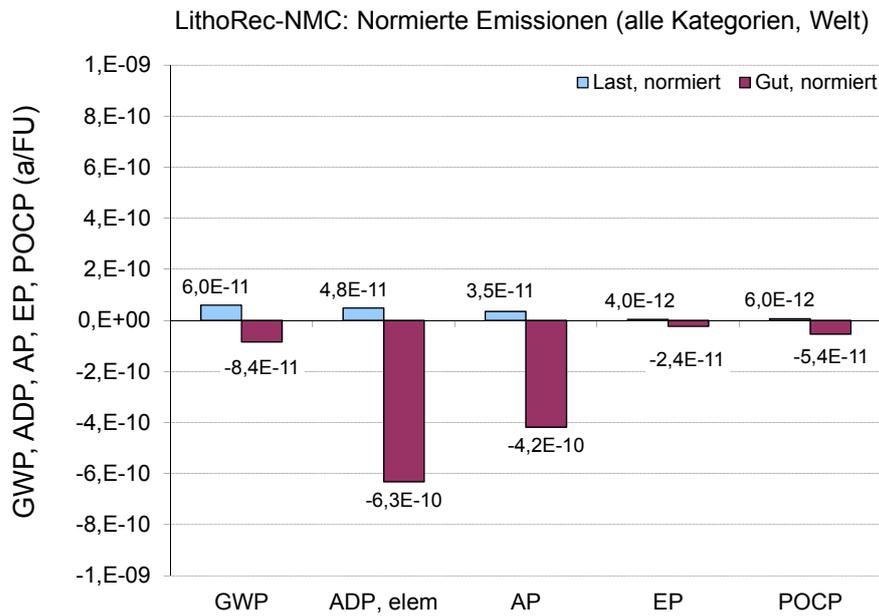


Abbildung 5-37 Normierte Emissionen des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode

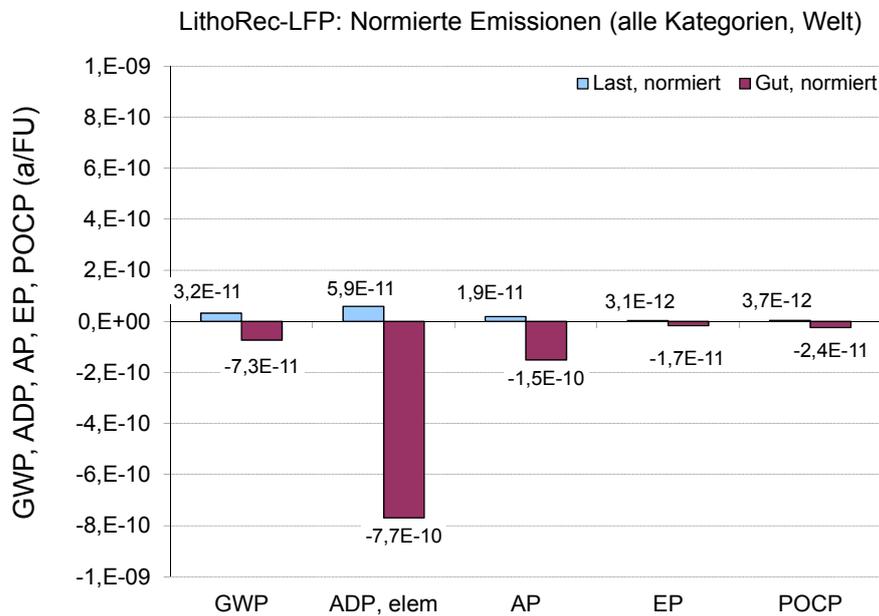


Abbildung 5-38 Normierte Emissionen des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode

## 6 Auswertung

Das folgende Kapitel wertet die in Kapitel 4.4 und 5 dargestellten Ergebnisse aus. Hierzu werden zunächst Parameter und Annahmen, die das Ergebnis der Ökobilanz wesentlich beeinflussen, herausgearbeitet und diskutiert (Kapitel 6.1). Davon ausgehend wird die Relevanz der Aussagen der Ökobilanz beurteilt (Kapitel 6.2): Hierfür erfolgt zunächst die Prüfung der Vollständigkeit (Kapitel 6.2.1), darauf folgend die Analyse der Beeinflussung des Ergebnisses durch variierte Einflussgrößen (Sensitivitätsanalysen, Kapitel 6.2.2) und eine Erörterung der Konsistenz der Ergebnisse (Kapitel 6.2.3). Abschließend geht Kapitel 6.3 zusammenfassend auf Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen ein, die sich aus der Ökobilanz ergeben.

### 6.1 Identifizierung der signifikanten Parameter

Die Ergebnisse der Normierung (Kapitel 5.3, Abbildung 5-37 und Abbildung 5-38) zeigen, dass die Wirkungskategorien  $ADP_{elem.}$ , AP und in geringerem Maße GWP die Bewertung dominieren. Die anderen Kategorien (EP, POCP) sind von untergeordneter Bedeutung und werden daher an dieser Stelle nicht weiter betrachtet.

- a. Verbrauch elementarer Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ )
- b. Versauerungspotenzial (AP)
- c. Treibhauspotenzial (GWP)

Übergreifend in diesen drei Wirkungskategorien zeigen folgende Materialflüsse bzw. Prozessschritte einen signifikanten Einfluss auf das Gesamtergebnis:

- d. Gutschriften aus dem Prozessschritt Dismantling (DM), Wertstoffrecycling bei beiden Kathodentypen (NMC, LFP)
- e. Gutschriften aus dem Wertmetallrecycling von Aluminium, Kupfer, Nickel und Kobalt (insbesondere bei NMC-Kathoden)
- f. GWP- und KEA n.e.-Last bei der hydrometallurgischen Aufbereitung

Im Folgenden werden die einzelnen Unterpunkte näher ausgeführt. Dabei wird auch auf Unterschiede in den Ergebnissen für die unterschiedlichen untersuchten Kathodentypen (NMC bzw. LFP) eingegangen.

#### Zu a:

Die Normierung der Wirkungskategorien zeigt für den Verbrauch elementarer Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ ) die höchste Relevanz, was für die Ökobilanz eines Prozesses zur Rückgewinnung von Metallen der Erwartung entspricht. In dieser Wirkungskategorie hat die Definition zur Berechnung der Charakterisierungsfaktoren einen hohen Einfluss, einerseits auf die absolute Höhe der Werte, andererseits auf das Verhältnis der Knappheit einzelner Metalle untereinander [van Oers et al., 2002]. So wird z. B. in der in dieser Studie verwendeten Methode der Verbrauch von Kupfer deutlich höher bewertet als der Verbrauch von Kobalt,

Nickel oder Lithium. Diese Charakterisierungsfaktoren weisen den Metallen einen Stellenwert zu, der nicht den ingenieurtechnischen und ökonomischen Erwartungen entspricht. Aus diesem Grund wird der Einfluss der Wahl unterschiedlicher Charakterisierungsfaktoren in einer Sensitivitätsanalyse untersucht (Kapitel 6.2.2.4).

Neben der Bewertung des Verbrauchs elementarer Ressourcen ist die Bewertung des Verbrauchs fossiler Ressourcen für die ökologische Bewertung eines Verfahrens wesentlich. Dies wird bereits in der Wirkungskategorie KEA n.e. abgedeckt. Hiermit kann die Frage, ob der Verbrauch elementarer Ressourcen ( $ADP_{\text{elem.}}$ ) oder der fossiler Ressourcen ( $ADP_{\text{fossil}}$ ) bei der Gesamtbetrachtung des ADP ( $ADP_{\text{gesamt}} = ADP_{\text{elem.}} + ADP_{\text{fossil}}$ ) dominiert, untersucht werden. Eine entsprechende Sensitivitätsrechnung wurde für das Parallelprojekt LiBRI durchgeführt. Die in dem entsprechenden Bericht aufgeführten Ergebnisse gelten analog für das LithoRec-Verfahren.

Der Beitrag der einzelnen Ströme zum  $ADP_{\text{elem.}}$  wird in Punkt d und e diskutiert.

#### Zu b:

Das Versauerungspotenzial geht aus der Normierung als Kategorie mit der zweithöchsten Relevanz hervor. Da es sich bei der Versauerung um regionale Umweltschäden handelt, wird hierfür eine Disaggregation des Ergebnisses nach Regionen durchgeführt (vgl. Kapitel 6.2.2.5). Da der Hauptbeitrag zum Versauerungspotenzial aus der Gutschrift für die Primärproduktion von Nickel resultiert, muss der verwendete Datensatz vertieft diskutiert werden. Hierzu wurde eine Sensitivitätsrechnung mit einem alternativen Datensatz für die Ökobilanz im Parallelprojekt LiBRI durchgeführt. Sie ist in dem entsprechenden Bericht beschrieben. Für das Recycling der Batterien mit NMC-Kathode sind die Ergebnisse auf den LithoRec-Prozess übertragbar.

Der Beitrag der einzelnen Ströme zum AP wird in Punkt d und e diskutiert.

#### Zu c:

Das Treibhauspotenzial wird bei beiden Kathodentypen (LFP, NMC) von der Gutschrift im Dismantlingschritt bestimmt, die unter Punkt d diskutiert wird. Für den NMC-Kathodentyp spielen zusätzlich die Treibhausgasemissionen aus dem hydrometallurgischen Aufarbeitungsschritt eine wesentliche Rolle (siehe Punkte e und f).

#### Zu d:

Auf der Gutschriftenseite wird das Ergebnis der Ökobilanz wesentlich durch das Recycling der Wertstoffe aus der Batterie- und Modulzerlegung (DM) beeinflusst. Hier führt neben den Gutschriften für die aus BMS, Kupferkabeln und dem Rahmen zurückgewonnenen Wertstoffe, insbesondere das Recycling des Edelstahlgehäuses, zu hohen Gutschriften. Momentan befinden sich im Hinblick auf Leichtbau jedoch andere Materialien (Aluminium und Carbon-Fibre-Composite (CFK)) in der Entwicklung. Um die Beeinflussung des LCA-

Ergebnisses durch die Verwendung dieser zukünftigen Gehäusematerialien zu testen, wurde die in Kapitel 6.2.2.1 vorgestellte Sensitivitätsbetrachtung durchgeführt.

Neben der Art der Materialien, die zum Recycling gelangen, ist auch die Effizienz wesentlich, mit der diese Materialien in Sekundärrohstoffe umgewandelt werden. In der vorliegenden Ökobilanz liegt dabei die Erfassung der Altbatterien außerhalb der Systemgrenze (vgl. Kapitel 3.2.1, 3.2.2). Für die Aufbereitung wird angenommen, dass 100 % des in Batterie- und Modulgehäusen vorhandenen Wertmaterials (PA 6, Edelstahl, Kupfer, Aluminium, Wertmetalle im BMS) einer stofflichen Verwertung zugeführt werden, Verluste werden nur für das Umschmelzen (mittlere Umschmelzeffizienzen aus Literaturwerten) berücksichtigt. Dies muss bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden, da die Höhe der im DM erzielten Gutschriften für jedes Material linear abhängig von der Recyclingeffizienz ist, so dass sinkende Effizienzen in gleichem Maße die Gutschriften reduzieren. Das Dismantling sollte dementsprechend sorgfältig erfolgen, um eine hohe ökonomische wie ökologische Wertschöpfung zu erreichen.

#### Zu e:

Im LithoRec-Verfahren werden die Zellen in ihre Einzelteile zerlegt und anschließend die Kathode in Ableiterfolie und Kathodenbeschichtung getrennt. Daraus werden bei der NMC-Kathode die Wertmetalle Kobalt, Nickel und bei beiden Kathodentypen das Lithium zurückgewonnen. In den ersten Zerlegungsschritten fallen Aluminium (Zellummantelung und Kathodenableiterfolie) sowie Kupfer (Anodenableiterfolie) an, für die angenommen wird, dass sie vollständig dem Recycling zugeführt werden. Die resultierenden Gutschriften für Sekundäraluminium beeinflussen das Ergebnis der Ökobilanz v. a. in den Wirkungskategorien GWP und KEA n.e. Das Kupferrecycling leistet einen wesentlichen Beitrag in den Kategorien  $ADP_{elem.}$ , AP, EP und POCP. Falls weniger als 100 % des Aluminiums und des Kupfers dem Recycling zugeführt werden, verringern sich die Gutschriften entsprechend.

Bei den Batterien mit NMC-Kathode haben zudem die Gutschriften aus der Rückgewinnung von Nickel und Kobalt einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis der Bilanz. Nur beim Verbrauch elementarer Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ ) entsteht hier kein relevanter Beitrag (siehe Punkt a). Im Vergleich zu den Gutschriften aus der Nickelrückgewinnung ist dabei die Gutschrift für das wiedergewonnene Kobalt insbesondere in der Kategorie AP gering, obwohl quasi genauso viel Kobalt wie Nickel zurückgewonnen wird (siehe Abbildung 4-5) und die primäre Nickel- und Kobaltproduktion mit ähnlichen Umweltlasten einhergeht. Dieses Ergebnis wird durch die Wahl des für die vermiedene Primärproduktion gutgeschriebenen Datensatzes beeinflusst, der v. a. für die Kobaltproduktion deutliche Unsicherheiten enthält. Um diesen Einfluss aufzuzeigen, wird die in Kapitel 6.2.2.3 beschriebene Sensitivitätsanalyse mit einem variierten Datensatz für die substituierte Primärproduktion von Kobalt durchgeführt.

Zu f:

Wesentliche Treibhausgasemissionen entstehen im LithoRec-Prozess bei der hydrometallurgischen Aufbereitung. Sie spiegeln sich in einem relativ hohen Wert für den mit diesem Prozessschritt verbundenen fossilen Energieaufwand (KEA n.e.). Die Gründe liegen sowohl im Energiebedarf des Prozesses als auch im Hilfsmiteleinsatz. Hier wird deutlich, dass die Rückgewinnung von relativ geringen Mengen in der Kathodenbeschichtung verteilter Metalle wesentlich mehr Aufwand erfordert als das Recycling relativ großer Komponenten wie z. B. des Batteriegehäuses oder des Rahmens. In den anderen Wirkungskategorien sind die Umweltauswirkungen bei der NMC-Kathode sehr positiv. Bei der LFP-Kathode können nur Gutschriften aus dem Lithiumrecycling erzielt werden, die aufgrund des verwendeten substituierten Primärprozesses (primäre Lithiumsalzgewinnung aus Brines in Chile) gering ausfallen.

## **6.2 Beurteilung**

Um die Aussagekraft der erstellten Ökobilanz zu prüfen, werden in den folgenden Abschnitten die Bilanzergebnisse nach den Kriterien Vollständigkeit, Sensitivität gegenüber der Variation von Einflussgrößen (siehe auch Kapitel 6.1) und Konsistenz untersucht und ausgewertet.

### **6.2.1 Vollständigkeitsprüfung**

Für die vorliegende Ökobilanz wurden Daten zu allen für das Batterierecycling relevanten Prozessschritten erhoben. Alle Materialströme aus den Batterien wurden vollständig erfasst und über die beschriebenen Prozessschritte verfolgt. Für die Prozessschritte Dismantling und hydrometallurgische Aufbereitung ist die Datenlage als gut zu betrachten, da sie sich auf Verfahren im Pilotmaßstab stützt. Die Prozessschritte Zellzerlegung und Kathodenseparation sind aufgrund des frühen Entwicklungsstadiums zukünftig noch vertieft zu untersuchen und konnten in dieser Ökobilanz möglicherweise nur unzureichend beschrieben werden:

#### **Lösemiteleinsatz und Automatisierung bei der Zellzerlegung**

Für den Prozessschritt der Zellzerlegung fallen lastseitig die zweithöchsten Treibhausgasemissionen an. Da dieser Prozessschritt noch nicht vollständig festgelegt und optimiert worden ist, besteht hier eine hohe Unsicherheit bezüglich der Energie- und Materialflüsse. Eine wesentliche Frage bezüglich der Umweltwirkungen der Zellzerlegung ist, ob Lösemittel eingesetzt wird und wenn ja, in welchem Maß und mit welchem Aufwand dieses zurückgewonnen werden kann. Zudem ist bei der Umsetzung des Verfahrens mit einer Automatisierung zu rechnen, deren Energiebedarf sich auf das Ergebnis der Bewertung auswirken wird. In der Basisbilanz wurde zunächst von einem manuellen Verfahren ausgegangen und deswegen kein Energiebedarf berücksichtigt. Zur Automatisierung der Zellzerlegung wurden im Rahmen des LithoRec-Projektes bereits Überlegungen angestellt,

die Datenlage ist allerdings für eine belastbare Sensitivitätsrechnung noch nicht ausreichend (siehe Kapitel 6.2.2.2).

### **Flusssäureemissionen bei der Zellzerlegung und Kathodenseparation**

Als potenziell humantoxikologischer Hotspot muss die Flusssäureemission betrachtet werden. Flusssäure kann aus dem Elektrolyt freigesetzt werden oder aus der Behandlung des fluoridhaltigen Binders, insbesondere bei der Kathodenseparation, entstehen. Hier und in allen anderen Prozessschritten, bei denen möglicherweise Flusssäure entweicht, müssen diese mit geeigneten Vorrichtungen sorgfältig aufgefangen und neutralisiert werden. Für den geographischen Bezugsraum Deutschland kann aufgrund der bestehenden Gesetzeslage für den humantoxischen Hotspot Flusssäureemissionen zu Recht von weitgehenden Minderungsmaßnahmen ausgegangen werden. Der Energieeinsatz ist hierfür in der vorliegenden Bilanz grob, der Hilfsmiteinsatz (Natronlauge) konservativ abgeschätzt. Insbesondere der Energiebedarf der Abluftgebläse sollte für eine genaue Bewertung näher analysiert werden. Aufgrund des geringen Mengendurchsatzes konnten keine empirischen Werte zu den Emissionen der Prozesse gewonnen werden. Dies gilt auch für die anderen Emissionen aus der Behandlung des fluoridhaltigen Binders.

## **6.2.2 Sensitivitätsprüfung**

Im Folgenden wird die Sensitivität der Ergebnisse der Ökobilanz gegenüber einer Variation von ausgewählten, ergebnisrelevanten Einflussgrößen (vgl. Kapitel 6.1) dargestellt und diskutiert.

### **6.2.2.1 Alternativmaterialien für das Batteriegehäuse**

Im Basisszenario dieser Studie wird als Material für das Batteriegehäuse Edelstahl angenommen (vgl. Tabelle 4-1). Andere mögliche Materialien sind Aluminium oder Carbon-fibre Composites (CFK). Diese Sensitivität untersucht den Effekt der Wahl eines anderen Gehäusematerials auf das Ergebnis der Ökobilanz des Batterierecyclings.

Die Sensitivitätsanalyse wird aus Gründen der Übersichtlichkeit nur für die LFP-Batterien durchgeführt. Die LFP-Batterien werden deswegen gewählt, da hier wie aus Tabelle 4-1 ersichtlich, das Gehäusematerial pro FU einen höheren Anteil hat, so dass die Effekte deutlicher hervortreten.

#### **Vorstellung der Sensitivität**

Sowohl Aluminium als auch CFK sind deutlich leichter als Stahl, was ihre Nutzung im Automobilbau interessant macht. Die zugrunde gelegten Massen für die Bilanzierung sind in Tabelle 6-1 dargestellt.

Tabelle 6-1 Für die Bilanzierung zugrunde gelegte Massen für das Aluminium- und das CFK-Gehäuse [Umbrellagruppe 2011]

Parameter	Aluminium	Reduktion ggü. Edelstahl	CFK	Reduktion ggü. Edelstahl
Gehäusemasse (kg)	167	-37,5 %	114	-57,5 %
Gesamtmasse zum Recycling, FU (kg)	900	-10 %	846	-15 %

Für die Interpretation der Bilanzergebnisse muss beachtet werden, dass sich durch die leichteren Gehäusematerialien die FU ändert. Da vorausgesetzt wird, dass sich nur das Gehäusematerial ändert, alle anderen Massen jedoch konstant gehalten werden, sinkt das betrachtete Bezugsgewicht. Die Anzahl der recycelten Batteriesysteme pro FU bleibt konstant.

Für Aluminium wird wie bei Edelstahl davon ausgegangen, dass es zu 100 % einer stofflichen Verwertung zugeführt wird. Die Umschmelzeffizienz beträgt 90 %.

Bei CFK wird die thermische Verwertung als Ersatzbrennstoff im Zementwerk modelliert. Hier wird davon ausgegangen, dass es dort Steinkohle substituiert. Die Substitution erfolgt über Heizwertäquivalente (1,15 kg-Steinkohle/kg-CFK). Gutgeschrieben werden die vermiedenen Kohlendioxidemissionen aus der Steinkohleverbrennung sowie die Vorkette der Steinkohle. Als Last aus der CFK-Verbrennung wird nur der stöchiometrische CO<sub>2</sub>-Ausstoß angerechnet, wobei von einer vollständigen Verbrennung ausgegangen wird.

Die für die Umrechnung zugrunde gelegten Werte zeigt Tabelle 6-2.

Tabelle 6-2 Für die Modellierung der Steinkohlesubstitution im Zementwerk zugrunde gelegte Daten

Parameter	Kohlenstoffanteil	Quelle	Heizwert (MJ/kg)	Quelle
Carbon	100 %	elementar	34	elementar
Epoxid (Mittelwert versch. Harze)	70 %	[Saechtling, 1998]	29,2	bauforumstahl.de
CFK (50 % Carbon/ 50 % Epoxid)	85 %	Berechnung Öko-Institut	31,6	Berechnung Öko-Institut
Steinkohle (DE-Importmix-2005)	73 %	GEMIS v.4.6	27,5	GEMIS v.4.6

Die aus den veränderten Gehäusematerialien resultierenden Materialmengen, für die beim Recycling bzw. der thermischen Verwertung Gutschriften erteilt werden, sind in Abbildung 6-1 und Abbildung 6-2 dargestellt.

Beim Aluminium sind 93 % der Masse (150 kg) auf das Gehäuse zurückzuführen. Die verbleibenden 35 kg Edelstahl stammen aus Kabeln und dem Rahmen (siehe Tabelle 4-1).

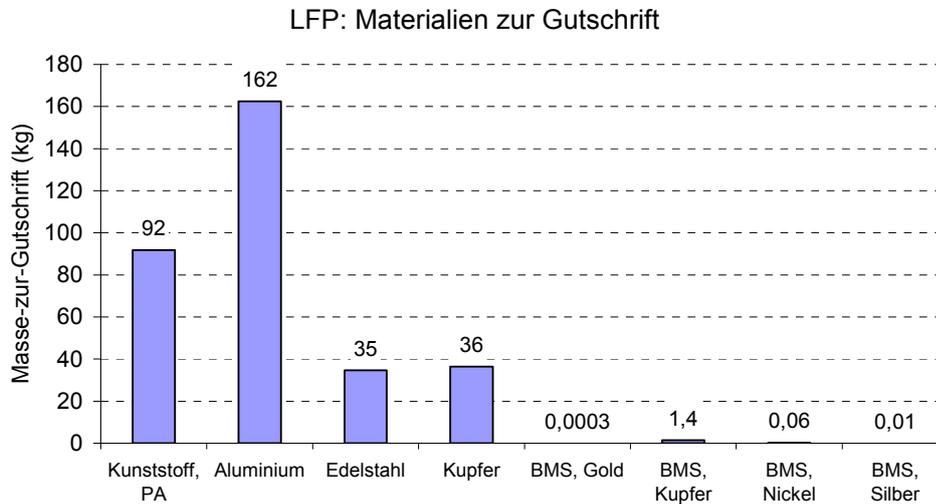


Abbildung 6-1 Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode, **Alu-Gehäuse**

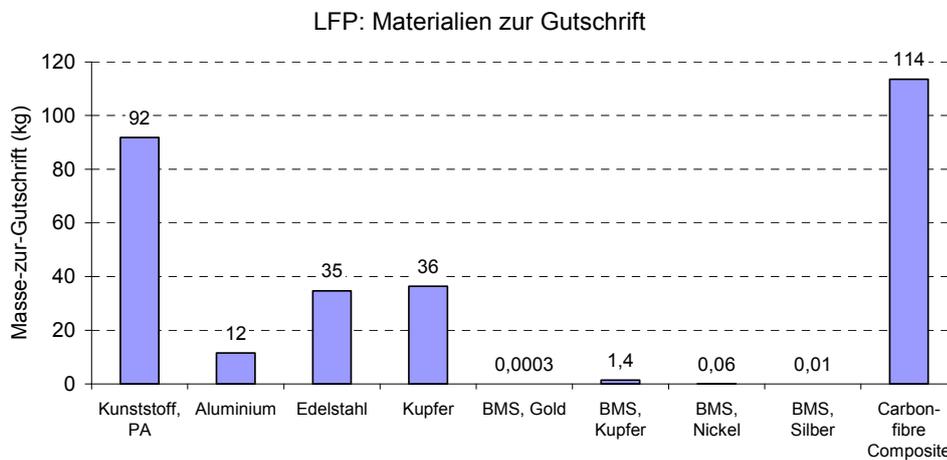


Abbildung 6-2 Massen der Materialien, für die bei der Batterie- und Modulzerlegung (Dismantling) Gutschriften erteilt wurden (bereinigt um Aufbereitungsverluste), LFP-Kathode, **CFK-Gehäuse**

### Ergebnis für das Aluminiumgehäuse

Im Wesentlichen findet hier aufgrund des erhöhten Aluminiumanteils und des erniedrigten Edelstahlanteils eine Verschiebung der Gutschriften vom Edelstahl zum Aluminium statt (vgl. Abbildung 6-3 bis Abbildung 6-5 vs. Abbildung 5-13, Abbildung 5-17 und Abbildung 5-21).

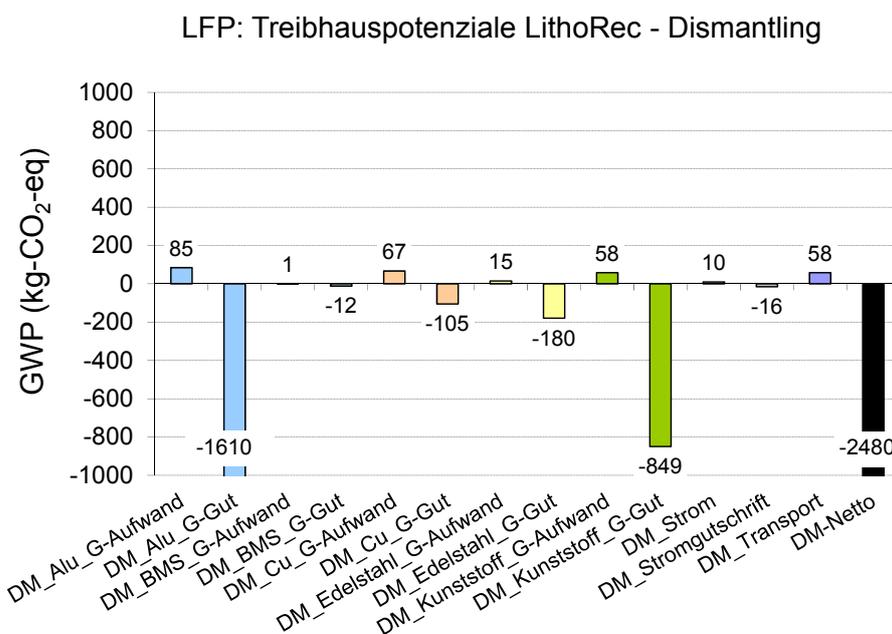


Abbildung 6-3 Treibhauspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, **Alu-Gehäuse**

Statt einer Gutschrift von ca. 1400 kg-CO<sub>2</sub>-eq beim Edelstahl im Basisszenario werden hier jetzt 1600 kg-CO<sub>2</sub>-eq für das recycelte Aluminium gutgeschrieben. Die Gutschrift für das Aluminium ist also beim GWP trotz der geringeren eingesetzten Masse (vgl. Tabelle 6-1) höher. Dies liegt daran, dass hier jeweils zu 100 % Primärmetalle gutgeschrieben werden<sup>8</sup> und der Energiebedarf, den Aluminium in seiner Primärherstellung hat, sehr hoch ist. Die Nettogutschrift des Dismantling erhöht sich dadurch leicht.

Im Gegensatz dazu verringert sich beim ADP<sub>elem.</sub> die Gutschrift deutlich. Die Gutschrift für Aluminium erhöht sich zwar um den Faktor 10, ihr Beitrag ist jedoch in dieser Kategorie nicht wesentlich. Die Reduktion der Gutschrift aus dem Edelstahlrecycling, von 0,04 kg-Sb-eq auf 0,005 kg-Sb-eq, beeinflusst das Ergebnis jedoch deutlich.

<sup>8</sup> Es muss hier immer daran erinnert werden, dass eine Gutschrift von 100 % Primärmetall beim Recycling zumindest eine Anrechnung von **100 % Primärmetall bei der Lastschrift für die Herstellung der Komponente** erfordert. In dieser Bilanz wird dies aufgrund der gewählten Systemgrenzen nicht deutlich. Generell steht die Gutschriftenvergabe für Sekundärmaterialien in Ökobilanzen im Moment stark in der Fachdiskussion.

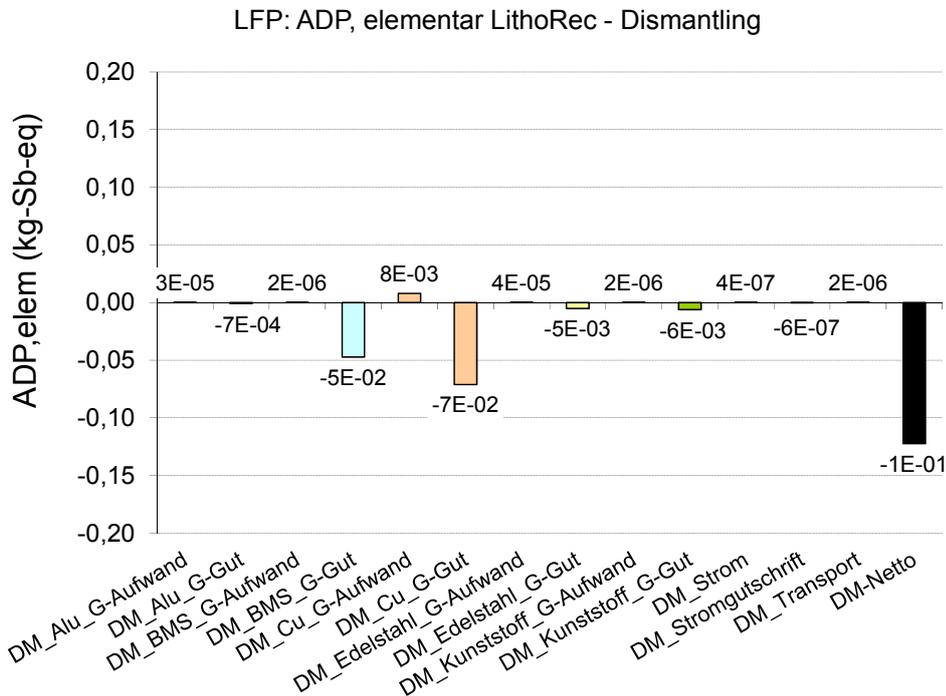


Abbildung 6-4 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, **Alu-Gehäuse**

Beim Versauerungspotenzial ändert sich das Gesamtergebnis kaum, da sich die Bewertung von Aluminium und Edelstahl in dieser Kategorie die Waage hält. Spezifisch ist das Aluminium hier höher bewertet, was trotz des geringeren Materialeinsatzes zu gleich hohen Gutschriften durch die angenommene Substitution der Primärproduktion führt.

Beim Eutrophierungspotenzial sinkt die Nettogutschrift deutlich (ca. -30 %), da die höheren Gutschriften für das Recyclingaluminium die niedrigeren aus dem Edelstahlrecycling nicht ausgleichen. Beim photochemischen Oxidantienbildungspotenzial und beim nicht erneuerbaren Kumulierten Energieaufwand heben sich die Effekte wiederum auf, so dass die Nettogutschrift quasi konstant bleibt.

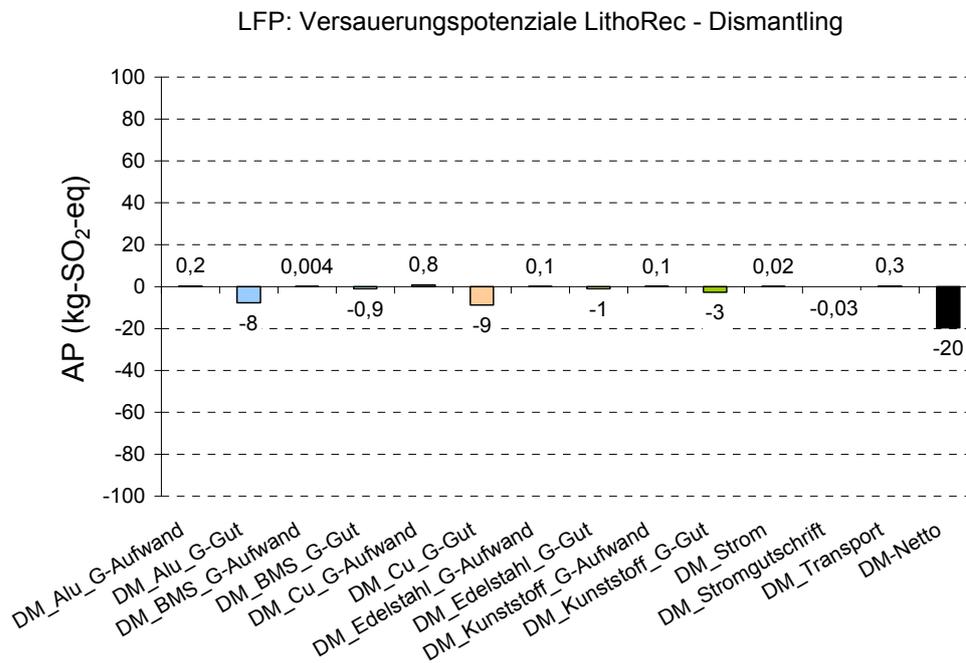


Abbildung 6-5 Versauerungspotenziale bei der Batterie- und Modulerlegung, LFP-Kathode, **Alu-Gehäuse**

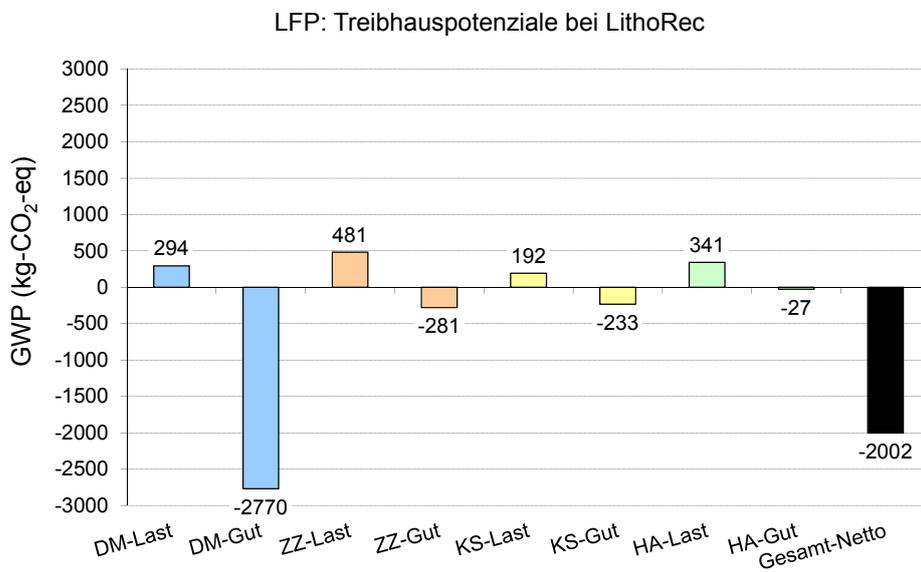


Abbildung 6-6 Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode, **Alu-Gehäuse**

Im Hinblick auf den Beitrag dieser Sensitivität zum Gesamtbild des LithoRec-Verfahrens zeigt sich für das GWP das in Abbildung 6-6 dargestellte Bild. Im Vergleich zu Abbildung



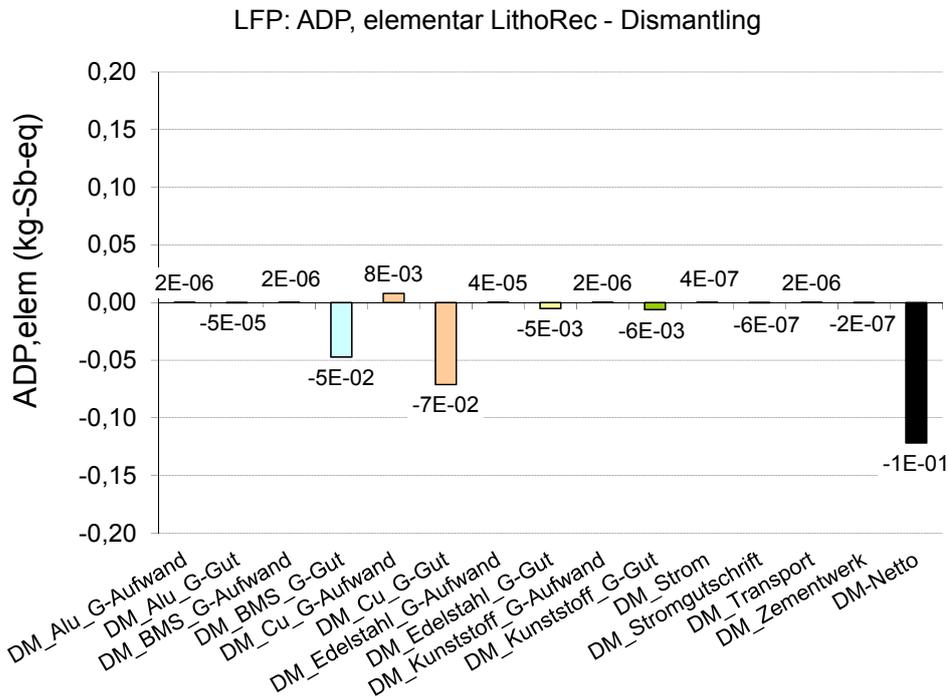


Abbildung 6-8 Elementarer Ressourcenverbrauch bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, **CFK-Gehäuse**

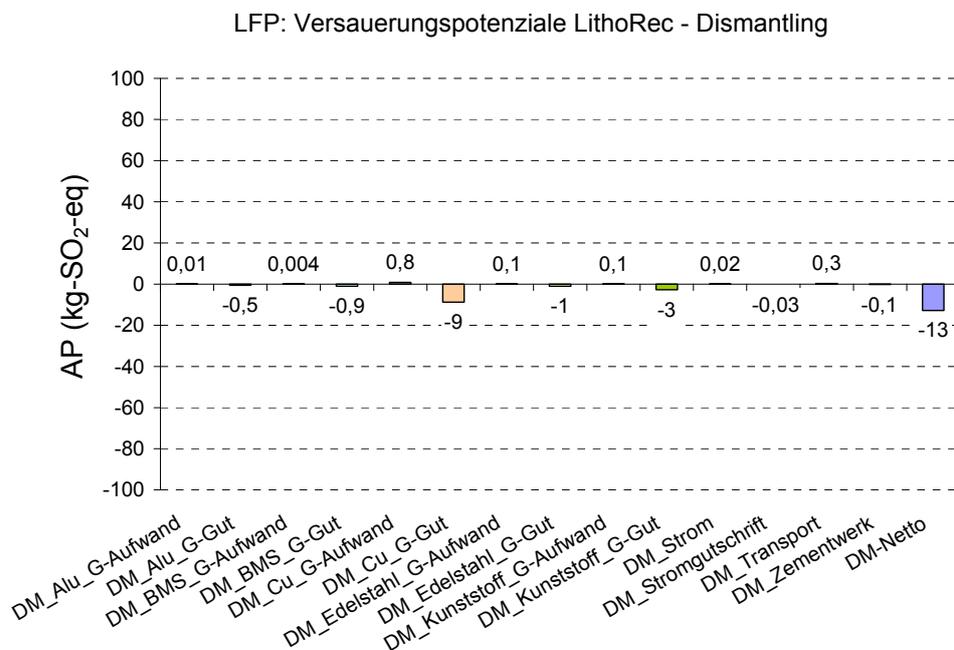


Abbildung 6-9 Versauerungspotenziale bei der Batterie- und Modulzerlegung, LFP-Kathode, **CFK-Gehäuse**

Das Gesamtergebnis des LithoRec-Verfahrens verhält sich entsprechend, wie in Abbildung 6-10 am Beispiel des GWP gezeigt.

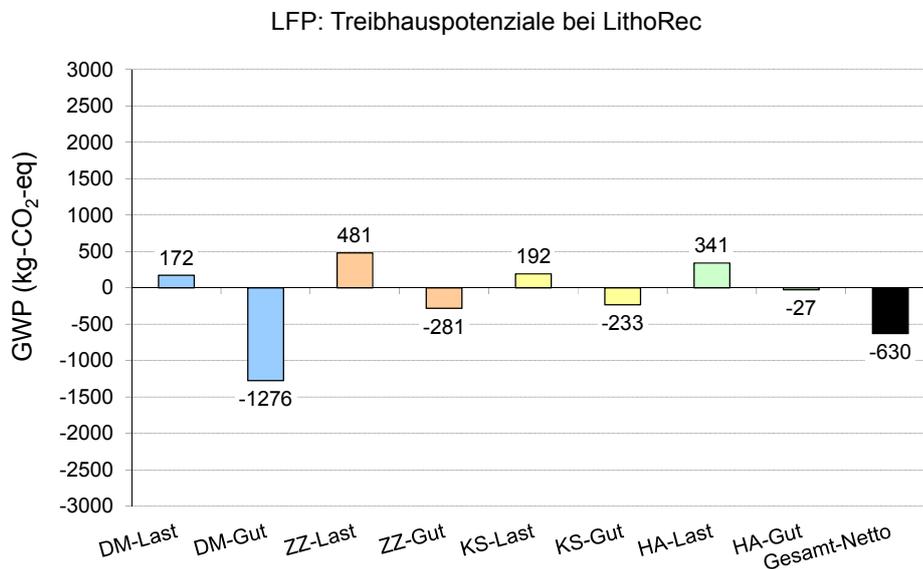


Abbildung 6-10 Treibhauspotenzial des LithoRec-Verfahrens, LFP-Kathode, **CFK-Gehäuse**

Die Nettogutschrift verringert sich am deutlichsten in den Kategorien GWP und KEA n.e. (um ca. 60 % geringer). In den anderen Kategorien schwankt die Minderung zwischen 15 % und 40 %.

Eine stoffliche Verwertung des CFK-Gehäuses könnte zu höheren Gutschriften führen. Ebenso ist zu beachten, dass bei der Betrachtung des gesamten Lebenszyklus die potenziellen Umweltwirkungen bei der Herstellung mitbetrachtet werden. Eventuell ergibt sich hier ein Vorteil für CFK, falls der Produktionsaufwand mit geringeren Lasten als die Primärherstellung von Edelstahl verbunden ist.

Zudem muss sowohl bei CFK als auch bei Aluminium berücksichtigt werden, dass sie durch ihre geringere Dichte während der Nutzungsphase zu reduzierten Umweltwirkungen führen (Treibstoffeinsparung durch Gewichtsreduzierung).

### 6.2.2.2 Automatisierte Zellzerlegung

In der Basisbilanz des LithoRec-Verfahrens wird für den Schritt der Zellzerlegung (ZZ) eine manuelle Öffnung, Auswaschung und Zerlegung vorgesehen, was dem momentanen Stand der Forschung entspricht. Da der Prozess von Hand geschieht, wird dabei für diesen Schritt kein Energiebedarf vorgesehen. In industriellem Maßstab wird die Zerlegung jedoch automatisiert erfolgen: Es ist entsprechend mit einem Energiebedarf zu rechnen, dafür auch mit Effizienzgewinnen bezüglich des Lösemiteleinsatzes. In der Endphase des LithoRec-Projek-

tes wurden hierzu Überlegungen angestellt; die Informationslage war jedoch für eine belastbare Sensitivitätsrechnung noch nicht ausreichend.

### 6.2.2.3 Sensitivität Kobalt-Datensatz

Wie bereits in Abschnitt 3.2.9 angeführt, ist der verwendete Kobaltdatensatz in ecoinvent lediglich als Hilfsprozess gekennzeichnet, mit entsprechenden Abstrichen bei der Datenqualität und einer nur sehr kurzen Dokumentation. Der Datensatz für Primärkobalt in ecoinvent fußt auf dem entsprechendem Datensatz von Nickel mit einigen spezifischen Modifizierungen (stöchiometrische Berücksichtigung des Reduktionsschrittes, 95 % Ausbeute, Energieeinsatz für typischen Großchemieprozess). Der Nickeldatensatz bildet die Primärnickelgewinnung (Nickel Class I) aus sulfidischen, auch kupferhaltigen Erzen ab. Es werden die fünf größten Nickelproduktionsrouten erfasst. Die Datenqualität wird für die Bereiche Abbau, Anreicherung, Metallurgie und Refining als „befriedigend“ bezeichnet. Ausnahme hiervon stellen die gaseitigen HCl-Emissionen und die abwasserseitigen AOX-Emissionen im Refining dar.

Mit dem Ziel der Sensitivitätsrechnung hinsichtlich der Gutschriften für Primärkobalt konnte über Vermittlung von Mitgliedern der Umbrellagruppe LCA von PE International der Zugang zu einem speziellen Datensatz (für einige der untersuchten Wirkungskategorien innerhalb dieser Ökobilanz) für Primärkobalt geschaffen werden. Dieser Datensatz ist nicht in den Standard-Auslieferungsumfängen von PE International enthalten, da er initial für einen Industriekunden erstellt wurde. Mit dessen Erlaubnis wurde der Datensatz für diese Sensitivitätsrechnung freundlicherweise zusammen mit dem entsprechenden Datensatz für Primärnickel dem Öko-Institut zur Verfügung gestellt [PE 2005].

In die Primärdaten für Kobalt [PE 2005] sind Produktionsdaten aus Australien, Südafrika und Norwegen eingeflossen, die ca. 30 % der globalen Kobaltproduktion abdecken. Die Daten für Primärkobalt wurden aus den differenzierten technologischen Daten aus den entsprechenden Multi-Output-Prozessen (gemeinsame Produktion von Nickel und Kobalt sowie untergeordnet von Platingruppenmetallen und Kupfer) über eine Marktpreisallokation, basierend auf den durchschnittlichen Weltmarktpreisen zwischen 1992-2004 (durchschnittliches Preisverhältnis<sup>9</sup> Kobalt Nickel ca. 4,3: 1), generiert.

In der nachfolgenden Tabelle sind zur Übersicht die Daten aus ecoinvent sowie [PE 2005] für die wichtigen Wirkungskategorien GWP, AP sowie KEA für Primärkobalt und Primärnickel gegenübergestellt. Für Primärnickel ist zudem der Datensatz des Nickel-Instituts [Ni-Institut 2003] aufgeführt.

---

<sup>9</sup> Das durchschnittliche Preisverhältnis für Kobalt/Nickel im Jahr 2010 beträgt ca. 2.

Tabelle 6-3 Vergleich des Treibhauspotenziales (GWP), Versauerungspotenziales (AP) und des Kumulierten Energie-Aufwandes (KEA n.e.) für Kobalt und Nickel aus den Datenquellen PE, ecoinvent und Nickelinstitut

Wirkungskategorie	Primärkobalt		Primärnickel		
	[PE 2005]	ecoinvent	[PE 2005]	ecoinvent	Ni-Institut + CML 2010
GWP (kg-CO <sub>2</sub> -eq/kg)	90	8,8	19,1	11,2	14,9
AP (kg-SO <sub>2</sub> -eq/kg)	2,0	0,08	0,45	1,7	1,2
KEA n.e. (MJ/kg)	931	135	204	156	225

Der Vergleich der Daten für die Wirkungskategorie GWP zeigt beim Primärnickel für den Datensatz aus [PE 2005] mit 19,1 kg-CO<sub>2</sub>-eq/kg höhere Werte als bei ecoinvent mit 11,2 kg-CO<sub>2</sub>-eq/kg. Der Datensatz des Nickel-Institutes liegt dabei mit 14,9 kg-CO<sub>2</sub>-eq/kg zwischen diesen beiden Werten. Im Fall der Daten für Primärkobalt sind die Unterschiede der Datensätze erheblich größer. Hier weist ecoinvent lediglich 8,8 kg-CO<sub>2</sub>-eq/kg auf, während [PE 2005] für Primärkobalt 90 kg-CO<sub>2</sub>-eq/kg nennt. Neben der völlig unterschiedlichen Datenherkunft und -qualität (siehe oben) spielt hier die Marktpreisallokation bei [PE 2005] eine wichtige Rolle. Im Falle von ecoinvent beruhen die Daten auf Massenallokationen und bei Kobalt zusätzlich auf gesetzten Annahmen. Die Methode der Marktpreisallokation wirkt sich bei Kobalt, als Outputprodukt mit der deutlich geringeren Gesamttonnage im Vergleich zu Nickel bei den spezifischen Daten für die Wirkungskategorien erheblich stärker aus [PE 2005]. Dies wird auch beim Vergleich der Daten für Primärnickel und Primärkobalt bei den anderen Wirkungskategorien deutlich.

In den nachfolgenden beiden Abbildungen sind die Ergebnisse der Sensitivitätsrechnungen für den Schritt hydrometallurgische Aufbereitung sowie das gesamte LithoRec-Recyclingverfahren für die Wirkungskategorien Treibhausgaspotenziale (GWP) sowie Versauerungspotenziale (AP) aufgeführt.

Die Ergebnisse zeigen beim GWP erwartungsgemäß eine erheblich höhere Kobaltgutschrift für die Rückgewinnung der Kobaltverbindung aus dem Recyclingprozess nach [PE 2005] und damit einen beträchtlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis. Die höhere Nickelgutschrift nach [PE 2005] fällt insgesamt erheblich weniger stark ins Gewicht. Ungeachtet der starken Unterschiede im Gesamtergebnis für GWP nach der Sensitivitätsanalyse mit beiden Datensätzen bleibt festzuhalten, dass die Richtung des Ergebnisses robust ist, d. h. das Recyclingverfahren nach LithoRec erhebliche Umweltvorteile aufweist. Dies gilt auch für die Wirkungskategorie Versauerung (AP); hier wirken sich die Unterschiede zwischen den Primärmetall Datensätzen nur moderat in den Unterschieden des Gesamtergebnisses aus.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass aufgrund erheblicher Dynamiken bei der globalen Kobaltproduktion in den letzten Jahren (wie neue Minen und Produktionsstätten, technologische Veränderungen, starke Preisveränderungen usw.) für die nahe und mittlere Zukunft aktualisierte Datensätze für Primärkobalt und auch andere Primärmetalle wie Nickel sehr wichtig für Ökobilanzen rund um Batterien für die Elektromobilität sind. Der Beitrag

[Jessup et al. 2008] unterstreicht diese globalen Veränderungen in der Produktion dieser Primärmetalle und den Bedarf an robusten Sachbilanzdaten hierzu.

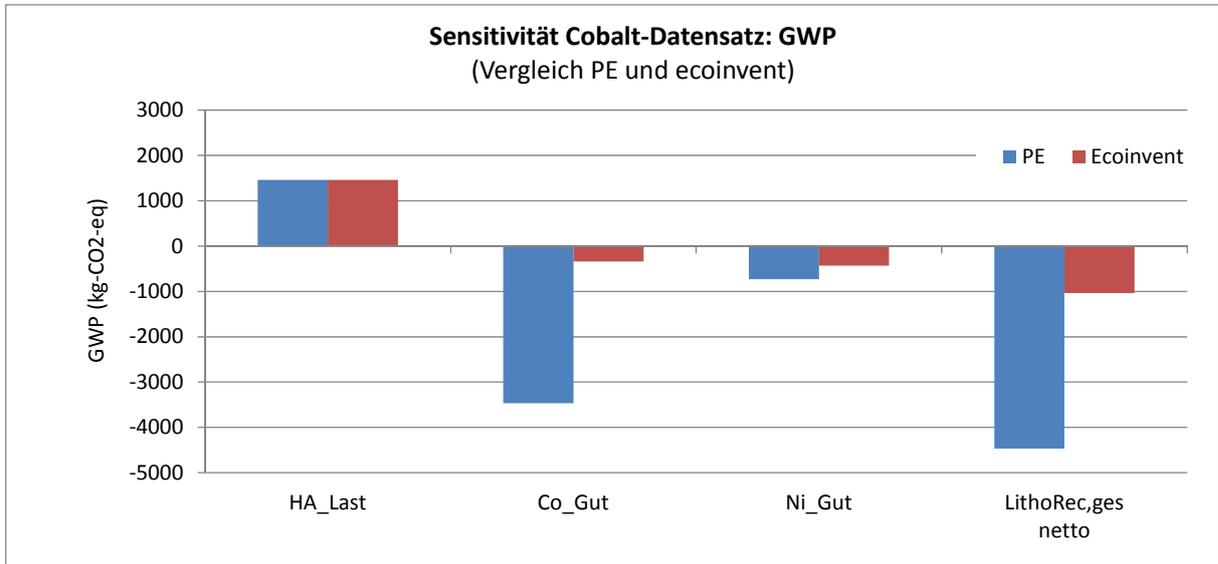


Abbildung 6-11 Vergleich ausgewählter Ergebnisse und des Gesamtergebnisses für das Treibhauspotenzial (GWP) des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode, **nach ecoinvent- und PE-Datensatz für Kobalt und Nickel**

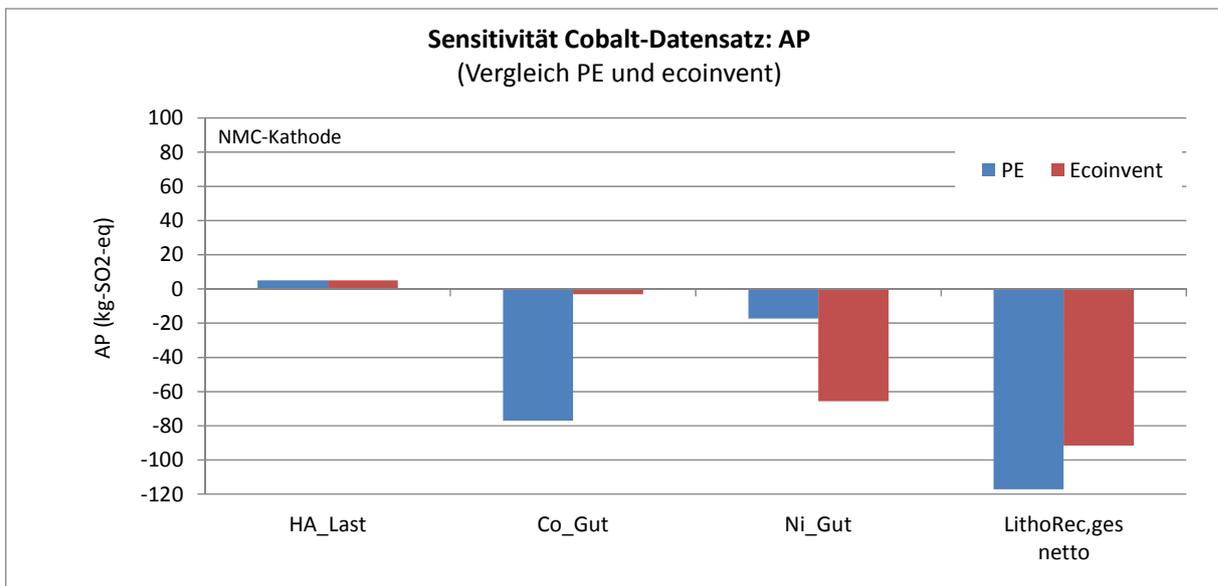


Abbildung 6-12 Vergleich ausgewählter Ergebnisse und des Gesamtergebnisses für das Versauerungspotenzial (AP) des LithoRec-Verfahrens, NMC-Kathode, **nach ecoinvent- und PE-Datensatz für Kobalt und Nickel**

#### 6.2.2.4 Sensitivität unterschiedlicher ADP-Bewertungsschemata

Das Bewertungsschema  $ADP_{elem}$  wurde von CML entwickelt und soll die Erschöpfung von mineralischen Ressourcen beschreiben. Das  $ADP_{elem}$  – wie in dieser Arbeit angewendet – ist die von CML vorgeschlagene Basisvariante, die die Ressourcen auf Basis des „ultimate reserve“-Datensatzes beschreibt. In diesem Datensatz werden die in der Erdkruste vorhandenen Mineralien als Maß für die Verfügbarkeit eingesetzt und im  $ADP_{elem}$  in Relation zu den Antimon-Daten als Bewertungsschema angewendet. CML regt dabei an, in einer Sensitivitätsanalyse auch andere Ressourcenbasen zu verwenden, um die Aussagekraft zu überprüfen. Wie von CML empfohlen, wird in dieser Sensitivitätsanalyse die „reserve base“ als Alternative eingesetzt. Die „reserve base“ umfasst dabei die mineralische Reserve, die technisch noch zugänglich ist.

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Charakterisierungsfaktoren nach den beiden Ansätzen, jeweils relativ zu Antimon. Zur vereinfachten Darstellung wird dem  $ADP_{elem}$  die Datengrundlage angehängt (ur = ultimate reserve, rb = reserve base). Je größer ein Wert ist, desto geringer ist seine Reichweite und umgekehrt. Gold mit einem Charakterisierungsfaktor von 52 ist selten, während Aluminium mit einem Wert von  $1,1E-9$  sehr weit verbreitet ist.

Tabelle 6-4 Charakterisierungsfaktoren für ADP auf Basis der „ultimate reserve“ und der „reserve base“

	$ADP_{elem,ur}$	$ADP_{elem,rb}$
	ultimate reserve	reserve base
Mineral/Element	(kg-Sb-eq/kg Mineral)	(kg-Sb-eq/kg Mineral)
Aluminium	1,1 E-9	2,5 E-5
Chrom	4,4 E-4	2 E-5
Kobalt	1,6 E-5	2,6 E-2
Kupfer	1,4 E-3	2,5 E-3
Gold	52	36
Eisen	5,2 E-8	1,7 E-6
Lithium	1,2 E-5	1,3 E-2
Mangan	2,5 E-6	2,4 E-5
Nickel	6,5 E-5	4,2 E-3
Silber	12	8,4

Die Funktionalität zwischen beiden Ansätzen lässt sich gut anhand von Lithium beobachten. Lithium ist, ähnlich anderen Metallen, in der Erdkruste relativ weit verbreitet. So ist sein Anteil an der Erdkruste nur wenig niedriger als der Anteil von Mangan, d. h. ein fünfmal

höherer Wert in  $ADP_{elem.,ur}$ . Aufgrund seiner hohen Löslichkeit und Geologie bilden sich allerdings bzw. erhalten sich nur wenige Lithiumlagerstätten. Wie im  $ADP_{elem.,rb}$  zu beobachten ist, steigt daher der  $ADP_{elem.,rb}$  um den Faktor 1000 an, d. h. Lithium wird in dieser Betrachtung seltener in Relation zu Antimon-Äquivalenten. Andere Metalle, z. B. Chrom, weisen eine ausgeprägte Tendenz zur Lagerstättenbildung auf und ihr  $ADP_{elem.,rb}$  ist demzufolge kleiner als ihr  $ADP_{elem.,ur}$ .

Der Übergang zur „reserve base“ als Datengrundlage entspricht damit eher dem technischen Verständnis von der Ressourcenverfügbarkeit.

In der obigen Tabelle werden die wichtigsten in dieser Ökobilanz betroffenen Metalle aufgeführt. Für Lithium, Kobalt und Nickel verändern sich die Charakterisierungsfaktoren dramatisch. So steigt Kobalt (in SB-eq) um das 1600-fache, Lithium um das 1080-fache und Nickel um das 65-fache. Andere wichtige Metalle hingegen verändern ihren Wert nur gering (Kupfer Anstieg um 78 %) oder werden gar mit kleineren Faktoren bewertet (Chrom und Mangan).

Die aus der Anwendung des  $ADP_{elem.,rb}$  resultierende Verschiebung in der Bewertung gegenüber dem  $ADP_{elem.,ur}$  wird in der folgenden Abbildung 6-13 dargestellt. Zu beachten sind hierbei die unterschiedlichen Skalen auf der Y-Achse.

Es lassen sich folgende wichtige Verschiebungen beobachten:

- Der Wert für das Dismantling steigt um das 6-fache.
- Im Dismantling-Schritt erhöhen sich die absoluten Werte für das BMS- und das Kupferrecycling. Einen überproportionalen Anstieg beobachtet man allerdings für das Edelstahlrecycling aufgrund des im Edelstahl enthaltenen Nickels.
- In der Zellzerlegung verdoppelt sich der ADP für Kupfer.
- In der hydrometallurgischen Aufbereitung werden die drei Metalle Lithium, Nickel und Kobalt deutlich höher bewertet. Der Lithium- $ADP_{elem.,rb}$  und der Nickel- $ADP_{elem.,rb}$  steigen jeweils auf 0,2. Am deutlichsten ist der Anstieg bei Kobalt, dessen  $ADP_{elem.,rb}$  mit 1,3 berechnet wird.
- Für den Gesamtprozess zeigt sich eine deutliche Verschiebung. Während nach  $ADP_{elem.,ur}$  das Kupferrecycling neben dem BMS- und dem Edelstahlrecycling mit einem Anteil von ca. 50 % die Hauptursache der Gutschrift ist, sind nach  $ADP_{elem.,rb}$  das Kobaltrecycling mit einem Anteil von ca. 50 % und das Edelstahlrecycling von 20 % die Hauptquellen der Gutschrift.
- Der Gesamtwert des ADP (Gutschrift) erhöht sich von  $ADP_{elem.,ur} = -0,2$  auf einen  $ADP_{elem.,rb} = -2,5$ . Der ADP (Gutschrift) wird dadurch auch in seiner normierten Form höher, d. h. seine relative Bedeutung gegenüber dem GWP etc. nimmt zu.

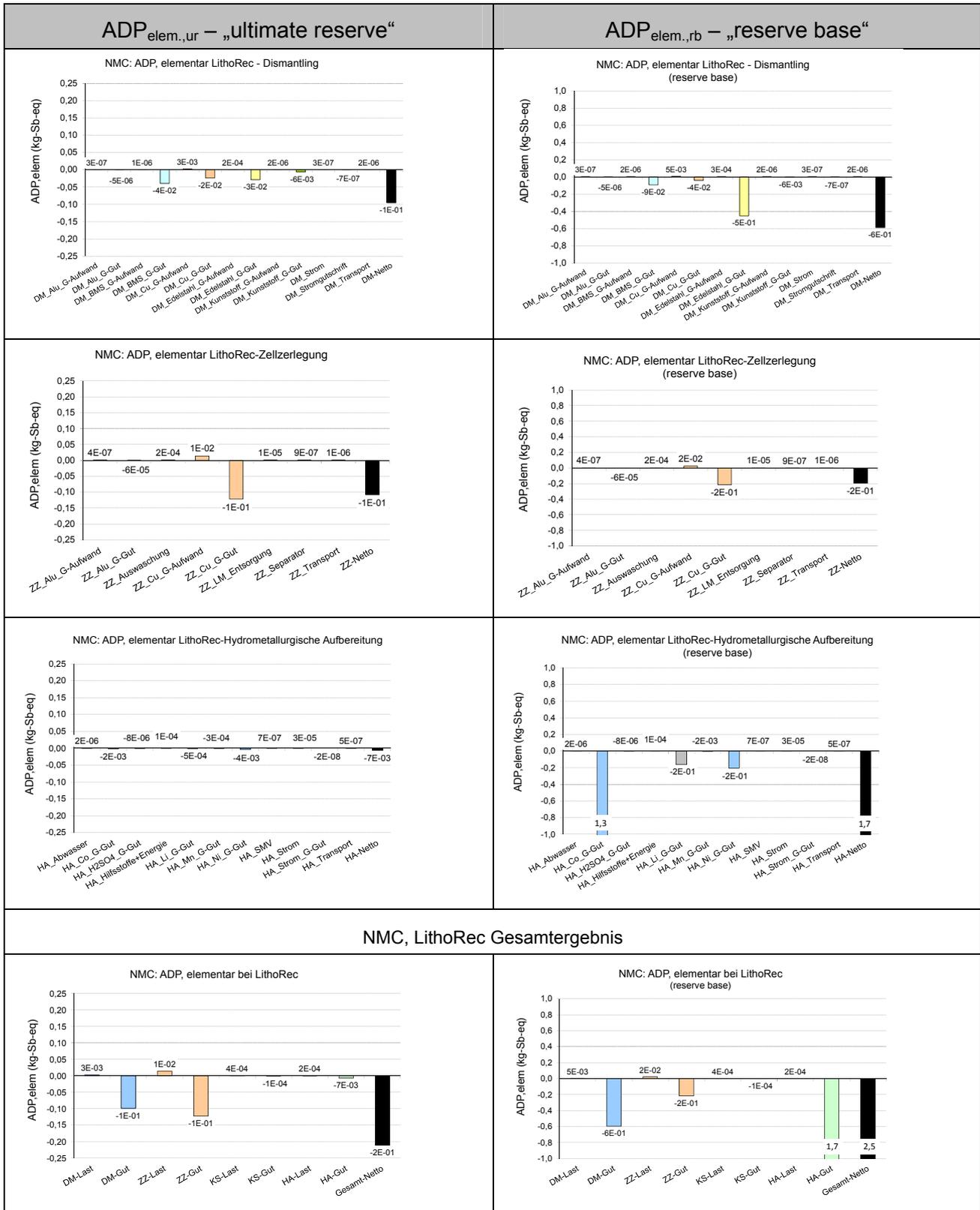


Abbildung 6-13 Gegenüberstellung der Ergebnisse für ADP<sub>elem</sub> für die Charakterisierungsfaktoren ur=ultimate reserve und rb=reserve base.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass sich durch die Auswahl anderer Charakterisierungsfaktoren bzw. Datenbasis die Bedeutung des ADP insgesamt verstärkt hat. Die relative Bedeutung der einzelnen Recyclingschritte hat sich verschoben. Das Kobaltrecycling dominiert. Auch das Nickel- und Lithiumrecycling rücken in den Vordergrund.

### 6.2.2.5 Sonderauswertung: Herkunft der Emissionen für saure Gase (AP)

Während einige Umweltindikatoren, z. B. das Treibhausgaspotenzial, globale Bedeutung haben und daher auch global bewertet werden, haben andere Umweltindikatoren zuerst lokale Bedeutung. Klassisches Beispiel hierfür ist der Wasserverbrauch. In einer niederschlagsarmen Gegend hat der Wasserverbrauch einen deutlich höheren Stellenwert. Entsprechend wäre er höher zu bewerten.

In dieser Ökobilanz weist das Versauerungspotenzial (AP) insgesamt mäßige Aufwendungen sowie eine hohe Gutschrift aus. Aus dem gezeigten Ergebnis wird allerdings nicht ersichtlich, wer die Aufwendungen zu tragen hat und wem die Gutschrift zugutekommt. Daher wird in dieser Sensitivitätsanalyse die Lokalität vertieft untersucht.

Um die Darstellung zu vereinfachen, wurden die Produktionsorte folgendermaßen klassifiziert:

- „global“: die Herstellung von Gütern außerhalb Europas, z. B. die Primärproduktion von Kupfer, Nickel, Kobalt und Lithium.
- „lokal (Europa, v. a. DE, BE)“: Hierzu zählen die Transporte, Herstellung von Hilfsstoffen, alle Recyclingaktivitäten (Aufarbeitung), sowie die Produktion von Edelstahl und Kunststoffen.
- „diverse“: Produktion von Gütern sowohl innerhalb als auch außerhalb Europas: Treibstoffe, Primäraluminium.

Die folgende Graphik zeigt das Ergebnis der Klassifizierung

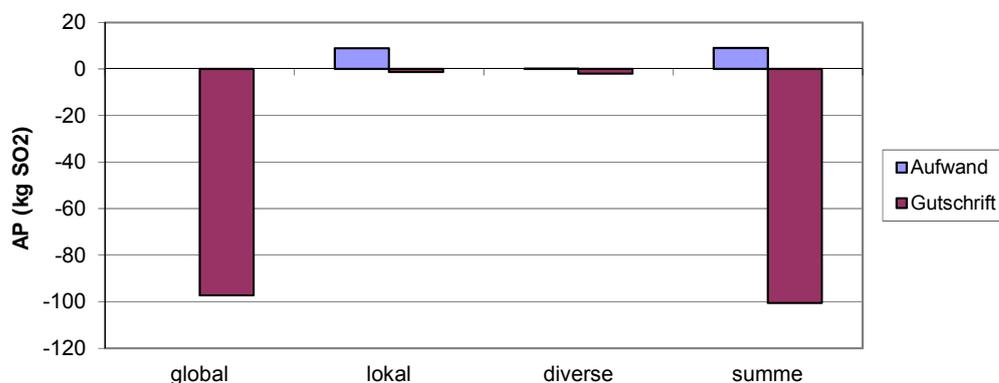


Abbildung 6-14 Differenzierung der Aufwendungen und Gutschriften nach Herkunft, global, lokal und diverse.

Die Gutschrift wird zu über 95 % außerhalb Europas realisiert. Aufwendungen finden dort nicht statt. Die Belastungen durch die Aufarbeitungen werden fast ausschließlich Europa (DE, BE) zugeordnet, da alle Aktivitäten zur Aufarbeitungen der Sekundärmaterialien hier verortet sind. Dazu kommen die Emissionen aus dem Transport sowie zur Bereitstellung der Hilfsstoffe. Die Rubrik „diverse“ weist Gutschriften von 2 kg auf. Insgesamt sollte aber herausgestellt werden, dass den Gutschriften von ca. 100 kg nur Aufwände von ca. 9 Kg gegenüberstehen.

### **6.2.3 Konsistenzprüfungen**

In der Datengenese wird eine konsistente Vorgehensweise verfolgt. Die Datenabfrage erfolgt unter einheitlichen Bedingungen (konsistente Excel-Vorlage). Die erhaltenen Antworten weisen einen unterschiedlichen Detaillierungsgrad auf. Das Projekt verbindet unterschiedliche Datenlieferanten mit unterschiedlichem Ansatz. So finden sich automatisierte Pilotanlagen (Industrie) bis zu manuellen Laborversuchen (frühes Forschungsstadium, Universität). Im Hinblick auf das Gesamtergebnis wird der Einfluss als gering eingeschätzt.

Im Forschungsverbund LithoRec ist der Materialfluss qualitativ gut verfolgbar, da Proben von einer Prozessstufe an die folgende geliefert werden. Alle Materialflüsse können so qualitativ nachverfolgt werden. Es wurden keine generischen Zwischenschritte modelliert, so dass ein konsistenter Zusammenhang hergestellt wurde. Dadurch kann ein konsistenter Datensatz qualitätsgesichert werden.

Für die Recyclingprozesse sichert die Gleichbehandlung der Gutschriften für recycelte Wertstoffe eine konsistente Methodik. So werden die Aufwände zur Konfektionierung und die Sekundärmaterialherstellung immer mit einer 100 %-Gutschrift des Primärprozesses gegengerechnet.

Die Datenqualität der Vorketten wird dagegen als sehr unterschiedlich bewertet. Die Daten, insbesondere der Primärgewinnung der Metalle, weisen unterschiedliche Detailtiefen aus. So stellt der Kobalt-Datensatz von ecoinvent eine grobe Abschätzung aus ähnlichen industriellen Prozessen dar, der als nur für einen Hilfsprozess geeignet charakterisiert wird. Diese Inkonsistenzen bei der Beschreibung der Primärförderung von Primärmetallen sind in der Quelle gekennzeichnet. Die Relevanz dieser Inkonsistenzen wird mit Hilfe einer Sensitivitätsrechnung für die Kobaltgutschrift ermittelt.

Die Charakterisierungsfaktoren für die Umweltwirkungen (GWP, AP,  $ADP_{elem.}$ , POCP und EP) sind einer einheitlichen Quelle entnommen [CML 2010].

Für die Gesamtbewertung des Ergebnisses hat vor allem die Datenqualität der Primärherstellung von Kobalt einen sehr großen Einfluss auf das Ergebnis.

### 6.3 Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen

Die Gesamtauswertung der Ökobilanzergebnisse für das Recycling des Batterietyps NMC ergibt für alle Wirkungskategorien, d. h. Treibhausgasemissionen (GWP), KEA n.e., Versauerungspotenzial (AP), Verbrauch an abiotischen Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ , ohne Energie-träger), Eutrophierung und Bildung von Photooxidantien, z. T. deutliche Nettogutschriften. Nicht zuletzt die Ergebnisse bzgl. des Versauerungspotenzials und des Verbrauchs an abiotischen Ressourcen waren für ein Recyclingverfahren, welches primär auf die Gewinnung von Sekundärmetallen bzw. deren Verbindungen zielt, zu erwarten (Gutschriften bzgl. abiotischer Primärressourcen sowie Säurebildneremissionen aus der Erzaufbereitung). Die hohen Rückgewinnungsraten von batteriefähigen Kobalt-, Nickel- und Manganverbindungen sowie Lithiumhydroxid aus dem Recycling des Zellmaterials des Batterietyps NMC tragen wesentlich zum guten Gesamtergebnis der Ökobilanz bei.

Die Ökobilanzergebnisse für das Recycling des Batterietyps LFP weisen in der Gesamtschau die gleichen Tendenzen aus. In allen Wirkungskategorien werden über den gesamten Prozess Nettogutschriften erzielt. Unterschiede zeigen sich lediglich in den Detailergebnissen bei den einzelnen Modulen. So ist beim GWP im Modul Hydrometallurgische Aufbereitung die Gutschrift geringer, da „nur“ Lithiumhydroxid, jedoch keine batteriefähigen Kobalt-, Nickel- und Manganverbindungen zurückgewonnen werden können (da in diesem Kathodentyp nicht enthalten). Andererseits sind die Lasten bzgl. GWP in diesem Modul ebenso geringer im Vergleich zum gleichen Modul für den NMC-Typ.

Positive Beiträge, d. h. deutliche Nettogutschriften, ergaben sich für alle Wirkungskategorien aus dem 1. Schritt „Entladung und Zerlegung“. Verantwortlich hierfür sind vor allem hohe Gutschriften für die Rückgewinnung von Wertstoffen wie z. B. Edelstahl aus dem Gehäuse, Kupfer aus diversen Komponenten und Edelmetalle aus dem Batteriemanagementsystem. Dies lässt eindeutig die Bewertung zu, dass eine sorgfältige Entladung und Zerlegung der Batterien (vollständige Erfassung der entnommenen Komponenten für das Einbringen in Recyclingprozesse) essentiell für ein positives Gesamtergebnis des gesamten Recyclingprozesses sind. Die Zellmaterialien sind zwar nicht zuletzt aufgrund ihrer wertvollen Metallverbindungen (Nickel-, Kobalt-, Lithiumverbindungen etc.) wichtig und interessant für die Recyclingwirtschaft und unter dem Gesichtspunkt der Ressourcenschonung. Die sonstigen Komponenten, die im 1. Schritt entnommen und in die Recyclingwirtschaft überführt werden, machen jedoch ungefähr die Hälfte des gesamten Batteriegewichts aus. Positiv ist hervorzuheben, dass die entsprechenden Recyclingverfahren (Edelstahlrecycling, Kupferrecycling, Aluminiumrecycling, Leiterplattenrecycling usw.) auf bereits bewährten und etablierten Infrastrukturen fußen und daher hier kein Entwicklungsaufwand notwendig ist.

Die Normierungsergebnisse für die betrachteten Wirkungskategorien zeigen, dass  $ADP_{elem.}$  und AP in ihrer spezifischen Relevanz ungefähr gleich, GWP und POCP etwas und EP deutlich geringer sind. Für die betrachtete Ökobilanz des LithoRec-Recyclingverfahrens wurden die Ergebnisse zu den Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial (GWP), Ver-

brauch abiotischer Ressourcen ( $ADP_{elem.}$ ) sowie Säurebildner (AP) besonders intensiv ausgewertet, da sie bzgl. des betrachteten Recyclingsystems von besonderem Interesse sind.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsrechnungen bzgl. alternativer (und leichter) Gehäusematerialien (Aluminium bzw. kohlefaserverstärkte Kunststoffe) unterstützen den Befund der Relevanz des 1. Schrittes Entladung und Zerlegung. Die Gutschriften für die Entnahme und das Recycling des Gehäusematerials fallen bei Aluminium moderat höher und bei den kohlefaserverstärkten Kunststoffen deutlich geringer aus. Hier muss an dieser Stelle unbedingt auf die Systemgrenzen der vorliegenden Ökobilanz hingewiesen werden. Es wird weder die Herstellung der Batterie (und damit die Herstellung der entsprechenden Batteriekomponenten mit ihren Vorketten) noch die Nutzungsphase der Batterie im entsprechenden Fahrzeug bilanziert. Gerade die Leichtbaumaterialien Aluminium und kohlefaserverstärkte Kunststoffe (hier für das gewichtsrelevante Batteriegehäuse) wären für eine Bilanzierung der Nutzungsphase im Vergleich zu einer Batterie mit herkömmlichem (aber schwererem) Edelstahlgehäuse von Interesse. Aussagen hierzu können jedoch im Rahmen dieser Ökobilanz aufgrund der gesetzten Systemgrenzen nicht getroffen werden.

Aufgrund der hohen Bedeutung der Kobalt- und Nickelgutschrift für zurückgewonnene batteriefähige Kobalt- und Nickelverbindungen für die Ökobilanz im Falle des Recyclings von NMC-Batterien wurde eine Sensitivitätsrechnung bzgl. der externen Datensätze für Primärkobalt und -nickel durchgeführt. Dafür wurden die öffentlich zugänglichen ecoinvent-Datensätze für Primärkobalt (in ecoinvent als Hilfsprozess klassifiziert, mit entsprechend eingeschränkter Qualität und Dokumentationstiefe) und Primärnickel durch spezielle Datensätze für Primärkobalt bzw. -nickel ersetzt, die von PE International erstellt wurden [PE 2005]. Vor allem für die Wirkungskategorie GWP ergibt sich mit diesem Datensatz eine noch erheblich höhere Gesamtgutschrift für den LithoRec-Recyclingprozess. Dies ist in erster Linie auf erheblich höhere Gutschriften für Primärkobalt und untergeordnet auf höhere Gutschriften für Primärnickel zurückzuführen. Das Ergebnis dieser Sensitivitätsanalyse unterstreicht die hohe Relevanz externer Datensätze für das Gesamtergebnis. Für die wichtigen Batteriemetalle Nickel und vor allem Kobalt sind daher in naher Zukunft aktualisierte Datensätze für die Förderung und Produktion der Primärmetalle – vor dem Hintergrund starker Dynamiken in den globalen Produktionsstrukturen bei diesen Metallen (neue Minen, Refininganlagen, neue Aufbereitungstechnologien etc.) – von sehr hoher Bedeutung für die Ergebnisse von Ökobilanzen.

Die Ökobilanzergebnisse zum LithoRec-Recyclingverfahren müssen unter dem Vorbehalt bewertet werden, dass die Sachbilanzdaten auf Einzel- und Laborversuchen beruhen. Bei einer großtechnischen Realisierung müsste in einigen Modulen von größeren Lasten (z. B. beim Energieverbrauch für die Zellzerlegung) ausgegangen werden. Auf der anderen Seite wären durchaus noch Minderungspotenziale (z. B. durch Kreislaufführung von Lösungsmitteln etc.) zu erwarten. Schließlich ist hervorzuheben, dass die Ergebnisse dieser Ökobilanz für das Batterierecycling nach dem LithoRec-Verfahren keinesfalls mit den

Ökobilanzergebnissen anderer Batterierecyclingverfahren verglichen werden können. Es wurde in diesem Sinne keine vergleichende Ökobilanz durchgeführt.

Der Wasserverbrauch durch das Recyclingsystem wurde nicht in die Sachbilanz einbezogen. Eine überschlägige Analyse hat ergeben, dass die wesentlichen Wasserverbräuche in externen Vorketten (z. B. Strombereitstellung, Metallherstellung) auftreten und nicht in den eigentlichen Kernprozessen des Recyclingprozesses. Daher wurde auf eine vertiefende Analyse verzichtet. Ebenfalls wurde auf die Bilanzierung des ODP (ozone depletion potential) verzichtet. Die LCA-Arbeiten im Rahmen von LithoRec unterstreichen die Sinnhaftigkeit der LCA-Methodik bzgl. Recyclingverfahren im Forschungs- und Entwicklungsstadium: Sie hat einen Beitrag zur Transparenz und zum Verständnis der Prozesse und der mit ihnen möglicherweise verbundenen Umweltwirkungen geleistet. Die Sichtbarmachung allgemeiner Datenfragen (z. B. Kobalt) bei der Bilanzierung der Umweltwirkungen der im Rahmen der Elektromobilität benötigten Rohstoffe wurde erzielt. Hiervon sollten auch zukünftige Projekte profitieren können. Erneute LCA-Studien zur Validierung der Ergebnisse dieser Studie in einigen Jahren werden empfohlen, wenn das Recyclingverfahren nach LithoRec in die großtechnische Umsetzung gelangt ist.

## 7 Referenzen

- ARE 2007 Aluminium Recycling in Europe; European Aluminium Association, Organisation of European Aluminium Refiners and Remelters; Brüssel, 2007
- Berger et al. 2010 Berger, M.; Finkbeiner, M.: Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment?, Sustainability, Vol. 2, 2010, 919-944
- CML 2001 Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standard; Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, 2001
- CML 2010 Database CML-IA v3.7, Institute of Environmental Sciences, Leiden University, Leiden, April 2010;  
<http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>
- EAA 2008 Environmental Profile Report for the European Aluminium Industry, Life Cycle Inventory data for aluminium production and transformation processes in Europe, EAA, 2008
- ecoinvent v2.01 Ökobilanz-Datenbank ecoinvent v2.01; <http://www.ecoinvent.org>; integriert in GaBi v4.4
- Ecotransit 2010 EcoTransIT, Ecological Transport Information Tool for Worldwide Transports Methodology and Data, 2nd Draft Report; IFEU Heidelberg, Öko-Institut, and IVE/RMCON; Berlin, Hannover, Heidelberg, 2010
- EC 2037/2000 Regulation on substances that deplete the ozone layer
- GaBi v4.4 Ökobilanz-Software und Datenbank GaBi V4.4, PE Europe GmbH;  
<http://www.pe-europe.com>
- Guinée 2001 Guinée J.B., de Bruijn H., van Duin R., Gorrée M., Heijungs R., Huijbregts M.A.J., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Sleeswijk A.W., Suh S., de Haes H.A.U.: Life cycle assessment – an operational guide to the ISO standards, part 2b. Centre of Environmental Science (CML), Leiden University, Leiden, 2001
- HTOC 2010 2010 Assessment Report of the Halons Technical Options Committee, ISBN: 9966-7319-9-7,  
[http://ozone.unep.org/Assessment\\_Panels/TEAP/Reports/HTOC/index.shtml](http://ozone.unep.org/Assessment_Panels/TEAP/Reports/HTOC/index.shtml)
- IFEU 2002 Würdinger, E. et al.: Kunststoffe aus nachwachsenden Rohstoffen: Vergleichende Ökobilanz für Loose-fill-Packmittel aus Stärke bzw. Polystyrol, BfA, IFEU, Flo-Pak, 2002
- ILCD 2010 ILCD-Handbook: General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance; European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability; 1<sup>st</sup> Edition, 2010

- IPCC 2007 Solomon, S., D. Qin, M. Manning, R.B. Alley et al. 2007: Technical Summary. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Jessup et al. 2008 Jessup, A.; Mudd, G.M.: Environmental Sustainability Metrics for Nickel Sulphide Versus Nickel Laterite. 3rd International Conference on Sustainability Engineering & Science: Blueprints for Sustainable Infrastructure, Auckland, New Zealand 9-12 Dec.2008
- Klöpffer 2009 Klöpffer, W.; Grahl, B.: Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf; Wiley-VCH, Weinheim, 2009
- Ni-Institut 2003 Nickel Institute 2003; Nickel Products LCI Report, revised version 2003: [www.nickelinstitute.org](http://www.nickelinstitute.org)
- PE 2005 PE 2005: GaBi 4 Master-Datenbank (erstellt, dokumentiert und geliefert für Industriekunden)
- Schmitz 1999 Schmitz, S.; Paulini, I.: Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Umweltbundesamt Texte, 92/99; 1999
- Saechtling 1998 Oberbach, K.: Saechtling Kunststoff Taschenbuch, 27. Ausgabe, Carl Hanser Verlag München Wien, 1998
- Schmid 2006 Schmid, J. et al. 2006: Gefährdungspotenzial durch Cyclopentan aus der Behandlung von VOC-Kühlgeräten. Im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg, 2006
- UBA 1995 Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung. Umweltbundesamt; Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich (C.A.U.); ifeu. Umweltbundesamt Texte, 23/95, 1995
- Umbrellagruppe 2011 Abstimmung der Umbrellagruppe LCA (Mitglieder LiBRi/LithoRec) 2011
- van Oers et al. 2002 van Oers, L.; de Koning, A.; Guinée, J. B.; Huppes, G.: Abiotic resource depletion in LCA – Improving the characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook; Road and Hydraulic Engineering Institute, Netherlands, 2002
- VHK 2005 Van Holsteijn en Kemna BV: Methodology Study Eco-Design of Energy-using Products (MEEuP), commissioned by DG ENTR, Delft 2005. [http://ec.europa.eu/energy/demand/legislation/doc/2005\\_11\\_28\\_finalreport1\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/energy/demand/legislation/doc/2005_11_28_finalreport1_en.pdf)



## **Annex 1: Externes kritisches Gutachten**

### **Kritische Prüfung der Studie**

#### **Ökobilanz zum „Recycling von Lithium-Ionen-Batterien“ (LithoRec)**

**Auftraggeber:** Technische Universität Braunschweig  
38106 Braunschweig, Deutschland

Mit Förderung des

Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit,  
Berlin

**Prüfer:** Prof. Dr. Matthias Finkbeiner, Berlin

**Normbezug:** DIN EN SO 14040 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz –  
Grundsätze und Rahmenbedingungen  
DIN EN ISO 14044 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz –  
Anforderungen und Anleitungen

### **Inhalt und Umfang der Kritischen Prüfung**

Der Prüfer und das Prüfungsverfahren sollen feststellen, ob:

- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden mit den internationalen Normen ISO 14040 und ISO 14044 übereinstimmen;
- die bei der Durchführung der Ökobilanz angewendeten Methoden wissenschaftlich begründet und technisch gültig sind;
- die verwendeten Daten in Bezug auf das Ziel der Studie hinreichend und zweckmäßig sind;
- die Auswertungen die erkannten Einschränkungen und das Ziel der Studie berücksichtigen und

- der Bericht transparent und in sich stimmig ist.

Die Kritische Prüfung wurde gemäß Abschnitt 6.2 der ISO 14044 als Prüfung durch einen externen, unabhängigen Sachverständigen vorgenommen, da diese Ökobilanz-Studie nicht als Grundlage für zur Veröffentlichung vorgesehene vergleichende Aussagen bestimmt ist.

Dieser Prüfungsbericht gilt ausschließlich für den Abschlussbericht der Studie in der am 24.10.2011 vorgelegten Fassung.

Die Prüfung und Verifizierung einzelner Daten und Datensätze war nicht Teil des Untersuchungsumfanges.

### **Prüfungsverfahren**

Das Prüfungsverfahren wurde zwischen dem Öko-Institut als Ersteller der Ökobilanz und dem externen Sachverständigen koordiniert. Das Prüfungsverfahren wurde parallel zur Erstellung der Ökobilanz durchgeführt.

Das Auftakttreffen mit dem Öko-Institut und der sogenannten „Umbrella-Gruppe“, die aus verschiedenen Projektpartnern der Forschungsverbünde „LithoRec“ und „LiBri“ besteht, fand am 10. November 2010 in Hanau bei der Firma Umicore statt. Neben ersten Festlegungen zu Ziel und Untersuchungsrahmen wurden auch der Umfang und der Prozess der Kritischen Prüfung festgelegt. Das zweite Treffen mit der „Umbrella-Gruppe“ wurde am 08. Februar 2011 beim Öko-Institut in Darmstadt durchgeführt. Wesentlicher Inhalt des Treffens war die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens.

Ein drittes, bilaterales Treffen wurde am 04. Juli 2011 bei der TU Berlin durchgeführt. In diesem Treffen wurden vorläufige Ergebnisse präsentiert und die Auswahl von Daten und methodischen Festlegungen der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung besprochen. Neben diesen physischen Treffen wurde am 21. September 2011 noch eine Telefonkonferenz abgehalten, bei der es im Schwerpunkt um den Umgang mit den sensitiven Datensätzen zur Kobaltherstellung ging. In all diesen Besprechungen hat der externe Sachverständige verschiedene Hinweise bezüglich der Normkonformität der Studie und Empfehlungen für den weiteren Verlauf der Studie gegeben.

Die formale Prüfung auf Normkonformität begann nach Vorlage des ersten Entwurfes des Abschlussberichtes der Studie am 23. September 2011. Der Sachverständige hat den Bericht umfassend analysiert und auf Normkonformität geprüft. Die Prüfung ergab insgesamt 31 Hinweise genereller, technischer und redaktioneller Art, die dem Auftraggeber am 29. September 2011 übermittelt wurden.

Alle kritischen Hinweise und die überwiegende Mehrzahl der Empfehlungen des Prüfers wurden in konstruktiver und umfassender Weise berücksichtigt.

Die finale Version des Abschlussberichtes wurde dem Prüfer am 24. Oktober 2011 übermittelt. Die Umsetzung der vereinbarten Maßnahmen und der Kommentare wurde geprüft, es waren keine weiteren Hinweise oder Maßnahmen notwendig.

Der Sachverständige bedankt sich für den uneingeschränkten Zugang zu allen nachgefragten Informationen sowie die offene und konstruktive Haltung während des Prüfungsverfahrens.

### **Bewertung**

Die Ökobilanz dient zur projektbegleitenden Bewertung des sich in Entwicklung befindlichen Recyclingverfahrens des LithoRec-Projektes. Den beteiligten Verbundpartnern sollen damit zeitnah die ökologischen Vorteile und Schwachstellen aufgezeigt werden. Die funktionelle Einheit und der Referenzfluss für die Ökobilanzen des LithoRec-Verfahrens ist das Recycling von 1000 kg Batterien entsprechend des Typs NMC (Nickel/Mangan/Kobalt) bzw. des Typs LFP (Lithiumeisenphosphat). Dies zeigt, dass die Systemgrenze so gewählt wurde, dass die primäre Herstellung und auch die Nutzung der Batterien nicht analysiert werden, sondern der Fokus auf dem Recycling liegt. Die erhaltenen Netto-Gutschriften beziehen sich also nur auf die End-of-Life-Phase unter der Annahme, dass die Batterien lastenfrei eingehen. Deshalb wird auch einschränkend in der Studie ausgeführt, dass die Ergebnisse nicht mit den Ökobilanzen anderer Batterierecyclingverfahren verglichen werden können.

Einzelne Datensätze, wie z.B. die Kobalt- und Nickelherstellung für die Gutschrift zurückgewonnener Wertstoffe, haben einen starken Ergebniseinfluss, der durch Sensitivitätsanalysen eingeschätzt wurde. Es wird transparent darauf hingewiesen, dass die Ökobilanzergebnisse zum LithoRec-Recyclingverfahren unter dem Vorbehalt bewertet werden müssen, dass die Sachbilanzdaten auf nicht serienreifen Einzel- und Laborversuchen beruhen.

### *Ergebnis*

Die Ökobilanz wurde in Übereinstimmung mit ISO 14040 und ISO 14044 erstellt. Die verwendeten Methoden und die Modellierung des Produktsystems sind geeignet, die in der Studie formulierten Ziele zu erfüllen. Der Bericht ist umfassend und beschreibt den Untersuchungsrahmen der Studie in transparenter Weise.



Matthias Finkbeiner

28. Oktober 2011



## Annex 2: Verwendete generische Datensätze

Tabelle A 2-1: Für die LithoRec-Ökobilanz verwendete generische Datensätze

Zweck	Datensatz	Quelle	Kommentar
Wertstoffrecycling	RER: Aluminium Recycling inkl. Schrottaufbereitung (2005) EAA	GaBi (EAA, 2008)	
	RER: L_Kupfer, sekundär, ab Raffinerie	ecoinvent v2.01	
	RER: L_Elektrostahl, un- und niedriglegiert, ab Werk	ecoinvent v2.01	
	RER: G_Aluminium Massel Mix (2005) EAA	GaBi (EAA, 2008), invertiert	
	RER: G_Blasstahl, Chromstahl 18/8, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	
	RER: G_Kupfer, ab Regionallager	ecoinvent v2.01, invertiert	
	RER: G_Polyamid 6 Granulat (PA 6) ELCD/PlasticsEurope	GaBi (PlasticsEurope, 2005), invertiert	
Leiterplatten-recycling	GLO: L_Entsorgung, Leiterplatten-Aufbereitung (modifiziert nach Analyse von Umicore/I+ME Actia)	ecoinvent v2.01	
	SE: L_Gold, sekundär, ab Raffinierung	ecoinvent v2.01	
	SE: L_Kupfer, sekundär, aus Elektroschrott, ab Raffinierung	ecoinvent v2.01	
	SE: L_Nickel, sekundär, aus Elektroschrott, ab Raffinierung	ecoinvent v2.01	
	SE: L_Silber sekundär, ab Raffinierung	ecoinvent v2.01	
	GLO: G_Gold, aus Primärproduktion, ab Raffinerie	ecoinvent v2.01, invertiert	
	GLO: G_Kupfer, primär, ab Raffinerie	ecoinvent v2.01, invertiert	
	GLO: G_Nickel, 99.5%, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	
Gutschriften für	RER: G_Silber, ab Regionallager	ecoinvent v2.01, invertiert	
	GLO: G_Cobalt, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	

Zweck	Datensatz	Quelle	Kommentar
batteriefähige Komponenten	GLO: G_Lithiumcarbonat, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	
	GLO: G_Lithiumhydroxid, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	
	GLO: G_Nickel, 99.5%, ab Werk	ecoinvent v2.01, invertiert	
	BE: G_Schwefelsäure (96%) PE	GaBi v4.4, invertiert	
Energie	DE: Strom Mix ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	1kV - 60kV
	BE: Erdgas Mix PE	GaBi v4.4	
	BE: Prozessdampf aus Erdgas ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	90 % Effizienz
	GLO: Dampfumwandlung (nd) überhitzt PE	GaBi v4.4	
	EU-27: Druckluft ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	7 Bar, hoher Wirkungsgrad
	DE: G-DE_Strom Mix ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4, invertiert	1kV - 60kV, Verbrauchsmix, beim Verbraucher
Hilfsstoffe	BE: Natriumhydroxid Mix PE	GaBi v4.4	
	DE: Natriumhydroxid Mix PE	GaBi v4.4	
	BE: Sauerstoff PE, flüssig	GaBi v4.4	
	BE: Stickstoff PE, flüssig	GaBi v4.4	
	BE: Schwefelsäure (96%) PE	GaBi v4.4	
	DE: Schwefelsäure (96%) PE	GaBi v4.4	
	BE: Wasserstoffperoxid (50%) PE	GaBi v4.4	
	DE: Wasserstoffperoxid (50%) PE	GaBi v4.4	
	DE: Kalk (CaO; Feinkalk) PE	GaBi v4.4	
	DE: Kalkhydrat (Ca(OH) <sub>2</sub> ) PE	GaBi v4.4	
	DE: Kalkstein Mehl (CaCO <sub>3</sub> ; getrocknet) PE	GaBi v4.4	
	DE: Salzsäure (32%) PE	GaBi v4.4	
	DE: Soda (Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> ) PE	GaBi v4.4	
	NL: Propylenglykol PE	GaBi v4.4	über PO-Hydrierung

Zweck	Datensatz	Quelle	Kommentar
	DE: Propylenglykol PE	GaBi v4.4	über PO-Hydrierung
	RER: Graphit, ab Werk	ecoinvent v2.01	
	RER: Sand 0/2 ELCD/PE-GaBi, ungetrocknet	GaBi v4.4	nass und trocken Steinbruch
	RER: Stahl ECCS worldsteel	GaBi v4.4 (worldsteel, Ref.Jahr 2007)	Hochofenroute, Produktionsmix, ab Werk
	RER: entionisiertes Wasser ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	Umkehrosiose
	RER: Prozesswasser ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	aus Oberflächen- wasser/Grundwasser
Entsorgung	EU-27: Abwasserbehandlung (anorganisch und organisch leicht belastet) ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	industrielles Abwasser nach Richtlinie 9172717EEC, bezüglich städtischer Abwasserbehandlung
	EU-27: Deponie von Eisenmetallen ELCD/PE-GaBi <t-agg>	GaBi v4.4	Deponie inklusive Sicker- wasserbehandlung, ohne Sammlung, Transport und Vorbehandlung
	RER: Hausmüll ELCD/PE-GaBi <t-agg> [Verbrennung]	GaBi v4.4	ohne Energierückgewinnung
	DE: Polypropylen (PP) PE <t-agg> [Verbrennung]	GaBi v4.4	ohne Energierückgewinnung
Transport	GLO: LKW ELCD/PE-GaBi	GaBi v4.4	> 34 - 40 t zGG / 27t Nutzlast / EURO 3
	GLO: LKW PE	GaBi v4.4	14 - 20 t zGG / 11,4t Nutzlast / EURO 3
	GLO: LKW PE	GaBi v4.4	12-14 t zGG / 9,3t Nutzlast / EURO 3
	DE: Diesel PE	GaBi v4.4	50 ppm Schwefel, Verbrauchsmix, ab Raffinerie



### Annex 3: Detaillierte Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das LithoRec-Verfahren

**Legende**

DM: Dismantling, Batterie- und Modulzerlegung

ZZ: Zellzerlegung

KS: Kathodenseparation

HA: Hydrometallurgische Aufbereitung

Tabelle A 3-1: LCIA-Ergebnisse der Basisbilanz zum LithoRec-Prozess, NMC-Kathode

Ergebnisse Basisbilanz - LithoRec, NMC- Kathode -	GWP	ADP <sub>elem.</sub>	AP	EP	POCP	KEA n.e.
	(kg-CO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Sb-eq/ t-Batterien)	(kg-SO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-PO <sub>4</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Eth.-eq/ t-Batterien)	(MJ/ t-Batterien)
DM_Alu_G-Aufwand	6,6E-01	2,7E-07	1,4E-03	1,1E-04	1,1E-04	9,3E+00
DM_Alu_G-Gut	-1,3E+01	-5,3E-06	-6,0E-02	-2,5E-03	-3,4E-03	-1,7E+02
DM_BMS_G-Aufwand	1,0E+00	1,4E-06	3,7E-03	8,3E-04	5,2E-04	1,3E+01
DM_BMS_G-Gut	-9,6E+00	-3,9E-02	-7,9E-01	-2,3E-02	-3,9E-02	-1,5E+02
DM_Cu_G-Aufwand	2,2E+01	2,7E-03	2,7E-01	1,7E-02	1,6E-02	3,7E+02
DM_Cu_G-Gut	-3,5E+01	-2,4E-02	-2,9E+00	-1,0E-01	-1,5E-01	-5,7E+02
DM_Edelstahl_G-Aufwand	8,3E+01	2,1E-04	3,9E-01	6,9E-02	4,8E-02	1,8E+03
DM_Edelstahl_G-Gut	-1,0E+03	-2,9E-02	-5,3E+00	-7,9E-01	-5,1E-01	-1,7E+04
DM_Kunststoff_G-Aufwand	6,1E+01	2,4E-06	1,0E-01	8,6E-03	6,8E-03	9,5E+02
DM_Kunststoff_G-Gut	-8,9E+02	-6,3E-03	-2,8E+00	-6,5E-01	-2,7E-01	-1,2E+04
DM_Strom	8,2E+00	3,2E-07	1,4E-02	1,2E-03	9,2E-04	1,3E+02
DM_Stromgutschrift	-1,9E+01	-7,4E-07	-3,2E-02	-2,7E-03	-2,1E-03	-2,9E+02
DM_Transport	5,8E+01	2,0E-06	2,8E-01	6,5E-02	2,9E-02	8,4E+02
<b>DM_Summe, Gut</b>	<b>-2,0E+03</b>	<b>-9,8E-02</b>	<b>-1,2E+01</b>	<b>-1,6E+00</b>	<b>-9,7E-01</b>	<b>-2,9E+04</b>
<b>DM_Summe, Last</b>	<b>2,3E+02</b>	<b>2,9E-03</b>	<b>1,1E+00</b>	<b>1,6E-01</b>	<b>1,0E-01</b>	<b>3,7E+03</b>
ZZ_Alu_G-Aufwand	4,7E+00	4,4E-07	1,3E-02	1,0E-03	1,1E-03	8,0E+01
ZZ_Alu_G-Gut	-1,4E+02	-6,1E-05	-7,0E-01	-2,9E-02	-3,9E-02	-1,9E+03
ZZ_Auswaschung	1,1E+02	2,0E-04	1,9E-01	4,4E-02	2,0E-02	1,5E+03
ZZ_Cu_G-Aufwand	1,1E+02	1,4E-02	1,4E+00	8,5E-02	8,4E-02	1,9E+03
ZZ_Cu_G-Gut	-1,8E+02	-1,2E-01	-1,5E+01	-5,2E-01	-7,7E-01	-2,9E+03
ZZ_LM_Entsorgung	1,5E+02	1,2E-05	1,4E-01	2,9E-02	9,6E-03	1,4E+02
ZZ_Separator	1,7E+02	9,0E-07	1,3E-02	4,7E-03	2,0E-03	5,9E+01
ZZ_Transport	3,3E+01	1,2E-06	1,5E-01	3,5E-02	1,5E-02	4,8E+02
<b>ZZ_Summe, Gut</b>	<b>-3,2E+02</b>	<b>-1,2E-01</b>	<b>-1,6E+01</b>	<b>-5,5E-01</b>	<b>-8,1E-01</b>	<b>-4,8E+03</b>
<b>ZZ_Summe, Last</b>	<b>5,9E+02</b>	<b>1,4E-02</b>	<b>1,9E+00</b>	<b>2,0E-01</b>	<b>1,3E-01</b>	<b>4,2E+03</b>
KS_Alu_G-Aufwand	8,7E+00	8,2E-07	2,4E-02	1,9E-03	2,1E-03	1,5E+02
KS_Alu_G-Gut	-2,7E+02	-1,1E-04	-1,3E+00	-5,4E-02	-7,2E-02	-3,6E+03
KS_direkte-CO2-em	2,4E+01					
KS_Strom-I	1,4E+02	5,3E-06	2,3E-01	1,9E-02	1,5E-02	2,1E+03
KS_Strom-II	2,4E+00	9,3E-08	4,1E-03	3,3E-04	2,6E-04	3,7E+01

Ergebnisse Basisbilanz - LithoRec, NMC- Kathode -	GWP	ADP <sub>elem.</sub>	AP	EP	POCP	KEA n.e.
	(kg-CO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Sb-eq/ t-Batterien)	(kg-SO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-PO <sub>4</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Eth.-eq/ t-Batterien)	(MJ/ t-Batterien)
KS_Transport	4,8E-01	1,7E-08	2,2E-03	5,0E-04	2,2E-04	7,0E+00
KS_Flusssäurewäscher	4,2E+01	4,0E-04	1,0E-01	2,5E-02	8,5E-03	7,6E+02
<b>KS_Summe, Gut</b>	<b>-2,7E+02</b>	<b>-1,1E-04</b>	<b>-1,3E+00</b>	<b>-5,4E-02</b>	<b>-7,2E-02</b>	<b>-3,6E+03</b>
<b>KS_Summe, Last</b>	<b>2,1E+02</b>	<b>4,0E-04</b>	<b>3,7E-01</b>	<b>4,7E-02</b>	<b>2,6E-02</b>	<b>3,1E+03</b>
HA_Abwasser	1,0E+01	2,3E-06	2,2E-02	7,3E-03	1,3E-03	3,1E+01
HA_Co_G-Gut	-3,4E+02	-1,9E-03	-3,1E+00	-7,2E-01	-3,7E-01	-5,2E+03
HA_Deponie	--- nur bei LFP-Kathode ---					
HA_H2SO4_G-Gut	-5,1E+01	-7,6E-06	-1,2E+00	-1,2E-02	-6,4E-02	-2,3E+03
HA_Hilfsstoffe+Energie	7,7E+02	1,3E-04	3,9E+00	1,1E-01	2,4E-01	1,7E+04
HA_Li_G-Gut	-5,6E+01	-5,0E-04	-3,7E-01	-5,2E-02	-2,7E-02	-7,9E+02
HA_Mn_G-Gut	-9,3E+01	-3,2E-04	-6,7E-01	-9,4E-02	-7,1E-02	-1,9E+03
HA_Ni_G-Gut	-4,3E+02	-4,0E-03	-6,6E+01	-7,0E-01	-2,8E+00	-6,0E+03
HA_SMV	2,6E+01	7,2E-07	8,3E-03	1,7E-03	5,6E-04	8,0E+00
HA_Strom	6,4E+02	2,5E-05	1,1E+00	9,0E-02	7,2E-02	1,0E+04
HA_Strom_G-Gut	-4,3E-01	-1,7E-08	-7,3E-04	-6,0E-05	-4,8E-05	-6,6E+00
HA_Transport	1,3E+01	4,6E-07	6,0E-02	1,4E-02	6,2E-03	1,9E+02
<b>HA_Summe, Gut</b>	<b>-9,7E+02</b>	<b>-6,8E-03</b>	<b>-7,1E+01</b>	<b>-1,6E+00</b>	<b>-3,4E+00</b>	<b>-1,6E+04</b>
<b>HA_Summe, Last</b>	<b>1,5E+03</b>	<b>1,6E-04</b>	<b>5,1E+00</b>	<b>2,2E-01</b>	<b>3,2E-01</b>	<b>2,7E+04</b>
<b>LithoRec-NMC- Gesamt-Netto</b>	<b>-1,0E+03</b>	<b>-2,1E-01</b>	<b>-9,2E+01</b>	<b>-3,1E+00</b>	<b>-4,6E+00</b>	<b>-1,6E+04</b>

Tabelle A 3-2: LCIA-Ergebnisse der Basisbilanz zum LithoRec-Prozess, LFP-Kathode

Ergebnisse Basisbilanz - LithoRec, LFP- Kathode -	GWP	ADP <sub>elem.</sub>	AP	EP	POCP	KEA n.e.
	(kg-CO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Sb-eq/ t-Batterien)	(kg-SO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-PO <sub>4</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Eth.-eq/ t-Batterien)	(MJ/ t-Batterien)
DM_Al_u_G-Aufwand	6,0E+00	2,5E-06	1,3E-02	9,8E-04	9,8E-04	8,5E+01
DM_Al_u_G-Gut	-1,1E+02	-4,8E-05	-5,5E-01	-2,3E-02	-3,1E-02	-1,5E+03
DM_BMS_G-Aufwand	1,2E+00	1,7E-06	4,4E-03	9,9E-04	6,2E-04	1,5E+01
DM_BMS_G-Gut	-1,2E+01	-4,7E-02	-9,4E-01	-2,8E-02	-4,7E-02	-1,8E+02
DM_Cu_G-Aufwand	6,7E+01	8,0E-03	8,0E-01	4,9E-02	4,9E-02	1,6E+03
DM_Cu_G-Gut	-1,0E+02	-7,1E-02	-8,8E+00	-3,0E-01	-4,5E-01	-2,1E+03
DM_Edelstahl_ G-Aufwand	1,2E+02	2,9E-04	5,6E-01	1,0E-01	6,8E-02	2,5E+03
DM_Edelstahl_G-Gut	-1,4E+03	-4,1E-02	-7,6E+00	-1,1E+00	-7,3E-01	-2,5E+04
DM_Kunststoff_ G-Aufwand	5,8E+01	2,3E-06	1,0E-01	8,2E-03	6,5E-03	9,1E+02
DM_Kunststoff_G-Gut	-8,5E+02	-6,1E-03	-2,7E+00	-6,2E-01	-2,5E-01	-1,1E+04
DM_Strom	9,9E+00	3,9E-07	1,7E-02	1,4E-03	1,1E-03	1,5E+02
DM_Stromgutschrift	-1,6E+01	-6,1E-07	-2,7E-02	-2,2E-03	-1,7E-03	-2,4E+02
DM_Transport	5,9E+01	2,1E-06	2,9E-01	6,6E-02	3,0E-02	8,7E+02
<b>DM_Summe, Gut</b>	<b>-2,5E+03</b>	<b>-1,7E-01</b>	<b>-2,1E+01</b>	<b>-2,1E+00</b>	<b>-1,5E+00</b>	<b>-3,8E+04</b>
<b>DM_Summe, Last</b>	<b>3,2E+02</b>	<b>8,3E-03</b>	<b>1,8E+00</b>	<b>2,3E-01</b>	<b>1,6E-01</b>	<b>4,6E+03</b>

Ergebnisse Basisbilanz - LithoRec, LFP- Kathode -	GWP	ADP <sub>elem.</sub>	AP	EP	POCP	KEA n.e.
	(kg-CO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Sb-eq/ t-Batterien)	(kg-SO <sub>2</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-PO <sub>4</sub> -eq/ t-Batterien)	(kg-Eth.-eq/ t-Batterien)	(MJ/ t-Batterien)
ZZ_Al <sub>u</sub> _G-Aufwand	3,8E+00	3,6E-07	1,0E-02	8,3E-04	9,1E-04	6,5E+01
ZZ_Al <sub>u</sub> _G-Gut	-1,2E+02	-5,0E-05	-5,7E-01	-2,4E-02	-3,2E-02	-1,6E+03
ZZ_Auswaschung	8,9E+01	1,7E-04	1,6E-01	3,7E-02	1,7E-02	1,3E+03
ZZ_Cu_G-Aufwand	1,0E+02	1,2E-02	1,2E+00	7,7E-02	7,6E-02	1,7E+03
ZZ_Cu_G-Gut	-1,6E+02	-1,1E-01	-1,4E+01	-4,7E-01	-7,0E-01	-2,6E+03
ZZ_LM Entsorgung	1,2E+02	9,3E-06	1,1E-01	2,2E-02	7,3E-03	1,0E+02
ZZ_Separator	1,4E+02	7,1E-07	1,0E-02	3,7E-03	1,6E-03	4,7E+01
ZZ_Transport	3,0E+01	1,1E-06	1,4E-01	3,2E-02	1,4E-02	4,4E+02
<b>ZZ_Summe, Gut</b>	<b>-2,8E+02</b>	<b>-1,1E-01</b>	<b>-1,4E+01</b>	<b>-5,0E-01</b>	<b>-7,3E-01</b>	<b>-4,2E+03</b>
<b>ZZ_Summe, Last</b>	<b>4,8E+02</b>	<b>1,3E-02</b>	<b>1,7E+00</b>	<b>1,7E-01</b>	<b>1,2E-01</b>	<b>3,7E+03</b>
KS_Al <sub>u</sub> _G-Aufwand	7,5E+00	7,1E-07	2,1E-02	1,6E-03	1,8E-03	1,3E+02
KS_Al <sub>u</sub> _G-Gut	-2,3E+02	-9,9E-05	-1,1E+00	-4,7E-02	-6,3E-02	-3,1E+03
KS_direkte-CO2-em	2,0E+01					
KS_Strom-I	1,2E+02	4,8E-06	2,1E-01	1,7E-02	1,4E-02	1,9E+03
KS_Strom-II	2,1E+00	8,3E-08	3,7E-03	3,0E-04	2,4E-04	3,3E+01
KS_Transport	4,1E-01	1,5E-08	1,9E-03	4,3E-04	1,9E-04	6,0E+00
KS_Flusssäurewäscher	3,8E+01	3,6E-04	9,2E-02	2,2E-02	7,7E-03	6,9E+02
<b>KS_Summe, Gut</b>	<b>-2,3E+02</b>	<b>-9,9E-05</b>	<b>-1,1E+00</b>	<b>-4,7E-02</b>	<b>-6,3E-02</b>	<b>-3,1E+03</b>
<b>KS_Summe, Last</b>	<b>1,9E+02</b>	<b>3,6E-04</b>	<b>3,3E-01</b>	<b>4,2E-02</b>	<b>2,4E-02</b>	<b>2,8E+03</b>
HA_Abwasser	9,9E+00	2,2E-06	2,2E-02	7,0E-03	1,3E-03	3,0E+01
HA_Co_G-Gut	--- nur bei NMC-Kathode ---					
HA_Deponie	3,0E+00	2,4E-07	1,0E-02	8,3E-02	1,4E-03	3,2E+01
HA_H2SO4_G-Gut	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
HA_Hilfsstoffe+Energie	1,9E+02	3,8E-05	5,2E-01	2,6E-02	3,8E-02	3,6E+03
HA_Li_G-Gut	-2,7E+01	-2,4E-04	-1,7E-01	-2,5E-02	-1,3E-02	-3,8E+02
HA_Mn_G-Gut	--- nur bei NMC-Kathode ---					
HA_Ni_G-Gut	--- nur bei NMC-Kathode ---					
HA_SMV	2,3E+01	6,5E-07	7,5E-03	1,5E-03	5,1E-04	7,2E+00
HA_Strom	1,1E+02	4,3E-06	1,9E-01	1,6E-02	1,2E-02	1,7E+03
HA_Strom_G-Gut	--- nur bei NMC-Kathode ---					
HA_Transport	3,5E+00	1,2E-07	1,7E-02	3,8E-03	1,8E-03	5,1E+01
<b>HA_Summe, Gut</b>	<b>-2,7E+01</b>	<b>-2,4E-04</b>	<b>-1,7E-01</b>	<b>-2,5E-02</b>	<b>-1,3E-02</b>	<b>-3,8E+02</b>
<b>HA_Summe, Last</b>	<b>3,4E+02</b>	<b>4,5E-05</b>	<b>7,5E-01</b>	<b>5,3E-02</b>	<b>5,4E-02</b>	<b>5,4E+03</b>
<b>LithoRec-LFP- Gesamt-Netto</b>	<b>-1,7E+03</b>	<b>-2,6E-01</b>	<b>-3,2E+01</b>	<b>-2,2E+00</b>	<b>-2,0E+00</b>	<b>-2,9E+04</b>

## **Annex 4 (vertraulich): Zusammenstellung der Rohdaten**